

СУМСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
СУМСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ПОНОМАРЕНКО РОМАН ВОЛОДИМИРОВИЧ


УДК: 502.51(282.03):556.18:628.1(043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ
НАУКОВО-ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ПРОГНОЗУВАННЯ
ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ГІДРОСФЕРУ ПРИ
БАСЕЙНОВОМУ УПРАВЛІННІ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ
УКРАЇНИ

Спеціальність 21.06.01 – екологічна безпека

Галузь знань – технічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело  Роман ПОНОМАРЕНКО

Науковий консультант – Пляцук Леонід Дмитрович, доктор технічних наук, професор

Суми – 2020

АНОТАЦІЯ

Пономаренко Р.В. Науково-теоретичні основи прогнозування техногенного впливу на гідросферу при басейновому управлінні водними ресурсами України. – На правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека. Сумський державний університет, 2020. Спеціалізована вчена рада Д 55.051.04.

Дисертаційна робота присвячена вирішенню науково-прикладної проблеми прогнозування зниження рівня техногенного навантаження на екосистему поверхневих джерел водопостачання, з урахуванням впливу на них транскордонних водних об'єктів в умовах існуючої системи басейнового управління водними ресурсами.

Особливо гостро проблеми забруднення поверхневих і підземних вод, деградації водних екосистем постали перед людством у кінці ХІХ століття, що у значній мірі було пов'язано зі зростанням техногенного навантаження на водні об'єкти.

В економічно розвинених країнах існують методи нормування, адаптовані до умов ринкової економіки, що відповідають сучасним екологічним вимогам, апробовані багаторічним використанням. Удосконалення екологічного законодавства призвело до того, що до цього часу в усіх великих економічно розвинених державах світу досягнуто суттєвих результатів у системі нормування водокористування.

Отже, на рівні областей України виникає проблема ранжування водних об'єктів, розташованих в їх межах, за ступенем важливості (і, відповідно, черговості) розробки нормативів небезпечного впливу на них, з урахуванням обмеженості наявних фінансових ресурсів.

Вдосконалення чинної концепції нормування шкідливих впливів на поверхневі водні об'єкти є актуальною проблемою, яка може бути вирішена шляхом докладного опрацювання наступних аспектів:

– удосконалення комплексного територіально-басейнового підходу до нормування якості вод природних водних об'єктів;

– нормування якості вод природних водних об'єктів, розташованих у межах басейну річки, з урахуванням впливу транскордонних водних об'єктів та реальних фінансових ресурсів для цих цілей необхідно буде проводити в певній часовій послідовності. Тобто спочатку повинен бути складений ранжований ряд поверхневих водних об'єктів та їх ділянок.

Запропоновано підхід, який дозволяє спрогнозувати зміну екологічного стану поверхневого водного об'єкта і розробляти водоохоронні програми, які будуть спрямовані на першочергові заходи, а в подальшому, за результатами моніторингу, - проводити коректування програм за стабілізації та подальшого відновлення поверхневих водних об'єктів.

Пропонується під тимчасовим нормативом допустимих впливів на поверхневий водний об'єкт (його ділянку) за надходженням ЗР розуміти комплекс наступних показників:

– показник існуючого стану поверхневого водного об'єкта (ділянки) по надходженню ЗР – ППС;

– орієнтовний необхідний рівень зниження шкідливого впливу на поверхневий водний об'єкт (ділянку) за надходженням ЗР – ОНРЗ;

– програму водоохоронних заходів – ПВЗ;

– термін виконання програми ПВЗ та досягнення орієнтовного рівня техногенного впливу на поверхневий водний об'єкт (ділянку) – ТВП.

Реалізація програми повинна здійснюватися у разі постійного моніторингу стану поверхневого водного об'єкта, що дозволить оцінити ефективність запропонованих заходів, ступінь їх впливу на стан поверхневого водного об'єкта і зробити їх коригування на наступних етапах.

Для прогнозу зміни екологічного існуючого стану поверхневих водних об'єктів застосування чисельних методів у цей час є обмеженим з

певних причин. Тому при створенні системи оперативного прогнозування та нормування техногенних навантажень, за достатньо обмеженого обсягу вихідної інформації, в першу чергу, гідрохімічного, гідробіологічного характеру, доцільно використовувати більш прості моделі.

На підставі математичної обробки тривалого ряду спостережень, як за гідрологічними, так і за гідрохімічними характеристиками поверхневого водного об'єкта для кожної ЗР доведено, що в реальних умовах залежність збільшення концентрацій j -тої ЗР ($\Delta C_{i+1,i(\partial n)}^j = C_{i+1,i(\partial n)}^j - C_{i(\partial n)}^j$) від збільшення мас цієї ж речовини ($\Delta m_{i+1,i(\partial n)}^j = m_{i+1,i(\partial n)}^j - m_{i(\partial n)}^j$) в межах ділянок водотоку, обмежених існуючими стаціонарними створами, описується в першому наближенні лінійним рівнянням.

Аналіз лінійних залежностей дозволив дійти висновку що, незалежно від виду ЗР, вони мають такі характерні точки:

– для лінійної залежності «чистого розведення» – це точка I проходить через початок координат: ($\Delta C_{i+1,i(\partial n)}^j = 0$ та $\Delta m_{i+1,i(\partial n)}^j = 0$);

– для лінійної залежності реального поверхневого водного об'єкта – це точка II (при $\Delta C_{i+1,i(\partial n)}^j = 0$) з координатами: ($\frac{b_{i+1,i}^j}{a_{i+1,i}^j}$; 0) і точка III (при $\Delta m_{i+1,i(\partial n)}^j = 0$), координати якої: (0; $b_{i+1,i}^j$);

– точка IV – перетин двох лінійних залежностей; в цій точці «чисте розведення» відповідає трансформації j -го ЗР у реальному поверхневому водному об'єкті.

Характерна точка II показує, що у разі виконання даних умов у реальному поверхневому водному об'єкті приріст масової витрати розглянутої ЗР відбувається тільки за рахунок зміни витрати в межах виділеної ділянки; концентрація ж цієї речовини залишається постійною.

Характерна точка III показує, що у випадку виконання даних умов у реальному поверхневому водному об'єкті приріст масової витрати

розглянутої ЗР відбувається тільки за рахунок зміни її концентрації в межах виділеної ділянки, в той час як витрата залишається постійною.

Характерна точка IV показує співвідношення між «чистим розведенням» та процесами всередині водойми, яке залежить від ЗР.

За рівних значень збільшення концентрацій $\Delta C_{i+1,i(чрз)}^j = \Delta C_{i+1,i(дн)}^j$ для неконсервативних речовин приріст масової витрати для реального поверхневого водного об'єкта ($\Delta m_{i+1,i(дн)}^j$) буде більше, ніж для умов «чистого розведення» ($\Delta m_{i+1,i(чрз)}^j$). Отже, за однакової масової витрати у верхньому створі (m_i^j) в реальному поверхневому водному об'єкті масова витрата ($m_{i+1,i(дн)}^j$) в нижньому створі буде менше, ніж для випадку «чистого розведення» ($m_{i+1,i(чрз)}^j$). Це дозволяє припустити, що в реальному поверхневому водному об'єкті зі збільшенням $\Delta C_{i+1,i(дн)}^j$ посилюються природні процеси хімічної, біологічної, фізико-хімічної та ін. природи (хімічні реакції, поглинання і виділення складових біоти ґрунтами, адсорбція, абсорбція, десорбція та ін).

Існуюча мережа стаціонарних постів у межах басейну Дніпра не дозволяє виконати детальний аналіз зміни вмісту ЗР на найбільш напружених ділянках; здійснювати прогнозу оцінку їх існуючого екологічного стану; вимагає коригування їх місця розташування і періодичності спостережень.

Результати дослідження зміни екологічного стану Дніпра показали наступне:

- найбільш техногенно навантаженими ділянками Дніпра є водні масиви поблизу великих міст;
- істотною причиною забруднення поверхневих водних об'єктів є нераціональна господарська діяльність, порушення водного законодавства, недбалість населення і відсутність достатньої організації та контролю з боку Басейнових Рад та БУВР, а також міських та селищних адміністрацій.

Значну частку неврахованого забруднення вносять як природні ЗР, зумовлені геологічною будовою водозбору, так і наслідки надзвичайних ситуацій (щорічні степові та лісові пожежі, що призводять до зміни стокових характеристик і насичення вод фенолами та іншими ЗР).

Ці дані в подальшому можуть бути використані БУВР для:

- розробки проєкту цільової програми «Захист від забруднення поверхневих водних об'єктів» і намітити основні заходи зі стабілізації та подальшого поліпшення екологічного стану цих поверхневих водних об'єктів;

- визначення необхідних фінансових та матеріальних ресурсів, термінів реалізації заходів;

- розроблення механізмів управління і контролю у разі їх реалізації.

Інтегральна бальна оцінка існуючого стану основних поверхневих водних об'єктів у межах басейну Дніпра за запропонованою методикою, показала, що в найбільш несприятливому екологічному стані перебуває р. Ірпінь (14,76). Внесок за надходженням ЗР розподілився наступним чином: завислі (суспендовані) речовини (8,7), кисень розчинений (28,8), сульфат-іони (179,3), хлорид-іони (90,37), амоній-іони (0,73), нітрат-іони (12,7), нітрит-іони (0,26), фосфат-іони (поліфосфати) (0,41). Що стосується р. Десна, то необхідно відзначити, що хоча й менше, ніж у р. Ірпінь, але досить істотне значення сумарної інтегральної бальної оцінки (100,69) пояснюється підвищеним природним фоном. Аналіз гідрохімічних показників якості води транскордонних водних об'єктів по басейну р. Дніпро (р. Прип'ять) показав, що надходження амоній-іонів, завислих (суспендованих) речовин, фосфат-іонів (поліфосфатів) з Білоруської сторони менше, ніж на території України. У той же час, скласти досить точний баланс мас забруднень р. Прип'ять через відсутність точних даних щодо витрат води в цих водотоках не є можливим. Річка є транскордонною, а питання про допуск українських фахівців за лінію фарватеру на цей час не вирішено на міжурядовому рівні.

Для підвищення надійності спостережень і уточнення джерел забруднення транскордонних водних об'єктів басейну р. Прип'ять зроблено пропозиції щодо вдосконалення системи моніторингу.

Результати розрахунків показали, що у разі виконання всіх запроєктованих водоохоронних заходів їх ефективність складе близько 65 % від існуючого стану. Істотною відмінністю пропонованої методики, в т.ч. програми водоохоронних заходів, є механізм її реалізації в разі недостатності їх фінансових коштів. У цих умовах кошти слід спрямовувати на першочергові заходи (відповідно з ранжуванням, що дозволяє досягти максимально можливої ефективності вкладених коштів зі стабілізації та подальшого поліпшення екологічного стану р. Дніпро, але при цьому повинно бути проведене відповідне коригування термінів виконання «Програми ...».

Практичне значення роботи підтверджено актами впровадження у діяльність практичних організацій та навчальний процес.

Ключові слова: екологічна безпека, поверхневий водний об'єкт, річковий басейн, техногенне навантаження, прогнозування, планування водоохоронних заходів, моніторинг.

Список публікацій здобувача

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації

Монографії

1. Пономаренко Р. В. Науково-теоретичні основи зниження техногенного навантаження на системи водопостачання регіону з урахуванням основних принципів басейнового управління водними ресурсами : монографія. Харків, 2020. 112 с.

2. Основи моделювання в ергономіці, екології і хімічній технології : монографія / за заг. ред. д-ра техн. наук, професора С. М. Логвінкова. Харків, 2017. С. 119–141.

Здобувачу належить розділ за напрямом управління процесом протидії джерелам екологічної небезпеки в умовах діючих станцій підготовки питної води.

Статті у фахових наукових виданнях із переліку МОН України

3. Пономаренко Р. В. Підвищення рівня екологічної безпеки питного водопостачання регіону в умовах забруднення поверхневого джерела. *Науковий журнал «Екологічна безпека». Кременчук: Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського. 2013. Вип. 1/2013 (15). С. 24–27.*

4. Пономаренко Р. В. Возможность возникновения чрезвычайных ситуаций техногенного характера, связанных с антропогенным воздействием на поверхностные водоемы. *Загальнодержавний науково-технічний журнал «Проблеми екології». 2014. №1(33). С. 22–30.*

5. Третьяков О. В., Пономаренко Р. В. Використання структуризації надзвичайних ситуацій як засобу забезпечення екологічної безпеки питного водопостачання. *Вісник Харківського національного автомобільно-дорожнього університету. 2014. Вип. 64. С. 87–91.*

Здобувач встановив можливість застосування підходу структуризації надзвичайних ситуацій для забезпечення екологічної безпеки питного водопостачання регіону.

6. Третьяков О. В., Безсонний В. Л., Пономаренко Р. В., Бородич П. Ю. Підвищення ефективності прогнозування впливу техногенного забруднення на поверхневі водойми. *Проблеми надзвичайних ситуацій: науковий журнал. 2019. Вип. 29(1). С. 61–78.*

Здобувач здійснив удосконалення математичної моделі показників екологічного стану поверхневих вод.

7. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В., Ковальов П. А. Визначення екологічного стану головного джерела водопостачання України. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека». 2019. Випуск 6 (2/2019) С. 69–77.*

Здобувач розробив модель прогнозування екологічного стану поверхневих вод басейну Дніпра.

8. Пономаренко Р. В., Слепужніков Є. Д., Пляцук Л. Д., Аблєєва І. Ю., Третьяков О. В. Визначення якісного стану водної екосистеми річки Дніпро. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського. 2019. № 2(28). С. 52–62.

Здобувач провів оцінку якості води Дніпра за основними показниками, шляхом ретроспективного аналізу даних моніторингу та екологічної оцінки водних ресурсів України.

9. Shtepa V., Plyatsuk L., Ablieieva I., Hurets L., Sherstiuk M., Ponomarenko R. Substantiation of the environmental and energy approach of improvement of technological regulations of water treatment systems. *Журнал «Technology audit and production reserves»*. 2020. Том 1, № 3(51) С. 11–17.

Здобувач обґрунтував еколого-енергетичний критерій оцінки функціонування споруд очищення стічних вод.

10. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В., Аблєєва І. Ю., Буц Ю. В., Барбашин В. В. Удосконалення методології визначення якісного стану в одній екосистемі (на прикладі річки Дніпро). *Науково-технічний збірник «Комунальне господарство міст»*. Серія: технічні науки та архітектура. 2020. Том 1, випуск 154. С. 82–93.

Здобувач удосконалив методологію визначення екологічного стану водотоку.

11. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Шерстюк М. М., Третьяков О. В., Штепа В. М. Прогнозування впливу техногенного забруднення на якісний стан водної екосистеми річки Дніпро. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*. 2020. Випуск 1(120). С. 80–85.

Здобувач розробив порядок проведення вимірювань оперативних показників екологічного стану поверхневого вододжерела.

12. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В., Черкашин О. В., Затько Й. Прогнозування показників кисневого режиму поверхневого джерела в умовах водної екосистеми басейну Дніпра. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. 2020. Випуск 7 (1/2020). С. 51–56.

Здобувач провів дослідження щодо можливості використанням двокомпонентної моделі Стрітера-Фелпса, а також її модифікації в умовах поверхневого водного об'єкта.

13. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Tretyakov O., Ablieieva I. Modeling of oxygen mode indicators in the conditions of the aquatic ecosystem of the Dnepr basin. *Журнал «Вода та водоочисні технології. Науково-технічні вісті»*. 2020. Том 26, № 1. С. 36–44.

Здобувач здійснив перевірку адекватності математичної моделі прогнозування кисневого режиму водної екосистеми басейну Дніпра.

14. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Tretyakov O., Ablieieva I. Modeling of operational control of the oxygen regime of the aquatic ecosystem in the conditions of the Dnieper basin. *Науковий журнал «Environmental Problems»*. 2020. Vol. 5, No. 1, P. 58–62.

Здобувач провів дослідження щодо вдосконалення математичної моделі динаміки інтегральних показників екологічного стану водойми.

15. Пономаренко Р. В. Пляцук Л. Д., Третьяков О. В. Оцінка зміни та прогнозування показників кисневого режиму поверхневого джерела. *Вісник Харківського національного автомобільно-дорожнього університету*. 2020. Вип. 89. С. 51–59.

Здобувач удосконалив математичну модель динаміки інтегральних показників екологічного стану водойми шляхом доповнення корегуючими коефіцієнтами.

16. Пономаренко Р. В., Буц Ю. В. Управління процесом підготовки питної води в умовах виникнення надзвичайних ситуацій техногенного

характеру. *Вісник Харківського національного університету ім. В.Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2012. Вип. 7. С. 123–129.

Здобувач обґрунтував шляхи оперативного управління водно-хімічним режимом в умовах поверхневого вододжерела.

17. Пономаренко Р. В., Буц Ю. В. Якісна питна вода запорука екологічної безпеки регіону. *Науковий журнал Харківського національного університету ім. Каразіна «Людина та довкілля. Проблеми неоекології»*. 2014. № 1-2. С. 112–114.

Здобувач провів ретроспективний аналіз показників якості води поверхневого джерела водопостачання.

18. Слепужников Є. Д., Тарахно О. В., Пономаренко Р. В., Буц Ю. В. Удосконалення контролю відбору проб рідких, газоподібних та сипучих речовин при дослідженні техногенного впливу на довкілля. *Науковий журнал Харківського національного університету ім. Каразіна «Людина та довкілля. Проблеми неоекології»*. 2018. Випуск 30. С. 148–158.

Здобувач розробив рекомендації щодо процедури відбору проб із виявлення небезпечних речовин.

19. Слепужников Е. Д., Петухов Р. А., Пономаренко Р. В., Буц Ю. В. Экологически безопасный метод локализации загрязнения почв при чрезвычайных ситуациях техногенного характера. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2019. Вип. 21. С. 63–71.

Здобувач розробив метод локалізації надзвичайної ситуації, пов'язаної з витоком летючих токсичних рідин.

**Статті у наукових періодичних виданнях інших держав та виданнях,
які індексуються наукометричними базами даних Scopus та Web of
Science**

20. Безсонний В. Л., Третьяков О. В., Халмурадов Б. Д., Пономаренко Р. В. Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of

Chervonooskil water reservoir. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2017. Том 5, № 10 (89). С. 32–38.

Здобувач визначив модельовані та емпіричні коефіцієнти показників визначення екологічного стану поверхневого водного об'єкта.

21. Buts Y., Asotskyi V., Kraynyuk O., Ponomarenko R. Influence of technogenic loading of pyrogenic origin on the geochemical migration of heavy metals. *Журнал геології, географії та геоекології (Journal of Geology, Geography and Geoecology)*. 2018. №27 (1). Р. 43–50.

Здобувач провів розрахунки впливу техногенного навантаження на геохімічну міграцію важких металів у ґрунтах прибережних зон поверхневого водного об'єкта.

22. Asotskyi V., Buts Y., Kraynyuk O. Ponomarenko R. Post-pyrogenic changes in the properties of grey forest podzolic soils of ecogeosystems of pine forests under conditions of anthropogenic loading. *Журнал геології, географії та геоекології (Journal of Geology, Geography and Geoecology)*. 2018. №27 (2). Р. 175–183.

Здобувач провів аналіз постпірогенної зміни ґрунтів екогеосистем соснових лісів прибережних зон поверхневого водного об'єкта.

23. Buts Y., Asotskyi V., Kraynyuk, O., Ponomarenko, R., Kovalev P. Dynamics of migration property of some heavy metals i soils in Kharkiv region under the influence of the pyrogenic factor. *Журнал геології, географії та геоекології (Journal of Geology, Geography and Geoecology)*. 2019. №28 (2). Р. 409–416.

Здобувач вивів рівняння для визначення області максимального осадження (аккумуляції) гідроксидів та гідроксокомплексів важких металів.

24. Buts Y., Asotskyi V., Kraynyuk O., Ponomarenko R., Kalynovskyi A. Geoecological analysis of the impact of anthropogenic factors on outbreak of emergencies and their prediction. *Журнал геології, географії та геоекології Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2020. №29 (1). Р. 40–48.

Здобувач провів геоекологічний аналіз ризику виникнення надзвичайних ситуацій екологічного характеру на основі розміщення об'єктів підвищеної небезпеки.

25. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Hurets L., Polkovnychenko D., Grigorenko N., Sherstiuk M., Miakaiev O. Determining the effect of anthropogenic loading on the environmental state of a surface source of water supply. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2020. Том 5, № 10 (105). С. 54–62.

Здобувач провів математичне моделювання показників екологічного стану Дніпра.

Статті в інших наукових виданнях

26. Пономаренко Р. В., Ковальов П. А., Виноградов С. А. Prevention of accidental related to pollution of surface water sources with heavy metal ions. *«Управління безпекою складних систем 2014»*. Зб. наук. праць. *«Riadenie bezpečnosti zložitých systémov 2014»*. м. Ліптовьки Мікулаш, Словаччина. 2014. Вип. 1. С. 292–298.

Здобувач провів розрахунки ефективності видалення забруднювальних речовин шляхом аерації води.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

27. Пономаренко Р. В., Виноградов С. А. Забезпечення населення питною водою в надзвичайних ситуаціях. Збірка матеріалів І Міжвузівської науково-методичної конференції *«Екологічні аспекти регіонального партнерства в надзвичайних ситуаціях»* (Харків, 21 листопада 2012 р.). Харків, 2012. С. 228–229.

28. Третьяков О. В., Пономаренко Р. В. Підготовка питної води високої якості в умовах незадовільного екологічного стану поверхневого джерела. Збірник статей VII Всеукраїнської науково-практичної конференції *«Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України»* (Запоріжжя, 15 грудня 2012 р.). Запоріжжя: Видавництво ЗДІА, 2012. С. 54–55.

29. Третьяков О. В., Пономаренко Р. В. Забезпечення населення якісною питною водою як основа безпеки людини в сучасних умовах. *Матеріали IV Міжнародної науково-методичної конференції НТУ «ХПИ» «Безпека людини в сучасних умовах»* (Харків, 6-7 грудня 2012 р.). Харків, 2012. С. 119–120.

30. Пономаренко Р. В., Губаренко К. Г. Моніторинговий контроль якості господарсько-питної води для населення – основа її безпеки. *Матеріали VIII Міжнародної науково-практичної конференції за участю молодих науковців «Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів»* (Харків, 16-18 жовтня 2013 р.). Харків: ХНАДУ, 2013. С. 127–129.

31. Шахов С. М., Шеремет О. М., Пономаренко Р. В. Пути предотвращения возникновения чрезвычайных ситуаций, связанных с техногенным загрязнением поверхностных источников водоснабжения. *Материалы II научно-практической конференции курсантов и студентов. «Стратегия «Казахстан – 2050»: совершенствование системы защиты от чрезвычайных ситуаций, развитие научных исследований в сфере безопасности и жизнедеятельности населения* (14 марта 2014 г.). Кокшетау: КТИ МЧС РК, 2014. С. 310–317.

32. Пономаренко Р. В., Шеремет О. М., Шахов С. М. Якісна питна вода, як основа національної екологічної політики. *Матеріали інтернет-конференції «Державне регулювання освітньо-наукового забезпечення підготовки конкурентоспроможних фахівців у сфері цивільного захисту»* (Харків, 19-20 березня 2014 р.). Харків: НУЦЗУ, 2014. С. 139–140.

33. Шахов С. М., Пономаренко Р. В. Об'єкти водопостачання та гідроспороди, як потенційно небезпечні об'єкти. *Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції курсантів та студентів «Проблеми та перспективи забезпечення цивільного захисту»* (Харків, 2–3 квітня 2014 р.). Харків: НУЦЗУ, 2014. С. 91.

34. Третьяков О. В., Пономаренко Р. В. Забезпечення населення якісною питною водою шляхом впровадження нових технічних рішень. Збірник тез доповідей XXI Міжнародної науково-практичної конференції *«Інформаційні технології: наука, техніка, технологія, освіта, здоров'я»* Ч.ІІІ (Харків, 21-23 травня 2014 р.). Харків: НТУ «ХПІ». С. 270.

35. Пономаренко Р. В., Пономаренко Г. В. Аналіз наявних ресурсів протидії джерелам екологічної небезпеки для об'єктів питного водопостачання. Матеріали ІХ Міжнародної науково-практичної конференції *«Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів»* (Харків, 29–31 жовтня 2014 р.). Харків: ХНАДУ, 2014. С. 99–102.

36. Пономаренко Р. В., Будник О. М. Виробництво питної води в умовах діючих станцій водопідготовки. Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції *«Сучасний стан цивільного захисту: перспективи та шляхи до Європейського простору»* (Київ, 22–23 вересня 2015 р.). Київ: ІЛУЦЗ, 2015. С. 315–317.

37. Єрмоменко В. І., Пономаренко Р. В. Деякі питання щодо стану техногенної безпеки в Україні в 2016 році Матеріали щорічної міжнародної науково-технічної конференції *«Екологічна і техногенна безпека. Охорона водного і повітряного басейнів. Утилізація відходів»* (Харків, 27–28 квітня 2016 р.). Харків: ХНУБА, 2016. С. 114–116.

38. Пономаренко Р. В., Мішина В. О. Деякі питання щодо діяльності Сіверсько-Донецького басейнового управління водних ресурсів. Матеріали ІІ Міжнародної науково-практичної конференції студентів, магістрантів та аспірантів *«Галузеві проблеми екологічної безпеки»* (Харків, 20–21 жовтня 2016 р.). Харків: ХНАДУ, 2016. С. 142–143.

39. Безсонний В. Л., Пономаренко Р. В. Моніторинг поверхневих джерел водопостачання у випадку аварійної ситуації. Збірник матеріалів ІV науково-практичної конференції для молодих вчених, присвяченої 100-річчю Національної академії наук України *«Сучасна гідроекологія: місце*

наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (Київ, 6–7 листопада 2017 р.). Київ, 2017. С. 11–12.

40. Мішина В. О., Пономаренко Р. В. Управління надійністю системи водопостачання як засіб вирішення проблеми екологічної безпеки регіону. Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції студентів, магістрантів та аспірантів *«Галузеві проблеми екологічної безпеки»* (Харків, 24 жовтня 2017 р.). Харків, 2017. С. 138–141.

41. Пономаренко Р. В., Мішина В. О. Характеристика основного джерела водопостачання східного регіону України. Збірник тез доповідей XXI Міжнародної науково-практичної конференції *«Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво – 2018»* (Харків, 18–20 квітня 2018 р.). Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2018. С. 169–170.

42. Пономаренко Р. В., Третяков О. В. Питання щодо забезпечення населення якісною питною водою. Тези доповідей міжнародної науково-технічної конференції *«Технології та інфраструктура транспорту»* (Харків, 14-16 травня 2018 р.). Харків: УкрДУЗТ, 2018. С. 285–287.

43. Пономаренко Р. В., Слепужніков Є. Д., Кустов М. В. Запобігання надзвичайним ситуаціям шляхом удосконалення контролю небезпеки у сфері екологічної безпеки за допомогою відбору проб рідких, газоподібних та сипучих речовин. Збірник матеріалів IV Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції *«Інноваційні аспекти систем безпеки праці, захисту інтелектуальної власності»* (Полтава, 28–29 березня 2019 р.). Полтава: ПДАА, 2019. С. 75–78.

44. Пономаренко Р. В., Третяков О. В., Пляцук Л. Д. Оцінка екологічного стану головної артерії питного водопостачання України. Тези доповідей сьомої міжнародної науково-технічної конференції *«Проблеми інформатизації»* (Черкаси, 13–15 листопада 2019 р.). Том 3: секція 5–7. Черкаси: Черкаський державний технологічний університет, 2019. С. 73.

45. Пономаренко Р. В., Третьяков О. В., Пляцук Л. Д. Визначення екологічного стану головної водної артерії України. Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції *«Перспективи майбутнього та реалії сьогодення в технологіях водо підготовки»* (Київ, 14–15 листопада 2019 р.). Київ: НУХТ, 2019. С. 188–189.

46. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В., Асоцький В. В. Підхід до визначення екологічного стану Дніпра. Тези 6-ї Міжнародної науково-практичної конференції *«Перспективи світової науки та освіти»* (Осака, 26–28 лютого 2020 р.). Осака, Японія: Видавнича група CPN, 2020. С. 674–681.

47. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В. Модель прогнозування показників кисневого режиму поверхневого джерела. Тези доповідей десятої міжнародної науково-технічної конференції *«Сучасні напрями розвитку інформаційно-комунікаційних технологій та засобів управління»* (9–10 квітня 2020 р.). Том 2: секції 3, 4. Баку – Харків – Жиліна, 2020. С. 75.

48. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Аблеєва І. Ю. Прогноз зміни показників кисневого режиму поверхневого джерела в умовах водної екосистеми басейну Дніпра. Матеріали VII Всеукраїнської науково-технічної конференції *«Сучасні технології у промисловому виробництві»* (Суми, 21–24 квітня 2020 р.). Суми: Сумський державний університет, 2020. С. 175–176.

49. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В., Слепужніков Є. Д. Прогнозування техногенного впливу на якісний стан водної екосистеми басейну Дніпра. Матеріали I Міжнародної науково-практичної інтернет-конференції *«Сучасні проблеми професійної та цивільної безпеки»* (Дніпро, 28 квітня 2020 р.). Дніпро, 2020. С. 121–123.

SUMMARY

Ponomarenko R. V. Scientific and theoretical bases for forecasting of the technogenic impact on the hydrosphere in basin management of water resources of Ukraine. – On the rights of the manuscript.

Thesis for a Doctor of Engineering Sciences Degree by specialty 21.06.01 – ecological safety. Sumy State University, 2019. Specialized Academic Council D 55.051.04.

The dissertation is devoted to solving the scientific and applied problem of forecasting the reduction of man-made load on the ecosystem of surface water supply sources, taking into account the impact of transboundary water bodies in the existing system of basin water management.

Particularly acute problems of surface and groundwater pollution, degradation of aquatic ecosystems faced mankind in the late XIX century, which was largely due to the growing man-made load on water bodies.

In economically developed countries, there are methods of rationing, adapted to the conditions of a market economy, meeting modern environmental requirements, tested for many years of use. Improvement of environmental legislation has led to the fact that so far in all major economically developed countries of the world have achieved significant results in the system of regulation of water use.

Thus, at the level of regions of Ukraine, there is a problem of ranking water bodies located within them, according to the degree of importance (and, consequently, priority) of developing standards of dangerous impact on them, taking into account the limited financial resources.

Improving the current concept of normalization of harmful effects on surface water bodies is an urgent problem and can be solved by elaborating the following aspects:

- improving an integrated territorial-basin approach to water quality regulation of natural water bodies;
- water quality regulation of natural water bodies located within the river

basin, taking into account the impact of transboundary water bodies and real financial resources for these purposes will need to be carried out in a certain time sequence. That is, a ranked number of surface water bodies and their areas must first be compiled.

An approach is proposed to predict changes in the ecological status of surface water bodies and to develop water protection programs that will be aimed at priority measures, and then, based on monitoring results, to adjust programs for stabilization and further restoration of surface water bodies.

It is proposed to understand the set of the following indicators under the temporary standard of permissible impacts on the surface water body (its area) upon receipt of PS:

- indicator of the existing state of the surface water body (site) on the receipt of PS – ICS;
- the approximate required level of reduction of harmful effects on the surface water body (site) on the receipt of PS – ARLR;
- program of water protection measures – PWPM;
- the term of implementation of the PWPM program and achievement of the approximate level of technogenic impact on the surface water body (site) – PET.

The program should be implemented with constant monitoring of the state of the surface water body, which will assess the effectiveness of the proposed measures, the degree of their impact on the state of the surface water body and make their adjustments in the next stages.

The use of numerical methods is currently limited for some reason to predict changes in the ecological status of surface water bodies. Therefore, when creating a system of operational forecasting and rationing of man-made loads, with a very limited amount of source information, primarily hydrochemical, hydrobiological nature, it is advisable to use simpler models.

On the basis of mathematical processing of a long series of observations, both hydrological and hydrochemical characteristics of the surface water body

for each PS, it is proved that in real conditions the dependence of increasing concentrations of j-th CL ($\Delta C_{i+1,i(\partial n)}^j = C_{i+1,i(\partial n)}^j - C_{i(\partial n)}^j$) on increasing masses of the same substance ($\Delta m_{i+1,i(\partial n)}^j = m_{i+1,i(\partial n)}^j - m_{i(\partial n)}^j$) in within the sections of the watercourse bounded by the existing stationary lines, is described in the first approximation by a linear equation.

The analysis of linear dependences allowed us to conclude that regardless of the type of PS, they have the following characteristic points:

– for the linear dependence of "pure dilution" - this point I passes through the origin: ($\Delta C_{i+1,i(\partial n)}^j = 0$ and $\Delta m_{i+1,i(\partial n)}^j = 0$);

– for the linear dependence of a real surface water body, it is point II (at $\Delta C_{i+1,i(\partial n)}^j = 0$) with coordinates: ($\frac{b_{i+1,i}^j}{a_{i+1,i}^j}$; 0) and point III (at $\Delta m_{i+1,i(\partial n)}^j = 0$), coordinates of which: (0; $b_{i+1,i}^j$);

– point IV – the intersection of two linear dependences in which the "pure dilution" corresponds to the transformation of the j-th PS in a real surface water body.

Characteristic point II shows that when these conditions are met in a real surface water body, the increase in the mass flow rate of the considered PS occurs only due to the change in flow rate within the selected area, while the concentration of this substance remains constant.

Characteristic point III shows that when these conditions are met in a real surface water body, the increase in the mass flow rate of the considered PS occurs only due to changes in its concentration within the selected area, while the flow rate remains constant.

Characteristic point IV shows the relationship between "pure dilution" and processes inside the reservoir, which depends on the PS.

At equal values, the increase in concentrations for non-conservative substances will increase the mass flow rate for the actual surface water body ()

will be greater than for the conditions of "pure dilution" ($\Delta C_{i+1,i(\text{чпз})}^j = \Delta C_{i+1,i(\partial n)}^j$). Therefore, with the same mass flow in the upper line ($\Delta m_{i+1,i(\partial n)}^j$) in a real surface water body, the mass flow ($\Delta m_{i+1,i(\text{чпз})}^j$) in the lower line will be less than in the case of "pure dilution" ($m_{i+1,i(\partial n)}^j$). This suggests that in a real surface water body $\Delta C_{i+1,i(\partial n)}^j$, the natural processes of chemical, biological, physicochemical, etc. intensify with increase. nature (chemical reactions, absorption and release of components of biota, soils, adsorption, absorption, desorption and many others).

The existing network of stationary posts within the Dnieper basin does not allow to perform a detailed analysis of changes in the content of PS in the most intense areas; to carry out a forecast assessment of their existing ecological condition; requires adjustment of their location and frequency of observations.

The results of the study of changes in the ecological state of the Dnieper showed the following:

- the most man-made areas of the Dnieper are water bodies near large cities;
- significant cause of pollution of surface water bodies is irrational economic activity, violation of water legislation, negligence of the population and lack of sufficient organization and control by the Basin Councils and BMWR, as well as city and town administrations.

A significant share of unaccounted for pollution is contributed by both natural PS, due to the geological structure of the catchment, and emergencies (annual steppe and forest fires, which lead to changes in runoff characteristics and saturation of water with phenols and other PS).

These data can be further used by BMWR for:

- development of the project of the target program "Protection against pollution of surface water bodies" and to outline the basic measures for stabilization and further improvement of an ecological condition of these surface water objects;
- determine the necessary financial and material resources, deadlines for

implementation of measures;

– to develop management and control mechanisms for their implementation.

Integral scoring of the current state of the main surface water bodies within the Dnieper basin according to the proposed method, showed that in the most unfavorable ecological condition is

Irpin (14.76). The contribution to the receipt of PS was distributed as follows: suspended (suspended) substances (8.7), dissolved oxygen (28.8), sulfate ions (179.3), chloride ions (90.37), ammonium ions (0,73), nitrate ions (12.7), nitrite ions (0.26), phosphate ions (polyphosphates) (0.41). As for the Desna River, it should be noted that, although less than in the Irpin River, the significant significance of the total integrated score (100.69) is due to the increased natural background. Analysis of hydrochemical indicators of water quality of transboundary water bodies in the basin of the Dnieper River (Pripyat River) showed that the inflow of ammonium ions, suspended (suspended) substances, phosphate ions (polyphosphates) from the Belarusian side is less than in the territory Of Ukraine. At the same time, it is not possible to make a fairly accurate balance of the masses of pollution in the Pripyat River due to the lack of accurate data on water consumption in these watercourses. The river is cross-border, and the issue of admission of Ukrainian specialists beyond the fairway has not yet been resolved at the intergovernmental level.

In order to increase the reliability of observations and clarify the sources of pollution of transboundary water bodies of the Pripyat River basin, proposals have been made to improve the monitoring system.

The results of calculations showed that when performing all the designed water protection measures, their efficiency will be about 65 % of the existing state. A significant difference between the proposed method, including programs of water protection measures, there is a mechanism for its implementation in case of insufficient funds. In these conditions, funds should be directed to priority measures (according to the ranking, which allows to achieve the

maximum possible efficiency of invested funds to stabilize and further improve the environmental condition of the Dnieper, but, should be adjusted accordingly "Program ...".

The practical significance of the work is confirmed by the acts of implementation in the activities of practical organizations and the educational process.

Key words: ecological safety, surface water body, river basin, technogenic loading, forecasting, planning of water protection measures, monitoring.

list of publications

Scientific works, in which the main scientific results of the dissertation are published

Monographs

1. Ponomarenko R.V. Scientific and theoretical bases of reduction of technogenic loading on systems of water supply of region taking into account the basic principles of basin management of water resources: *monograph*. Kharkiv, 2020. 112 p.

2. Fundamentals of modeling in ergonomics, ecology and chemical technology: *a monograph* / for general. ed. Dr. Tech. Sciences, Professor S.M. Logvinkov. Kharkiv, 2017. P. 119-141.

3. Ponomarenko R.V. Improving the level of environmental safety of drinking water supply in the region in terms of surface source pollution. *Ecological safety. Scientific journal Kremenchug National University. M. Ostrogradsky*. 2013. Vol. 1/2013 (15). P. 24–27.

4. Ponomarenko R.V. The possibility of emergencies of man-made nature associated with anthropogenic impact on the surface of the reservoir. *National Scientific and Technical Journal "Problems of Ecology"*. 2014. №1 (33). P. 22–30.

5. Ponomarenko R.V., Tretyakov O.V. Using the structuring of emergencies as a means of ensuring the environmental safety of drinking water supply. *Bulletin of Kharkiv National Automobile and Road University*. 2014. Vol. 64. P. 87–91.

6. Tretyakov O.V., Bezsonnyy V.L., Ponomarenko R.V., Borodich P.Yu. Improving the efficiency of forecasting the impact of man-made pollution on surface water bodies. *Problems of emergencies: a scientific journal*. 2019. Vol. 29. P. 61–78.

7. Ponomarenko R.V., Plyatsuk L.D., Tretyakov O.V., Kovalev P.A. Determination of the ecological status of the main source of water supply in Ukraine. *Scientific and technical journal "Technogenic and ecological safety"*. 2019. Issue 6 (2/2019). P. 69–77.

8. Ponomarenko R.V., Plyatsuk L.D., Slepuzhnikov E.D., Ablieieva I.Y., Tretyakov O.V. Determination of the quality of the aquatic ecosystem of the Dnieper River. *Scientific journal "Environmental Safety"*. Kremenichuk: Kremenichuk National University named after Mykhailo Ostrogradsky. 2019. № 2 (28). P. 52–62.

9. Shtepa V., Plyatsuk L., Ablieieva I., Hurets L., Ponomarenko R., Sherstyuk M. Substantiation of the environmental and energy approach of improvement of technological regulations of water treatment systems. *Technology audit and production reserves*. 2020. Volume 1, № 3 (51). P. 4–10.

10. Ponomarenko R.V., Plyatsuk L.D., Tretyakov O.V., Ablieieva I.Y., Buts Y.V., Barbashin V.V. Improving the methodology for determining the quality of a single ecosystem (on the example of the Dnieper River). *Scientific and technical collection series: technical sciences and architecture Municipal services of cities*. 2020. Volume 1, Issue 154. P. 82–93.

11. Ponomarenko R.V., Plyatsuk L.D., Sherstyuk M.M., Tretyakov O.V., Shtepa V.M. Forecasting the impact of man-made pollution on the quality of the aquatic ecosystem of the Dnieper River. *Bulletin of Kremenichug National University named after Mykhailo Ostrogradsky*. 2020. Issue 1 (120). P. 80–85.

12. Ponomarenko R.V., Plyatsuk L.D., Tretyakov O.V., Cherkashin O.V., Zatko J. Forecasting of indicators of the oxygen regime of the surface source in the aquatic ecosystem of the Dnieper basin. *Scientific and technical journal "Technogenic and ecological safety"*. 2020. Issue 7 (1/2020). P. 51–56.

13. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Tretyakov O., Ablicieva I. Modeling of oxygen mode indicators in the conditions of the aquatic ecosystem of the Dnieper basin. *Water and water treatment technologies. Scientific and technical news*. 2020. Volume 26, Issue 1. P. 36–44.

14. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Tretyakov O., Ablicieva I. Modeling of operational control of the oxygen regime of the aquatic ecosystem in the conditions of the Dnieper basin. *Scientific journal "Environmental Problems" National University "Lviv Polytechnic"*. 2020. Vol. 5, no. 1. P. 58–62.

15. Ponomarenko R.V., Buts Yu.V. Management of the process of drinking water preparation in the event of emergencies of man-made nature. *Bulletin of the National University named after V.N. Karazina. Series "Ecology"*. 2012. Vol. 7. P. 125–129.

16. Ponomarenko R.V., Buts Yu.V. Quality drinking water is a guarantee of ecological safety of the region. *Scientific journal of KhNU named after Karazina "Man and the environment. Problems of neoecology "*. 2014. №1-2. P. 112–114.

17. Slepuzhnikov E.D., Tarakhno O.V., Ponomarenko R.V., Buts Y.V. Improving the control of sampling of liquid, gaseous and bulk substances in the study of man-made environmental impact. *Scientific journal of KhNU named after Karazina "Man and the environment. Problems of neoecology "*. 2018. Issue 30. P. 148–158.

18. Slepuzhnikov E.D., Petukhov R.A., Ponomarenko R.V., Buts Yu.V. Ecologically safe method of localization of soil pollution in emergencies of technogenic character. *Bulletin of VN Karazin KhNU. Ecology series*. 2019. Vol. 21. P. 63–71.

19. Ponomarenko R.V., Plyatsuk L.D., Tretyakov O.V. Estimation of change and forecasting of indicators of oxygen regime of a surface source. *"Bulletin of Kharkiv National Automobile and Road University"*. 2020. Vol. 89. P. 51–59.

Articles in scientific periodicals of other countries and publications indexed by scientometric databases Scopus and Web of Science.

20. Bezsonnyy V.L., Tretyakov O.V., Khalmuradov B.D., Ponomarenko R.V. Examining the dynamics and modeling of the oxygen regime of Shervonooskil water reservoir. *Eastern European Journal of Advanced Technology*. 2017. Volume 5, № 10 (89). P. 32–38.

21. Buts Y., Asotskyi V., Kraynyuk O., Ponomarenko R. Influence of technogenic loading of pyrogenic origin on the geochemical migration of heavy metals. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2020. №27 (1). P. 43–50.

22. Asotskyi V., Buts Y., Kraynyuk O. Ponomarenko R. Post-pyrogenic changes in the properties of gray forest podzolic soils of ecogeosystems of pine forests under conditions of anthropogenic loading. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2018. №27 (2). P. 175–183.

23. Buts Y., Asotskyi V., Kraynyuk O., Ponomarenko R., Kovalev P. Dynamics of migration property of some heavy metals and soils in Kharkiv region under the influence of the pyrogenic factor. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2019. №28 (2). P. 409–416.

24. Buts Y., Asotskyi V., Kraynyuk O., Ponomarenko R., Kalynovskyi A. Geoecological analysis of the impact of anthropogenic factors on outbreak of emergencies and their prediction. *Journal of Geology, Geography and Geoecology Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2020. №29 (1). P. 40–48.

25. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Hurets L., Polkovnychenko D., Grigorenko N., Sherstiuk M., Miakaiev O. Determining the effect of anthropogenic loading on the environmental state of a surface source of water

supply. *Eastern European Journal of Advanced Technology*. 2020. Volume 5, № 10 (105). P. 54–62.

Articles in other scientific journals

26. Ponomarenko R.V., Kovalev P.A., Vinogradov S.A. Prevention of accidental related to pollution of surface water sources with heavy metal ions. *"Security Management of Complex Systems 2014"*. Coll. Science. wash. "Development of security of complex systems 2014" Liptovky Mikulas, Slovakia. 2014. Vol. 1. P. 292–298.

Scientific works that certify the approbation of the dissertation materials

27. Ponomarenko R.V., Vinogradov S.A. Providing the population with drinking water in emergencies. Collection of materials of the First Interuniversity Scientific and Methodological Conference *"Environmental Aspects of Regional Partnership in Emergencies"*. (Kharkiv, October 14). Kharkiv, 2012. P. 228–229.

28. Tretyakov O.V., Ponomarenko R.V., Preparation of high quality drinking water in unsatisfactory ecological condition of the surface source. Collection of articles of the VII All-Ukrainian scientific-practical conference *"Environmental protection of industrial regions as a condition for sustainable development of Ukraine"*. Zaporizhia: Publishing House, 2012. P. 54–55.

29. Tretyakov O.V., Ponomarenko R.V., Providing the population with quality drinking water as a basis for human security in modern conditions. Proceedings of the IV International Scientific and Methodological Conference of NTU "KhPI" *"Human Security in Modern Conditions"* (December 6-7, 2012, Kharkiv). Kharkiv, 2012. P.119–120.

30. Ponomarenko R.V., Gubarenko K.G. Monitoring quality control of drinking water for the population is the basis of its safety. Proceedings of the VIII International Scientific and Practical Conference with the participation of young scientists *"Environmental, legal and economic aspects of environmental safety of regions"* Kharkiv: KhNADU, 2013. P. 127–129.

31. Tretyakov O.V., Ponomarenko R.V. Providing the population with quality drinking water through the introduction of new technical solutions. Proceedings of the XXI International Scientific and Practical Conference "*Information Technology: Science, Technology, Technology, Education, Health*" Part III (May 21-23, 2014, Kharkiv). Kharkiv, NTU "KhPI". P. 270.

32. Ponomarenko R.V., Sheremet O.M., Shakhov S.M. Quality drinking water as the basis of national environmental policy. Proceedings of the Internet conference "*State regulation of educational and scientific support for the training of competitive professionals in the field of civil defense*" (March 19-20, 2014). Kharkiv: NUTSZU, 2014. P. 139–140.

33. Ponomarenko R.V., Ponomarenko G.V. Analysis of available resources for counteracting sources of environmental hazards for drinking water supply facilities. Proceedings of the IX International Scientific and Practical Conference "*Environmental, Legal and Economic Aspects of Environmental Security of Regions*" (October 29-31, 2014)., Kharkiv: KhNADU, 2014. P. 56–58.

34. Ponomarenko R.V., Shakhov S.M. Water supply and hydraulic structures as potentially dangerous objects. Proceedings of the International Scientific and Practical Conference of Cadets and Students "*Problems and Prospects of Civil Defense*". Kharkiv: NUTSZU, 2014. P. 91.

35. Ponomarenko R.V., Shakhov S.M., Sheremet O.M. Ways to prevent emergencies related to man-made pollution of surface water sources. Proceedings of the II scientific-practical conference of cadets and students. "*Strategy" Kazakhstan - 2050 ": improving the system of protection against emergencies, the development of research in the field of safety and life of the population*. March 14, 2014. Kokshetau: KTI Ministry of Emergencies of the Republic of Kazakhstan, 2014. P. 310–317.

36. Ponomarenko R.V., Budnik O.M. Production of drinking water in the conditions of operating water treatment plants. Proceedings of the All-Ukrainian

scientific-practical conference "*The current state of civil defense: prospects and ways to the European space*. Kyiv: ILUTS, 2015. P. 315–317.

37. Ponomarenko R.V., Eremenko V.I. Some questions about the state of man-made safety in Ukraine in 2016 Proceedings of the annual international scientific and technical conference "*Environmental and man-made safety. Protection of water and air pools. Waste disposal*. Kharkiv, KhNUBA 2016. P. 114–116.

38. Ponomarenko R.V., Mishina V.O. Some questions concerning the activity of the Seversko-Donetsk basin management of water resources. Proceedings of the II International Scientific and Practical Conference of Students, Undergraduates and Postgraduates "*Sectoral Problems of Environmental Safety*". H. : KhNADU, 2016. P. 142–143.

39. Bessonny V.L., Ponomarenko R.V. Monitoring of surface water supply sources in case of emergency. Proceedings of the IV scientific-practical conference for young scientists, dedicated to the 100th anniversary of the National Academy of Sciences of Ukraine "*Modern hydroecology: the place of research in solving current problems*": (Kyiv, November 6-7, 2017) P. 11–12.

40. Ponomarenko R.V., Mishina V.O. Seversky Donets as a source of drinking water supply in the region. Proceedings of the First All-Ukrainian Conference of Students and Young Scientists "*Theoretical and Applied Aspects of Research in Biology, Geography and Chemistry*". Sumy, 2017. P. 55–58.

41. Ponomarenko R.V., Mishina V.O. Management of the reliability of the water supply system as a means of solving the problem of ecological safety of the region. Proceedings of the III International Scientific and Practical Conference of Students, Undergraduates and Postgraduates "*Sectoral Problems of Environmental Safety*". Kharkiv, 2017. P. 138–141.

42. Tretyakov O.V., Ponomarenko R.V. Issues of providing the population with quality drinking water. Abstracts of the International Scientific and Technical Conference "*Transport Technologies and Infrastructure*" (Kharkiv, May 14 - 16, 2018). Kharkiv: UkrDUZT, 2018. P. 285–287.

43. Ponomarenko R.V., Mishina V.O. Characteristics of the main source of water supply in the eastern region of Ukraine. Collection of abstracts of the XXI International Scientific and Practical Conference "*Ecology, Environmental Protection and Sustainable Environmental Management: Education - Science - Production - 2018*" (Kharkiv, April 18-20, 2018). Kh .: VN Karazin KhNU, 2018. P. 169–170.

44. Ponomarenko R.V., Slepuzhnikov E.D., Kustov M.V. Prevention of emergencies by improving environmental safety hazards through sampling of liquid, gaseous and bulk substances. Collection of materials of the IV All-Ukrainian scientific-practical Internet conference "*Innovative aspects of occupational safety systems, protection of intellectual property*". Vol. 4, Poltava: PDAA, 2019. P. 75–78.

45. Ponomarenko R.V., Tretyakov O.V., Plyatsuk L.D. Assessment of the ecological condition of the main artery of drinking water supply of Ukraine. Abstracts of the reports of the seventh international scientific and technical conference "*Problems of informatization*" (November 13 - 15, 2019). Cherkasy: Cherkasy State Technological University, 2019. Volume 3: section 5 - 7. P. 73.

46. Ponomarenko R.V., Tretyakov O.V., Plyatsuk L.D. Determination of the ecological condition of the main water artery of Ukraine. Proceedings of the III International Scientific and Practical Conference "*Prospects for the future and realities of the present in water treatment technologies*": (Kyiv, November 14-15, 2019). K .: NUHT, 2019. P. 188–189.

47. Ponomarenko R.V., Plyatsuk L.D., Tretyakov O.V., Asotsky V.V. Approach to determining the ecological condition of the Dnieper. Abstracts of the 6th International Scientific and Practical Conference "*Prospects of World Science and Education*". Osaka, Japan: CPN Publishing Group, 2020. P. 674–682.

48. Ponomarenko R.V., Plyatsuk L.D., Tretyakov O.V. Model for forecasting the indicators of the oxygen regime of the surface source. Abstracts of the tenth international scientific and technical conference "*Modern directions*

of development of information and communication technologies and management tools". (April 9 - 10, 2020) Volume 2: sections 3, 4 Baku - Kharkiv - Zilina, 2020. P. 75.

49. Ponomarenko R.V., Plyatsuk L.D., Tretyakov O.V., Slepuzhnikov E.D. Forecasting of technogenic impact on the quality of the aquatic ecosystem of the Dnieper basin. Proceedings of the First International Scientific and Practical Internet Conference "*Modern Problems of Professional and Civil Security*". Dnipro, 2020. P. 121–123.

.

ЗМІСТ

	С.
Перелік умовних позначок.....	36
Вступ.....	37
Розділ 1. Екологічна проблематика прогнозування техногенного впливу на гідросферу з урахуванням особливостей басейнового управління водними ресурсами України.....	48
1.1 Аналіз екологічного стану річкових басейнів України та причини його погіршення.....	51
1.2 Аналіз системи моніторингу річкових басейнів України та Європейського Союзу	58
1.3 Аналіз ефективності управління екологічною безпекою водних ресурсів у межах річкового басейну в Україні та за її межами.....	75
1.4 Аналіз експлуатаційних можливостей систем водопостачання та водовідведення в Україні.....	92
1.5 Обґрунтування доцільності розроблення єдиного наукового підходу щодо зменшення техногенного впливу на гідросферу з урахуванням екологічних ризиків в умовах басейнового принципу управління водними ресурсами.....	105
Постановка завдань дослідження.....	107
Розділ 2. Об'єкт та методи дисертаційного дослідження.....	109
2.1. Проблема нормування якісного складу води поверхневих водних об'єктів та прогнозування зміни їх екологічного стану	109
2.2. Сучасні методи нормування та прогнозування зміни якості поверхневих водних об'єктів.....	120
2.2.1. Закордонний досвід нормування водокористування.....	120
2.2.2. Вітчизняний досвід нормування водокористування.....	136

Висновки до розділу 2.....	144
Розділ 3. Методологія нормування якісного складу поверхневих водних об'єктів з урахуванням принципів басейнового управління.....	146
3.1. Мета та завдання інтегрованого управління якістю поверхневих вод в межах річкових басейнів.....	147
3.2. Методичний підхід до нормування якості поверхневих водних об'єктів у межах річкових басейнів.....	158
Висновки до розділу 3.....	159
Розділ 4. Критерій прогнозної оцінки процесів, що відбуваються на водозаборі та у поверхневому водному об'єкті в межах басейнового управління.....	161
4.1. Загальні принципи визначення прогнозного інтегрального показника стану поверхневого водного об'єкта в межах басейнового управління.....	161
4.2. Модуль трансформації забруднень і його властивості.....	173
4.3. Інтегральне прогнозування зміни екологічного стану природного поверхневого водного об'єкта в межах басейнового управління.....	175
4.4. Порівняльна оцінка якості вод басейнів водотоків (зовнішня задача).....	178
4.5. Порівняльна оцінка якості вод ділянок водотоків (внутрішня задача).....	181
4.6. Порівняльна оцінка якості вод водойм.....	183
Висновки до розділу 4.....	185
Розділ 5. Алгоритм розробки програм для плану управління річковим басейном в умовах басейнового управління водними ресурсами.....	187
5.1. Районування території України для цілей прогнозування зміни	

екологічного стану поверхневих водних об'єктів у межах річкових басейнів.....	189
5.2. Призначення нормативів НДВ на поверхневі водні об'єкти та їх водозабори в межах басейнового управління.....	190
5.3. Прогнозування впливу техногенного навантаження на зміну екологічного стану поверхневого водного об'єкта (ділянку) в межах басейнового управління.....	194
5.4. Орієнтовний необхідний рівень зниження шкідливого техногенного впливу на поверхневий водний об'єкт з метою зменшення в ньому вмісту шкідливих домішок.....	213
Висновки до розділу 5.....	217
Розділ 6. Реалізація запропонованого підходу в умовах басейнового принципу управління водними ресурсами (на прикладі басейну річки Дніпро).....	220
6.1. Використання стаціонарних та експедиційних спостережень для планування управління не поєднаного річкового басейну.....	223
6.2. Дослідження якості води поверхневого водного об'єкта річкового басейну. Цілі й завдання.....	226
6.3. Дослідження якості води річки Дніпро.....	228
Висновки до розділу 6.....	247
Розділ 7. Використання результатів дослідження якості вод з метою вирішення конкретних прикладних задач для потреб басейнових управлінь водними ресурсами.....	249
7.1. Ранжований ряд основних поверхневих водних об'єктів, розташованих в межах басейнового управління річки Дніпро.....	249
7.2. Аналіз гідрохімічних показників якості води транскордонних водних об'єктів для обґрунтування вибору контрольних створів (на прикладі р. Дніпро).....	265
7.3. Використання модуля трансформації забруднюючих речовин	

при розробці програм водоохоронних заходів (на прикладі р. Дніпро).....	272
7.4. Прогноз трансформації забруднюючої речовини по довжині водотоку.....	279
7.5. Аналіз зміни екологічного стану водойми-охолоджувача Зміївської ТЕЦ Харківської області.....	291
Висновки до розділу 7.....	297
Загальні висновки.....	299
Список використаних джерел.....	301
Додатки.....	337

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАК

БУВР – басейнове управління водними ресурсами;

БСК – біологічне споживання кисню;

ВКГ – водопровідно-каналізаційне господарство;

ВРД – Водна Рамкова Директива;

ГДК – гранично допустима концентрація;

ГДН – гранично допустиме навантаження;

ГДР – гранично допустимий рівень;

ГДС – гранично допустиме скидання;

ГЕ – гідроекосистема;

ДАВР – Державне агентство водних ресурсів;

ДЦП – довгостроковий цільовий показник;

ЄС – Європейський Союз

ЗР – забруднювальні речовини;

КЦП – короткостроковий цільовий показник;

НДВ – норматив допустимого впливу;

ОНРЗ – орієнтовний необхідний рівень зниження;

ПІС – показник існуючого стану;

ПВЗ – програма водоохоронних заходів;

РГК – регіонально допустимі концентрації;

СПАР – синтетичні поверхнево-активні речовини;

ТВП – термін виконання програми;

ХСК – хімічне споживання кисню.

ВСТУП

Актуальність теми. Водні ресурси є ключовим елементом сталого розвитку будь-якої держави. Постійне збільшення техногенного навантаження на довкілля та зміна клімату загрожують сталому функціонуванню природних водних екосистем, а також систем водозабезпечення населення планети. За даними ООН понад 40 % населення планети страждає від дефіциту води. Доступу до чистої води позбавлені 783 млн жителів планети, більш ніж 1,7 млрд осіб, що мешкають на території річкових басейнів, потребують додаткових джерел якісного водопостачання. Окрім життєво необхідних функцій, наявність доступу до чистої питної води є важливим чинником гарантії безпеки та дотримання основних прав і свобод громадянина будь-якої держави світу.

Якісний стан води більшості річкових басейнів України не відповідає установленим вимогам та чинним нормативам, тому в них постійно відбуваються процеси формування техногенних перетворень. Сучасна національна екологічна політика України у галузі використання водних ресурсів спрямована на впровадження принципів Європейської Рамкової Водної Директиви 2000/60/ЕС. Управління водними ресурсами в Україні після впровадження у 2018 році інтегрованого підходу за басейновим принципом відбувається шляхом реалізації плану управління річковим басейном. Стратегічною екологічною ціллю реалізації планів для всіх районів річкових басейнів є досягнення/підтримання «доброго» екологічного стану масивів поверхневих вод за рахунок зменшення рівня техногенного навантаження на них. Розроблення перших планів управління річковим басейном для кожного його району здійснюється у період виконання Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року. Тому проблема зниження впливу техногенного навантаження на поверхневі водні об'єкти у межах річкових басейнів є

актуальною і потребує негайного вирішення.

Питання оцінки техногенного впливу транскордонних водних об'єктів на екологічний стан вод річкових басейнів в існуючих науково-нормативних джерелах висвітлено недостатньо. Сучасна нормативно-методична база не дозволяє в повній мірі оцінювати екологічний стан транскордонних водозборів, а також проводити ранжування їх водотоків, з урахуванням загальних принципів політики діяльності Басейнового управління водними ресурсами України (далі – БУВР). Все це призводить до невиправдано високих інвестицій, які виділяються для реалізації водоохоронних заходів.

До сьогодні немає чітко сформульованого і практично впровадженого алгоритму управління екологічною безпекою гідросфери в басейні річок через розроблення та впровадження науково-теоретичних основ прогнозування техногенного впливу на них. Подібні заходи, які враховують закономірності впливу забруднювальних речовин (далі – ЗР) на процес формування їх екологічного стану, є основою для створення дієвих важелів управління якістю транскордонних водних об'єктів у межах БУВР.

Таким чином, розроблення науково-методологічних підходів до прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів (у тому числі транскордонних) у межах річкового басейну, внаслідок постійного техногенного навантаження, є актуальною науково-практичною проблемою сучасної національної екологічної політики України, на розв'язання якої спрямовані дисертаційні дослідження.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Тематика дисертаційної роботи відповідає пріоритетним напрямкам розвитку науки і техніки в Україні на період до 2020 р. за розділом «Рациональне природокористування», Загальнодержавній цільовій програмі «Питна вода України» на 2011–2020 роки, що затверджена Законом України від 13 листопада 2011 року, №2455-IV,

Загальнодержавній цільовій програмі розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року, що затверджена Законом України від 24 травня 2012 року, № 4836-VI, Державній цільовій екологічній програмі проведення моніторингу навколишнього природного середовища, затвердженій Постановою Кабінету Міністрів України від 5 грудня 2007 р. за № 1376. Робота виконана відповідно до плану науково-дослідних робіт кафедри екології та природозахисних технологій Сумського державного університету, пов'язаних із тематикою «Зниження техногенного навантаження на навколишнє середовище підприємств хімічної, машинобудівної промисловості та теплоенергетики» (номер держреєстрації 0116U006606), згідно з науково-технічною програмою Міністерства освіти і науки України, у якій автор брав участь як виконавець.

Мета дослідження. Метою роботи є розроблення та обґрунтування наукових засад прогнозування техногенного впливу на гідросферу в умовах БУВР України, що дозволяють здійснювати оцінку існуючої якості поверхневих водних об'єктів для планомірного досягнення ними «доброго» екологічного стану.

Завдання досліджень. Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити такі завдання:

- проаналізувати наслідки техногенного впливу на зміну якості вод поверхневих водних об'єктів з урахуванням особливостей БУВР;
- дослідити основні недоліки існуючих методів прогнозування та якісного складу вод з урахуванням досвіду провідних країн світу;
- створити дієву систему прогнозування змін екологічного стану та оцінки якості поверхневих вод, яка дозволила б планомірно зменшувати шкідливі техногенні впливи на поверхневі водні об'єкти, з урахуванням впливу на них транскордонного перенесення ЗР та особливостей БУВР;
- розробити ефективний критерій оцінки якісного складу вод, який враховує геоекологічні процеси, що відбуваються як на водозборі, так і в

поверхневому водному об'єкті, й на його основі розробити методику порівняльної оцінки якості та прогнозування змін екологічного стану поверхневих вод у межах басейну з урахуванням впливу транскордонних водних об'єктів;

– розробити методику районування техногенно-трансформованих поверхневих водних об'єктів для басейну річки з урахуванням впливу транскордонних водних об'єктів та особливостей нормативно-правової бази БУВР;

– запропонувати механізм розроблення та впровадження регіональних програм, які враховують результати прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів;

– апробувати запропоновану методологію на прикладі басейнового управління Дніпра, на основі якої розробити поетапний план переходу до управління якістю вод на рівні БУВР з обов'язковим урахуванням впливу транскордонних водних об'єктів.

Об'єкт дослідження – процес техногенного забруднення поверхневих водних об'єктів у межах річкового басейну з урахуванням транскордонного перенесення ЗР.

Предмет дослідження – система прогнозування техногенного впливу та оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів річкового басейну з урахуванням транскордонних водних об'єктів.

Методи дослідження. У роботі використано комплексний системний підхід, який включає як теоретичні, так і експериментальні методи. Під час проведення ретроспективного аналізу даних гідрохімічних показників якісного складу води поверхневого водного об'єкта було застосовано методи аналізу, систематизації та інтерпретації одержаних результатів. Для опрацювання експериментальних даних та узагальнення одержаних результатів використовували статистично-математичний метод. Для проведення моделювання гідрохімічних процесів у поверхневому водному об'єкті, з метою визначення приросту концентрації ЗР від збільшення її

масової витрати в межах виділеної ділянки поверхневого водного об'єкта, було використано методи математичного моделювання та прогнозування, а також гідроаналітичний метод. У роботі використано методи постановки і планування експерименту, статистичної обробки експериментальних даних із використанням прикладних комп'ютерних програм (Excel, Statistica 7.0, Origin 8.0).

В основу роботи покладено дані багаторічного моніторингу та екологічної оцінки водних ресурсів України, наданих Державним агентством водних ресурсів України, а також власні експедиційні дані обстежень та вимірювань.

Наукова новизна одержаних результатів. Із метою прогнозування зміни екологічного стану техногенно навантажених поверхневих водних об'єктів на основі виконаних теоретичних досліджень та експериментальних даних одержано такі наукові результати:

вперше:

– обґрунтовано науково-теоретичні засади прогнозування техногенного впливу на поверхневі водні об'єкти, з урахуванням транскордонного перенесення ЗР, і науково-методологічні особливості дослідження гідрологічних процесів у поверхневих водних об'єктах в умовах техногенного навантаження;

– з метою прогнозування зміни екологічного стану поверхневого водного об'єкта, з урахуванням транскордонного перенесення ЗР, запропоновано стратегію управління річковими басейнами по ділянках для водотоків (за часом для водойм);

– на основі моделювання гідрохімічних процесів у поверхневому водному об'єкті одержано залежність для визначення приросту концентрації ЗР від збільшення її масової витрати в межах виділеної ділянки, з урахуванням природних процесів у поверхневих водних об'єктах;

– розроблено методику проведення інтегральної матричної оцінки екологічного стану поверхневого водного об'єкта за гідрохімічними показниками якості води шляхом використання показника екологічного стану поверхневого водного об'єкта;

– обґрунтовано та розроблено науково-методологічні механізми застосування питомого комплексного показника, який відображає кількісне надходження як конкретної ЗР, так і їх сукупності в поверхневий водний об'єкт у межах річкового басейну та їх зміни у разі збільшення його площі за рахунок транскордонного забруднення;

удосконалено:

– класифікацію груп понять екологічної безпеки об'єктів гідросфери, яку, на відміну від існуючих, доповнено додатковими показниками транскордонного забруднення і показниками екологічного стану поверхневого водного об'єкта;

– систему басейнового принципу управління екологічною безпекою техногенно навантажених екосистем поверхневих водних об'єктів, яка, на відміну від існуючих, ураховує вплив транскордонного надходження ЗР;

набули подальшого розвитку:

– методика комплексної порівняльної оцінки якості вод поверхневих водних об'єктів, яка дозволяє ранжувати їх за здатністю до переносу ЗР по територіях (басейнах та адміністративних управліннях), що базується на використанні порівняльного інтегрального показника, який побічно враховує геоекологічні процеси на водозборах та вплив транскордонних водних об'єктів і може бути застосований для умов БУВР;

– науково-методичний підхід до встановлення нормативів впливів на поверхневі водні об'єкти на обмежений період часу, з урахуванням впливу транскордонних водних об'єктів і поєднанням їх із програмами водоохоронних заходів, розробленими на основі еколого-економічних можливостей регіону.

Практичне значення одержаних результатів.

1. Запропоновано підхід до розробки плану управління річковим басейном, що включає використання показника існуючого стану, орієнтовно необхідний рівень зниження техногенного впливу, програму водоохоронних заходів і термін виконання програми.

2. Розроблена методика дозволила провести моделювання гідрохімічного режиму поверхневих водних об'єктів і в першому наближенні спрогнозувати внесок природних процесів, а також – розділити ЗР на умовно консервативні й умовно неконсервативні речовини.

3. Теоретично обґрунтована методологія і методика апробовані на прикладі басейну Дніпра, що дозволило зробити ранжування водотоків басейну як за екологічним станом у цілому, так і за характерними видами ЗР.

4. Методика комплексної порівняльної оцінки якості вод поверхневих водних об'єктів впроваджена для застосування практичними підрозділами ГУ ДСНС України (довідка про впровадження від 19 лютого 2020 року).

5. Розроблені практичні рекомендації щодо застосування прогнозної моделі якісного складу вод поверхневих водних об'єктів впроваджено у діяльність Державної екологічної інспекції у Сумській області (акт впровадження від 24 квітня 2020 року).

6. Практична реалізація запропонованої методики оцінки існуючого стану водоймища охолоджувача врахована під час розроблення проектної документації реконструкції КЕП «Чернігівська ТЕЦ», на підставі чого виявлено основні ЗР, які впливають на її екологічний стан, та розроблено план заходів щодо стабілізації й відновлення водойми без скорочення вироблення електроенергії (акт впровадження від 04 лютого 2020 року).

7. Основні положення та науково-теоретичні результати дисертаційного дослідження басейнового принципу управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів впроваджено у навчальний процес: кафедри прикладної екології Сумського державного

університету під час викладання дисциплін «Моніторинг довкілля», «Основи технологій захисту навколишнього середовища», «Основи токсикології та нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище» для здобувачів вищої освіти освітньо-професійної програми 183 «Технології захисту навколишнього середовища» (акт впровадження від 09 січня 2020 року); кафедри екології Харківського національного автомобільно-дорожнього університету екології під час викладання дисциплін «Прикладна гідроекологія», «Водопостачання, водовідведення і покращення якості води» та «Ландшафтна екологія» (акт впровадження від 29 квітня 2020 року); кафедри природоохоронних технологій, екології та безпеки життєдіяльності Харківського національного економічного університету ім. С. Кузнеця під час викладання дисциплін: «Екологія», «Ресурсозберігаючі та екологічні технології» та тренінг-курсу «Безпека життєдіяльності» (акт впровадження від 06 травня 2020 року).

8. Рекомендації щодо прогнозування техногенного впливу на гідросферу при басейновому управлінні водними ресурсами України враховані під час розроблення методичних рекомендацій з партисипативного стратегічного планування для місцевих територіальних громад України, що укладені Громадською спілкою «Слобожанські стратегії» у межах проєкту «Improving the local governance in the Pisochinsky amalgamated community in Kharkiv region through creation and adoption of a participatory 5 development strategy», який виконувався за фінансової підтримки Уряду Канади згідно з грантовою угодою №CFLI-2018-KYIV-0002, та запропоновані до застосування у партисипативній стратегії Пісочинської селищної об'єднаної громади Харківської області у 2018 році у розділі, присвяченому охороні довкілля від техногенного навантаження (довідка про впровадження від 29 жовтня 2018 року № 1).

Особистий внесок здобувача полягає в аналізуванні стану проблеми, обґрунтуванні ідеї роботи та її реалізації шляхом постановки

мети і завдань дослідження, керівництва та безпосередньої участі у виконанні теоретичних, аналітичних та експедиційних досліджень, а так само узагальнення і впровадження результатів досліджень та розроблення рекомендацій щодо їх використання, розробленні методик експериментальних досліджень і їх проведенні, підборі та адаптації до умов експериментів методик аналізу. Внесок автора у працях, опублікованих у співавторстві, наведений у списку праць за темою дисертації (Додаток А).

Апробація результатів дисертації. Основні наукові та практичні результати роботи доповідалися та обговорювалися на таких конференціях: I Міжвузівській науково-методичній конференції «Екологічні аспекти регіонального партнерства в надзвичайних ситуаціях» (м. Харків, листопад 2012 р.); VII Всеукраїнській науково-практичній конференції «Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України» (м. Запоріжжя, грудень 2012 р.); IV Міжнародній науково-методичній конференції НТУ «ХП» «Безпека людини в сучасних умовах» (м. Харків, грудень 2012 р.); VIII Міжнародній науково-практичній конференції за участю молодих науковців «Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів» (м. Харків, жовтень 2013 р.); II Науково-практичній конференції курсантів та студентів «Стратегия «Казахстан – 2050»: совершенствование системы защиты от чрезвычайных ситуаций, развитие научных исследований в сфере безопасности и жизнедеятельности населения» (м. Кокшетау, березень 2014 р.); Інтернет-конференції «Державне регулювання освітньо-наукового забезпечення підготовки конкурентоспроможних фахівців у сфері цивільного захисту» (м. Харків, березень 2014 р.); Міжнародній науково-практичній конференції курсантів та студентів «Проблеми та перспективи забезпечення цивільного захисту» (м. Харків, квітень 2014 р.); XXI Міжнародній науково-практичній конференції «Інформаційні технології: наука, техніка, технологія, освіта, здоров'я» (м. Харків, травень

2014 р.); IX Міжнародній науково-практичній конференції «Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів» (м. Харків, жовтень 2014 р.); Всеукраїнській науково-практичній конференції «Сучасний стан цивільного захисту: перспективи та шляхи до Європейського простору» (м. Київ, вересень 2015 р.); Міжнародній науково-технічній конференції «Екологічна і техногенна безпека. Охорона водного і повітряного басейнів. Утилізація відходів» (м. Харків, квітень 2016 р.); II Міжнародній науково-практичній конференції студентів, магістрантів та аспірантів «Галузеві проблеми екологічної безпеки» (м. Харків, жовтень 2016 р.); III Міжнародній науково-практичній конференції студентів, магістрантів та аспірантів «Галузеві проблеми екологічної безпеки» (м. Харків, жовтень 2017 р.); IV Науково-практичній конференції для молодих вчених, присвяченій 100-річчю Національної академії наук України (м. Київ, листопад 2017 р.); XXI Міжнародній науково-практичній конференції «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво – 2018» (м. Харків, квітень 2018 р.); Міжнародній науково-технічній конференції «Технології та інфраструктура транспорту» (м. Харків, травень 2018 р.); IV Всеукраїнській науково-практичній інтернет-конференції «Інноваційні аспекти систем безпеки праці, захисту інтелектуальної власності» (м. Полтава, березень 2019 р.); VII Міжнародній науково-технічній конференції «Проблеми інформатизації» (м. Черкаси, листопад 2019 р.); III Міжнародній науково-практичній конференції «Перспективи майбутнього та реалії сьогодення в технологіях водопідготовки» (м. Київ, листопад 2019 р.); VI Міжнародній науково-практичній конференції «Перспективи світової науки та освіти» (м. Осака, лютий 2020 р.); X Міжнародній науково-технічній конференції «Сучасні напрями розвитку інформаційно-комунікаційних технологій та засобів управління» (м. Баку – Харків-Жиліна, квітень 2020 р.); VII Всеукраїнській науково-технічній конференції «Сучасні технології у

промисловому виробництві» (м. Суми, квітень 2020 р.); I Міжнародній науково-практичній інтернет-конференції «Сучасні проблеми професійної та цивільної безпеки» (м. Дніпро, квітень 2020 р.).

Публікації. За результатами дисертаційної роботи опубліковано 49 наукових праць, з яких: 1 авторська монографія, 1 колективна монографія, 24 статті, зокрема 13 статей у наукових фахових виданнях із переліку МОН України з технічних наук та 4 статті у наукових фахових виданнях із переліку МОН України з географічних наук, 7 статей у зарубіжних наукових періодичних виданнях та у виданнях, що індексуються міжнародними наукометричними базами даних (Scopus та Web of Science), 23 матеріали доповідей у збірниках праць конференцій.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається з анотації, вступу, семи розділів, висновків, списку використаних джерел, що містить 303 найменувань на 36 сторінках, та 20 додатків на 54 сторінках. Загальний обсяг дисертації становить 390 сторінок, з яких основного тексту – 264 сторінки, робота містить 46 рисунків та 32 таблиці.

РОЗДІЛ 1

ЕКОЛОГІЧНА ПРОБЛЕМАТИКА ПРОГНОЗУВАННЯ ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ГІДРОСФЕРУ З УРАХУВАННЯМ ОСОБЛИВОСТЕЙ БАСЕЙНОВОГО УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ УКРАЇНИ

У ХХ столітті населення земної кулі зросло у 3 рази. За цей період споживання прісної води збільшилось у 7 разів, в тому числі на комунально-питні потреби – у 13 разів. За такого зростання споживання стало різко не вистачати водних ресурсів у цілому ряді регіонів світу. Така ситуація ініціює актуальні рішення у галузі координованої діяльності з управління водними ресурсами, насамперед їх якісним станом, спонукає до дієвих заходів на регіональному, державному та глобальному рівнях з урахуванням наслідків зміни клімату.

На цей час доступу до чистої води позбавлені 783 мільйони мешканців планети. Більше 1,7 мільярда людей, які проживають на території річкових басейнів, потребують додаткових джерел прісної води. Дефіцит води становить більше 40 % світового населення, і ця цифра має тенденцію до збільшення. Наприклад, Індія може опинитись без води за 20 років. За попередніми розрахунками експертів до середини ХХІ сторіччя чистої питної води бракуватиме близько 7 млрд осіб.

Близько 82 % всіх промислових і муніципальних стічних вод зливають у річки без будь-якого попереднього очищення. Відповідно до показників моніторингу доступу до безпечної води та санітарії, здійснюваного спільно WHO і UNICEF, щонайменше 1,8 мільярда людей змушені пити воду, забруднену фекаліями. Ще більша кількість людей отримують питну воду через системи, що не відповідають елементарним нормам санітарії.

Можна навести лише не великий перелік проблемних фактів, який доводить визначну роль води для екосистеми нашої планети (табл. 1.1):

- кожний третій житель планети живе в антисанітарних умовах;
- кожний сьомий практикує відкриту дефекацію (75 % практики відкритої дефекації припадає на п'ять країн, до яких належать Індія, Індонезія, Нігерія, Ефіопія та Пакистан);
- за останні 30 років доступ до поліпшеної санітарії отримали 2,6 млрд осіб;
- 2,1 млрд людей не мають доступу до чистої води;
- 4,5 млрд людей не отримують надійних санітарних послуг;
- 340 тис. дітей віком до п'яти років гинуть від діарейних захворювань щороку;
- дефіцит води вже впливає на 4 з кожних 10 мешканців планети;
- 90 % усіх стихійних лих пов'язано з водою;
- 80 % стічних вод надходять в екосистему без обробки або після повторного використання;
- близько 2/3 світових транскордонних річок не мають спільної системи управління;
- на аграрне виробництво припадає близько 70 % світового водозабору;
- близько 75 % всіх промислових водозаборів використовують для виробництва енергії;
- кожен 1 м³ неочищеної води забруднює 300 м³ чистої води.

Таблиця 1.1 – Обсяги води у гідросфері [5]

Частина гідросфери	Площа поширення, млн км	Обсяги води		Тривалість умовного водообміну, роки
		Об'єм, тис. км ³	Частка*, %	
Світовий океан	361	1 338 000	96,5	2650 років
Льодовики	16,25	25 780	1,86	9700 років

Продовження таблиці 1.1

Частина гідросфери	Площа поширення, млн. км	Обсяги води		Тривалість умовного водообміну, роки
		Об'єм, тис. км ³	Частка*, %	
Підземні води	134,8	23 400	1,68	1400 років
Озера	2,1	176	0,013	17 років
Ґрунтова волога	82,0	16	0,001	1 рік
Вода в атмосфері	510,0	13	0,001	8 діб
Вода в болотах	2,7	11	0,0008	5 років
Водосховища	0,4	6	0,0004	52 дні
Вода в річках	148,8	2	0,0002	19 діб
Біологічні води	510,0	1	0,0001	декілька годин
Багаторічна мерзлота	2,1	300	0,022	10 000 років
Загальні запаси води	-	1 388 000	100	-
Прісні води	-	36 730	2,65	-

*Частка від загального обсягу всіх вод.

За даними ВООЗ, щодня у світі помирає близько 42 тисячі людей від хвороб, що пов'язані з неякісною водою. Найбільше ця проблема торкається країн Африки і Південної Азії. У деяких країнах Сходу питна вода коштує у три рази дорожче, ніж сира нафта (табл. 1.2).

Таблиця 1.2 – Розподіл світових ресурсів прісної води за регіонами світу [3]

Світ, регіони	Ресурс, тис. км ³	На душу населення, м ³
Весь світ	41,0	7,2
Європа	6,2	8,6
Азія	13,2	3,8
Африка	4,0	5,5
Північна Америка	6,4	15,4
Південна Америка	9,6	29,8
Австралія й Океанія	1,6	56,5

Відповідно до основних напрямів міжнародної та державної екологічної політики України важливим стратегічним завданням природоохоронної діяльності є здійснення оцінювання та прогнозування зміни екологічного стану складових гідросфери – з метою визначення допустимих меж техногенних впливів для подальшого розроблення природоохоронних заходів.

1.1 Аналіз екологічного стану річкових басейнів України та причини його погіршення

Часткова втрата біосферою екологічного балансу стала причиною формування техносфери, що призвело до трансформації природних режимів розвитку всіх складових біосфери [18]–[29]. Порівняно з атмосферою та літосферою, більш інтенсивних техногенних впливів, кількісного та якісного виснаження зазнають різні складові гідросфери [30]–[43] (у першу чергу – річкові) - від малих до великих річок та їх басейнів (табл. 1.3).

Таблиця 1.3 – Водні ресурси України [8]

Вид ресурсів	Ресурси за рік, км ³			Водозабезпеченість території, тис. м ³ /км ²
	середній за водністю	маловодний	дуже маловодний	
Місцевий річковий стік	52,4	41,4	29,7	49,2
Приплив із суміжних територій	34,7	28,8	22,9	37,9
Підземні води, що гідравлічно не пов'язані з річковим стоком	7,0	7,0	7,0	11,6
Сумарні ресурси	94,1	77,2	59,4	98,4

Головними річками України є: Дніпро (загальна довжина 2201 км, у межах України - 981 км; середній річний стік - 53,5 км куб.); Дністер (загальна довжина - 1362 км, у межах України - 705 км; стік - 8,7 км куб.); Південний Буг (довжина - 806 км; стік - 3,4 км куб.); Сіверський Донець (загальна довжина - 1053 км, у межах України - 672 км; стік - 5 км куб.) (рис. 1.1).



Рисунок 1.1 – Ресурси поверхневих вод України

За запасами питної води та кількістю джерел водопостачання Україна знаходиться на останньому місці в Європі, а питомі норми водоспоживання перевищують аналогічні показники розвинутих країн у 2–3 рази. Основною причиною високих показників питомого водоспоживання в Україні є втрати води, які в системах водопостачання сягають 30–40 %, а в деяких регіонах перевищують 50 %.

В цілому водні ресурси України можна охарактеризувати як недостатні. У маловодні роки дефіцит води відчувається навіть у басейнах великих рік. Всього на території України понад 70 тис. річок, але тільки 117 з них мають довжину понад 100 км. Влітку річки стають маловодними, чимало з них міліють і навіть пересихають. Озер у країні понад 20 тисяч, 43 з них мають площу, яка перевищує 10 км². Великі озера розташовані у плавнях Дунаю і на узбережжі Чорного моря (Ялпуг, Сасик та ін.). Найбільше озеро Полісся–Світязь. Синевир–найбільше озеро Карпат. Загальна площа боліт становить 12 тис. км². Розташовані вони переважно в Поліссі. Розрахункові запаси прісних підземних вод дорівнюють 27,4 куб. км, з яких 8,9 куб. км не пов'язані з поверхневим стоком.

Малі та середні річки суходолу виступають основним джерелом поповнення водою неналежної якості великих річок. Тобто великі річки зазнають опосередкованих техногенних змін згідно з принципами ієрархічної єдності водних екосистем, завдяки забрудненню середніх та малих річок [44]–[48]. Щороку погіршується якісний склад малих і середніх річок (передусім малих) у міру посилення техногенного навантаження на природні режими малих річок, які є джерелом забруднення середніх річок, які, своєю чергою, впливають на наступні структурні одиниці водних систем річок басейнів [49] – [56].

Поверхневі води є незамінними природними ресурсами економічного та соціального розвитку країни. Переважна більшість річок держави має техногенно зумовлений характер розвитку [57] – [72] внаслідок понаднормативних скидів. Відповідно до рейтингу ЮНЕСКО, за

рівнем якості вод та раціонального водокористування з-поміж 122 країн світу Україна посідає 95-те місце [73]. А це свідчить про потреба удосконалення системи управління екологічною безпекою поверхневих водних екосистем для їх раціонального водокористування та забезпечення еколого-безпечного функціонування.

Отже, підвищення рівня екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів в умовах інтенсивного техногенного впливу є важливим актуальним завданням для всіх водних басейнів України [74] – [83].

Поява техногенно трансформованих водних об'єктів стала закономірною складовою структури екологічної ієрархії природних систем, розвиток яких спричинений модифікуючою дією техногенних чинників. Найбільші структурно-функціональні зміни в ієрархії природних систем відбуваються у басейнах великих річок, якість вод яких залежить від гідрографічних структур їх формування [84] – [101].

Проблема стабільного функціонування водних екосистем різних рівнів забруднення є характерною для всіх річкових басейнів України без винятку, оскільки на даному етапі не залишилось водних об'єктів з непорушним станом динамічної рівноваги [102] – [139]. В Україні майже всі ГЕ техногенно заангажовані, кількісно та якісно виснажені, якість вод більшості з них за рівнем забруднення (на 61 %) не відповідає чинним нормативним показникам [140] – [150]. Проте найбільшого забруднення, а відповідно, і трансформацій, зазнає басейн Дніпра [151] – [161].

Основними причинами зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів і дисбалансу їх функціонування є високий рівень техногенного навантаження за рахунок інтенсивного розвитку техногенезу, оснований на використанні ресурсного і технологічного потенціалів.

В Україні тенденція до погіршення екологічного стану поверхневих водних об'єктів щороку зростає, оскільки до поверхневих вод скидається близько 7,7 млрд м³ недоочищених стічних вод [141], [145], [147].

Проблема зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів є актуальною для всіх водних басейнів України [2]. Вода у більшості з них класифікується як «забруднена» і «брудна» (IV–V клас якості). Найгостріша ситуація спостерігається в басейнах Дніпра, Сіверського Дінця, річках Приазов'я, окремих притоках Дністра і Західного Бугу, де якість води класифікується як «дуже брудна» (VI клас).

В Україні інтенсивно відбуваються процеси урбанізації, негативними наслідками яких є надмірна концентрація промислових об'єктів. Високе техногенне навантаження, незадовільний стан систем життєзабезпечення, швидке зростання населення міст і потреба розширення територій призвели до непридатності до використання більшості поверхневих водних об'єктів. Найбільш густонаселеними та екологічно проблемними є східна частина України, місто Київ, а також міста - «мільйонники» (рис. 1.2).

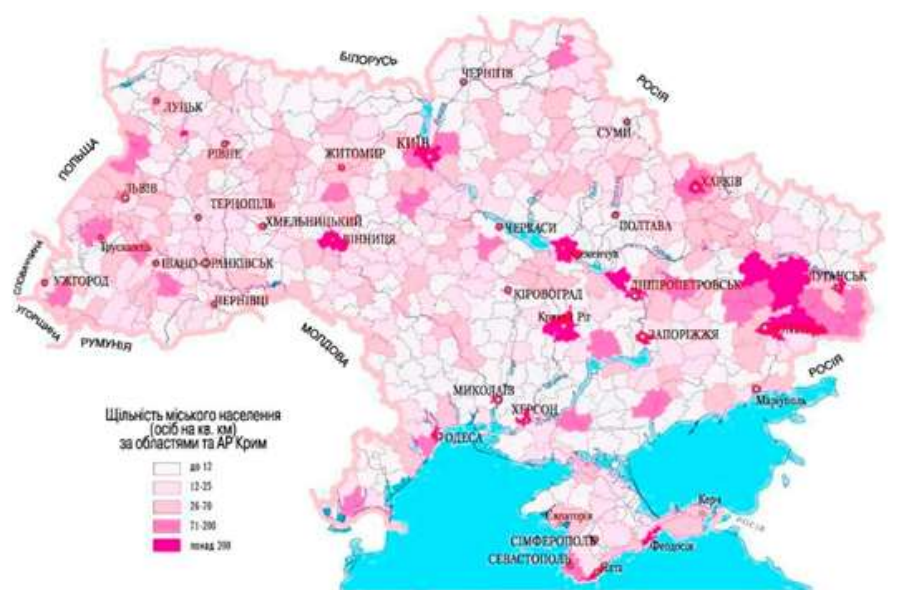


Рисунок 1.2 – Урбанізованість території України [15]

Централізованим водопостачанням в Україні забезпечено: 450 міст, 783 із 891 смт, а також 6490 із 28584 сільських населених пунктів, що охоплює понад 70 % населення країни.

В Україні понад 70 % джерел питного водопостачання населення становлять поверхневі води. В деяких населених пунктах питна вода за

фізико-хімічними показниками не відповідає вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». Майже 1200 населених пунктів частково чи повністю забезпечуються питною водою, що привозиться. Разом з тим, середньодобове споживання води на одного мешканця міста в Україні становить 325 літрів, тоді як у великих містах Європи цей показник становить лише 100–200 літрів. Найбільший рівень споживання води спостерігається в Центральній та Східній Україні (рис. 1.3).



Рисунок 1.3 – Використання питних вод (підземних і поверхневих) [22]

Для переважної більшості підприємств промисловості та комунального господарства скиди забруднюючих речовин істотно перевищують ГДР. Це призводить до погіршення екологічного стану поверхневих водних об'єктів і порушення норм їх якісного складу. Сьогодні четверта частина очисних споруд водопровідної мережі, кожна п'ята насосна станція та половина насосних агрегатів відпрацювали нормативний строк експлуатації. В аварійному стані перебувають понад 30 % водопровідних та каналізаційних мереж. Щодоби у водойми скидається понад 10,6 тис. куб. метрів неочищених і недостатньо очищених стічних вод. Найгостріша ситуація спостерігається у Східній Україні (рис. 1.4).

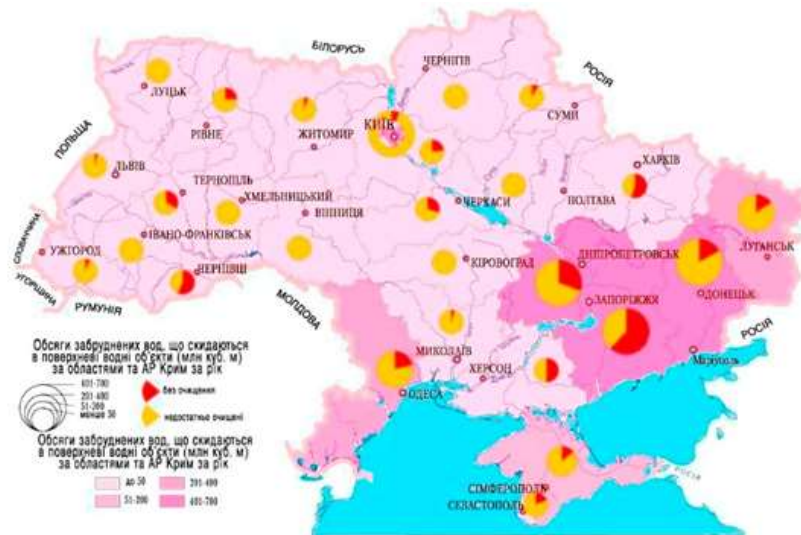


Рисунок 1.4 – Обсяги скидання неочищених та недостатньо очищених стічних вод [24]

З огляду на вкрай низьку якість і фактичну непридатність до споживання водопровідної води, українці все більше споживають бутильовану воду (рис. 1.5).



Рисунок 1.5 – Екологічна ситуація та якість поверхневих вод України [25]

Проблема екологічного стану водних об'єктів є актуальною для всіх водних басейнів України. Вода у більшості з них класифікується як «забруднена» і «брудна» (IV–V клас якості).

Найгостріша ситуація спостерігається в басейнах Дніпра, Сіверського Дінця, річках Приазов'я, окремих притоках Дністра і Західного Бугу, де якість води класифікується як «дуже брудна» (VI клас).

Основними забруднювачами поверхневих вод басейну у всіх транскордонних створах є природні біогенні елементи – гумінові, органічні та азотні сполуки, а також залізо. Ці речовини надходять із заболочених територій водозбору річок. Моніторинг поверхневих вод у прикордонних створах річок басейну р. Сіверський Донець здійснено в односторонньому порядку за скороченою програмою: у 5 створах на кордоні Харківської (Україна) та Белгородської (Росія) областей на річках: Сіверський Донець (с. Огірцеве), Лопань (с. Казача Лопань), Вовча (с. Землянки), р. Уди (с. Окоп), Оскіл (с. Тополі). У 2019 році відібрано 28 проб води, здійснено 1040 визначень, із них гідрохімічних – 840, токсикологічних – 200. Перевищення зафіксовано переважно за показником БСК₅. Зафіксовано підвищений вміст важких металів.

1.2 Аналіз системи моніторингу річкових басейнів України та Європейського Союзу

Моніторингом називається система спостережень за техногенними змінами навколишнього природного середовища, оцінки та прогнозу його стану на фоні природних змін. Моніторинг вирішує такі завдання: 1) спостереження за змінами стану біосфери, визначення змін, зумовлених діяльністю людини, та узагальнення результатів спостережень; 2) виявлення тенденцій та прогноз можливих змін стану біосфери шляхом порівняння зі критеріями (ГДК і ГДН), які встановлюють межі можливого екологічного збитку.

На сьогодні виділяють три види моніторингу [4]:

1) біоекологічний (санітарно-гігієнічний), який включає спостереження за станом навколишнього природного середовища з

погляду його впливу на здоров'я людини. Цей вид спирається на систему спостережень постів і роботу санітарно-гігієнічних служб. Використовуються показники, які відображають реакцію людини, захворюваність, смертність, народжуваність, тривалість життя тощо;

2) геоекологічний (геосистемний або природно-господарський), який включає спостереження за зміненням природно господарських систем, перетворенням їх на природно-технічні. Спирається на систему географічних стаціонарних, спеціальних зональних чи регіональних і фонових спостережень. Використовуються показники масоенергообміну, гранично допустимі концентрації речовин;

3) біосферний, який охоплює спостереження за параметрами біосфери у глобальному масштабі (запилення атмосфери, світовий водний баланс, забруднення Світового океану, зміна біопродуктивності суші та океану). Основою є система біосферних полігонів, що включає як заповідники, так і зони господарської діяльності людини. Мета спостережень – оцінка наслідків цих змін для здоров'я і діяльності людини.

Найнебезпечнішим наслідком техногенного впливу на навколишнє природне середовище є забруднення складових середовища – атмосферного повітря, поверхневих вод суші, морів і ґрунтів. Організація системи моніторингу забруднення навколишнього природного середовища є важливим складовим елементом сучасної стратегії регулювання якості цього середовища та управління нею.

Національна система моніторингу забруднення навколишнього природного середовища включає моніторинг: забруднення морів, джерел забруднення; забруднення поверхневих вод суші; забруднення атмосферного повітря; забруднення ґрунтів; фонові спостереження.

Система моніторингу забруднення навколишнього природного середовища, крім того, поділяється за видами спостережень і контролю на базовий, біологічний, дистанційний, фоновий та ін.

Моніторинг забруднення поверхневих вод суші – це система

спостережень, оцінки і прогнозу стану поверхневих вод суші для отримання інформації про їхню якість, необхідну для раціонального використання водних ресурсів і здійснення заходів з їхньої охорони від забруднення і виснаження.

У зв'язку з цим моніторинг забруднення поверхневих вод суші розв'язує такі основні проблеми:

- спостереження і контроль рівня забрудненості поверхневих вод суші за фізичними, хімічними і гідробіологічними показниками;
- вивчення динаміки забруднювальних речовин і виявлення умов, за яких спостерігаються різкі коливання рівня забрудненості, для забезпечення прогнозів рівня забрудненості водних об'єктів;
- вивчення закономірностей процесів самоочищення і накопичення забруднювальних речовин у донних відкладеннях;
- вивчення закономірностей надходження і винесення речовин крізь гирлові створи річок для складання балансу хімічних речовин водних об'єктів.

Систематичні спостереження і контроль рівня забруднення поверхневих вод як у місцях, які зазнають впливу господарської діяльності людини, так і в районах мінімального забруднення (фоновий створ) виконуються при організації:

- стаціонарної мережі пунктів спостережень за природним станом і забрудненням поверхневих вод за фізичними, хімічними і гідробіологічними показниками;
- спеціалізованої мережі та пунктів спостереження і контролю на забруднених водних об'єктах для вирішення ряду науково-дослідних завдань;
- тимчасової експедиційної мережі пунктів спостереження і контролю на водних об'єктах, не охоплених зазначеними вище спостереженнями.

До системи моніторингу забруднення поверхневих вод суші входять

спостереження і контроль рівня забрудненості донних відкладень водного об'єкта. За існуючих темпів забруднення водних об'єктів багато шкідливих забруднювальних речовин накопичуються у значних кількостях у донних відкладеннях, які є джерелом вторинного забруднення.

Пункти спостережень і контролю обов'язково суміщаються з гідрологічними постами чи ділянками, які забезпечені гідрологічними даними.

Удосконалення системи спостережень і контролю поверхневих вод суші розвивається за такими головними напрямками:

1) оптимізація системи спостережень (зокрема розміщення пунктів контролю), уточнення програм спостережень (терміни, частота тощо);

2) удосконалення хіміко-аналітичного і біологічного забезпечення системи контролю (нові методи аналізу вод, їхня уніфікація);

3) розробка і широке впровадження автоматизованих та дистанційних методів здобуття, обробки і передачі гідрохімічної інформації;

4) створення електронних банків гідрохімічної інформації;

5) створення нових і вдосконалення існуючих методів прогнозування якості вод.

Загалом же автоматизація методів аналізу, поряд із утворенням нових високочутливих методів, є найважливішими напрямками в гідрохімії.

У ряді країн створено автоматичні станції контролю якості води, які визначають такі показники, як температура, розчинений кисень, питома електропровідність, рН, вміст натрію, хлору – усього до 20 показників. Декілька станцій, розташованих на водних об'єктах за певною схемою, за наявності центру обробки інформації та каналів зв'язку створюють систему. Перевагою таких систем є безперервність спостережень. Автоматизовані системи доцільно створювати в районах із напруженим водним балансом, де вони в майбутньому стануть частиною управління якістю води. Такі автоматизовані системи контролю якості води (АНКОСВ) було створено в

Гідрохімічному інституті та впроваджено в Москві й Санкт-Петербурзі. Пізніше досконаліші системи (АНКОС-ВГ) було споруджено на річках Дон і Кура. В Україні сьогодні автоматичні станції контролю якості води широко використовуються в Закарпатській області в басейні р. Чорна Тиса.

Автоматизовані системи включають: центр обробки інформації, який складається з диспетчерського пункту, обчислювального комплексу і стаціонарних гідрохімічних та гідробіологічних лабораторій; автоматичні станції контролю забруднення вод (АСКЗВ), які визначають показники хімічного складу води; пересувні гідрохімічні і гідробіологічні лабораторії (ПГХБЛ). Перспективними методами спостережень і контролю за станом водних об'єктів є дистанційні, у тому числі аерокосмічні, методи, які є надзвичайно ефективними під час вивчення великих акваторій і потребують подальшої їхньої розробки.

Спостереження проводять за фізичними, хімічними і біологічними показниками якості води. Пункти контролю якості води суміщені з гідрологічними постами і ділянками, забезпеченими гідрологічними даними. До інгредієнтів, що потребують визначення, належать: іонний склад, мінералізація, завислі речовини, розчинений кисень, біогенні сполуки, нафтопродукти, феноли, пестициди, важкі метали тощо.

На цей час в ЄС стан поверхневих водних об'єктів визначають за екологічним та хімічним статусом. Екологічний статус визначають, в першу чергу, за станом біологічних елементів (риба, донні безхребетні, водна флора та ін.) і оцінюють за п'ятьма класами: відмінний; добрий; задовільний; поганий та дуже поганий.

Хімічний статус визначають за пріоритетними поллютантами. До них належать важкі метали (кадмій, свинець, нікель, ртуть) та органічні речовини, які є токсичними для живих організмів. Всього до переліку пріоритетних речовин нині віднесено 45 речовин: 33 визначаються Директивою 2008/105/ЄС про екологічні стандарти у сфері водної політики та 12 – Директивою 2013/39/ЄСЗ, яка вносить зміни до ВРД та Директиви

2008/105/ЄС.

Хімічний статус оцінюють лише за двома класами: добрий та неспроможний досягти доброго (рис. 1.6).

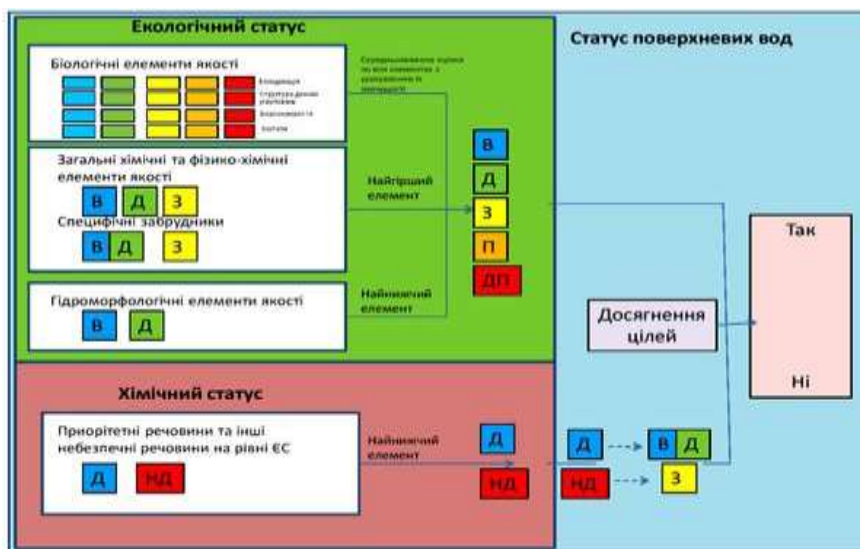


Рисунок 1.6 – Порядок визначення екологічного стану води в ЄС [35]

Моніторинг вод в ЄС проводиться з метою контролю змін екологічного стану масивів поверхневих та підземних вод, встановлення основних техногенних впливів на кількісний і якісний стан поверхневих та підземних вод (рис. 1.7).



Рисунок 1.7 – Розміщення станцій моніторингу якості води у країнах-членах ЄС [38]

Басейновий принцип управління водними ресурсами стирає кордони між країнами (рис. 1.8 та 1.9).

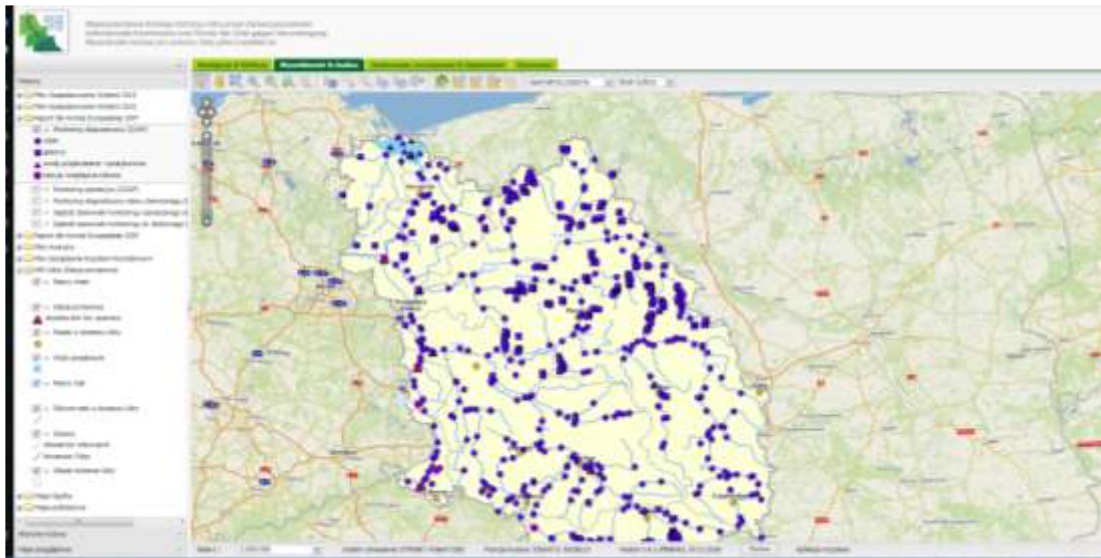


Рисунок 1.8 – Інтерактивна карта басейну р. Одер (охоплює Чехію, Польщу, Німеччину) [36]



Table 1 Dimensions of German River Basins

River System	Length (km)	Navigable Length (km)	Surface of Basin (km ²)	Monitoring Point: Average Flow (m ³ /second)
Beaube	647	330	54,213	Inchenhausen 1,430
Elbe	700	700	90,046	Nea Darchau 730
Em	371	238	12,649	Herbrum 81
Oder	162	162	4,266	Hahnenwasser 339
Rhine	601	770	182,131	Emmerich 2,260
Weiser	400	400	41,194	Dennelshagen 330

Рисунок 1.9 – Інтерактивна карта моніторингу води в Німеччині [40]

В Україні, згідно з «Порядком здійснення державного моніторингу вод» [3], державний моніторинг вод є невід’ємною складовою частиною державної

системи моніторингу довкілля. Цей порядок відповідає директивам ЄС, запроваджує чітку процедуру та прибирає функції дублювання між різними державними установами. Завдяки новому моніторингу буде отримано дані, необхідні для розробки Планів управління річковими басейнами.

Нова система моніторингу передбачає:

- чіткий розподіл обов'язків між організаціями, які визначають показники, без дублювання повноважень;
- розширений список біологічних, гідроморфологічних, хімічних і фізико-хімічних показників для моніторингу;
- запроваджено шестирічний цикл моніторингу;
- введено класифікацію стану вод: 5 класів екологічного стану і 2 класи хімічного стану;
- збільшення кількості пунктів моніторингу вод із сотень до декількох тисяч.

Цей документ встановлює єдині вимоги до організації та проведення спостережень за станом поверхневих вод, прибережних зон водосховищ, підземних вод, джерел забруднення вод, за гідрологічними, фізико-хімічними, біологічними та радіологічними показниками якості вод.

Після прийняття ЄС ВРД у 2000 році у країнах ЄС розпочалася поетапна розробка та впровадження її положень (табл. 1.4 та 1.5).

Таблиця 1.4 – Орієнтовний графік досягнення цілей ВРД в Україні [42]

Заходи	Терміни
Прийняття національного законодавства та визначення уповноваженого органу	3 роки
Закріплення на законодавчому рівні визначення одиниці гідрографічного районування території країни	
Розроблення Положення про басейнове управління з	

Продовження таблиці 1.4

Заходи	Терміни
покладанням на нього відповідних функцій	
Визначення районів річкових басейнів та створення механізмів управління міжнародними річками, озерами та прибережними водами	6 років
Аналіз характеристик районів річкових басейнів	
Запровадження програм моніторингу якості води	
Підготовка планів управління басейнами річок, проведення консультацій з громадськістю та публікація цих планів	10 років

Таблиця 1.5 – Імплементация ВРД у водне законодавство України [43]

Закон України від 04.10.2016 року № 1641-VIII	«Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом». Режим доступу: http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/1641-19
Наказ Мін природи від 26.01.2017 № 23	«Про затвердження Типового положення про басейнові ради». Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0231-17
Наказ Мін природи від 26.01.2017 № 25	«Про виділення суббасейнів та водогосподарських ділянок у межах встановлених районів річкових басейнів». Режим доступу: zakon.rada.gov.ua/go/z0208-17
Наказ Мін природи від 06.02.2017 № 45	«Про затвердження Переліку забруднюючих речовин для визначення хімічного стану масивів поверхневих і підземних вод та екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод». Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/ru/z0235-17

Продовження таблиці 1.5

Наказ Мін природи від 03.03.2017 № 103	«Про затвердження меж районів річкових басейнів, суббасейнів та водогосподарських ділянок». Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0421-17
Постанова Кабінету Міністрів України від 18.05.2017 р. № 336	«Про затвердження Порядку розроблення плану управління річковим басейном». Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/336-2017-%D0%BF#n8
Закон України від 07.07.2017 року	«Про ратифікацію Договору між Кабінетом Міністрів України та Урядом Республіки Молдова про співробітництво у сфері охорони і сталого розвитку басейну річки Дністер». Режим доступу: http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2086-19
Постанова Кабінету Міністрів України від 19.09.2018 № 758	«Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод». Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/815-96-%D0%BF

Важливою особливістю ВРД є те, що водний об'єкт насамперед розглядається як середовище життєдіяльності біологічного угруповання. Тому використання біологічних параметрів якості води нерозривно пов'язане з фізико-хімічними показниками. Загальний алгоритм оцінки якості води подано на рис. 1.10, з якого випливає, що розрізняють п'ять класів якості вод за їх станом: відмінний, добрий, задовільний, поганий і

дуже поганий.

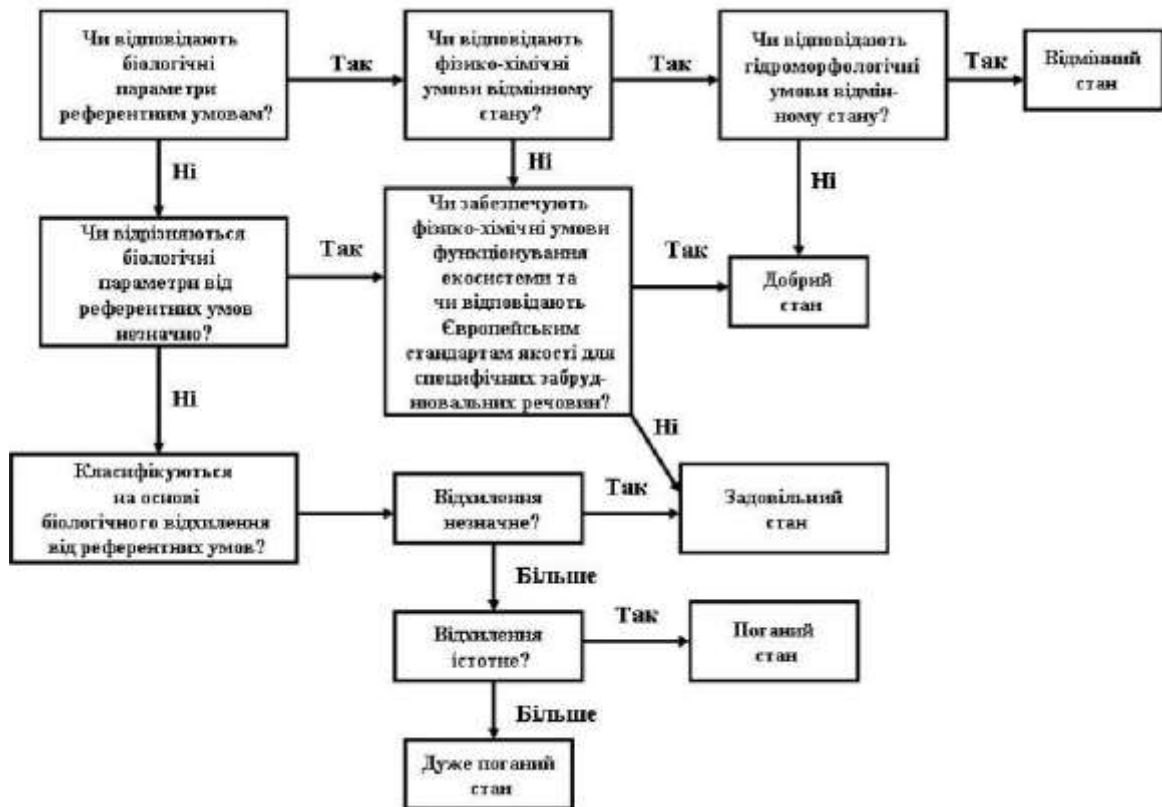


Рисунок 1.10 – Алгоритм оцінки якості води за методикою ВРД ЄС

[50]

У статті 8 ВРД сформульовано завдання з організації моніторингу вод, де основна мета – отримувати узгоджений та всебічний огляд кожного річкового басейну для оцінки його екологічного та хімічного стану. В Україні в системі моніторингу водних ресурсів, відповідно до вимог ВРД, застосовано принцип багаторівневого моніторингу (діагностичний, операційний та дослідницький), який здійснюється за басейновим принципом (рис. 1.11).

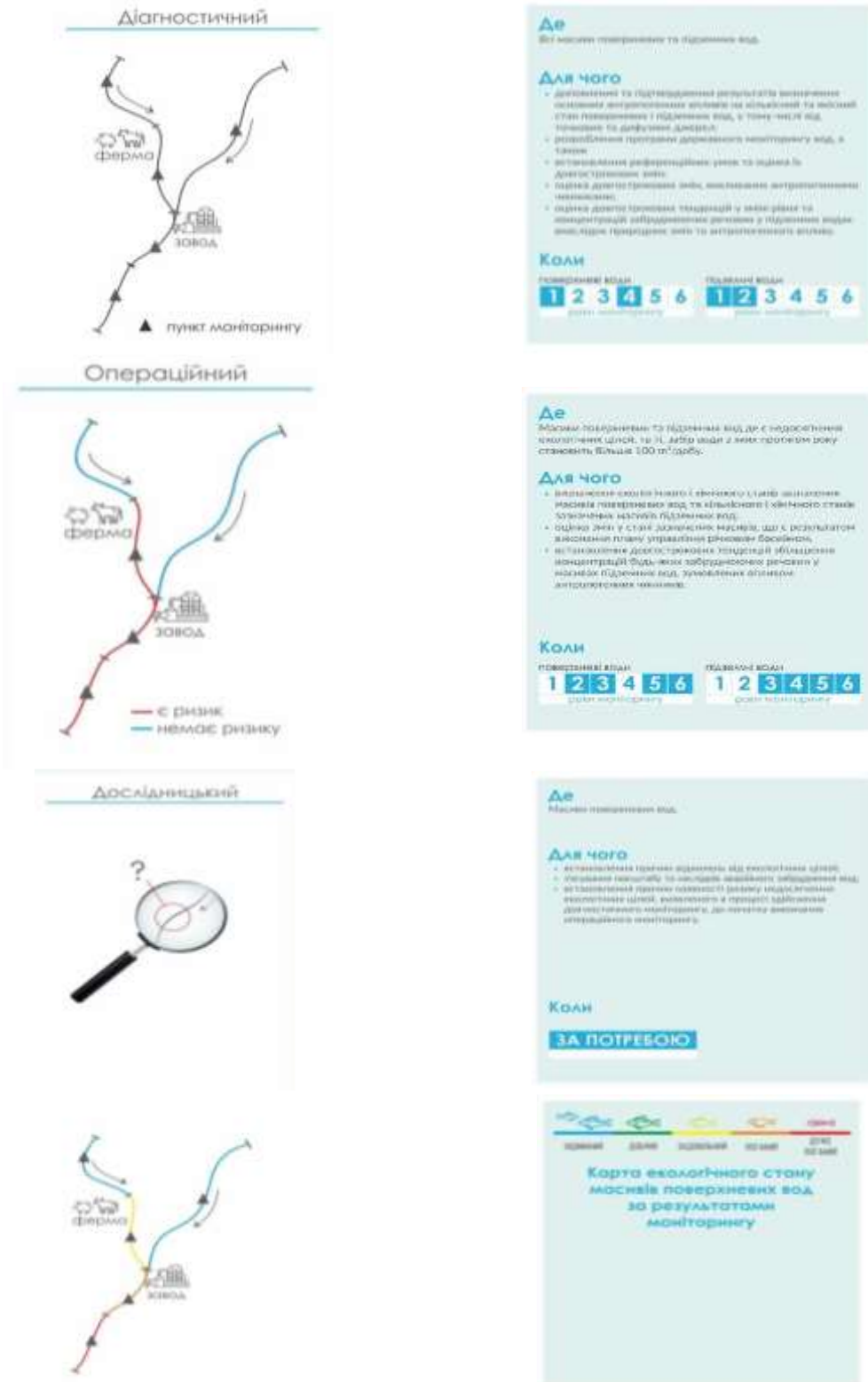


Рисунок 1.11 – Порядок проведення моніторингу поверхневих водних об’єктів України за басейновим принципом

Нова система моніторингу дає можливість кожному громадянину та експерту отримувати у доступний спосіб по-європейськи класифіковані дані про стан водних масивів, басейнів річок загалом.

Для цілей здійснення державного моніторингу вод визначаються масиви поверхневих та підземних вод, основні антропогенні впливи на кількісний і якісний стан поверхневих та підземних вод, у тому числі від точкових і дифузних джерел.

Діагностичний моніторинг здійснюється для масивів поверхневих та підземних вод з метою:

- доповнення та підтвердження результатів визначення основних антропогенних впливів на кількісний і якісний стан поверхневих та підземних вод, у тому числі від точкових і дифузних джерел;
- розроблення програми державного моніторингу вод;
- встановлення преференційних умов та оцінки їх довгострокових змін;
- оцінки довгострокових змін, спричинених техногенним впливом на кількісний і якісний стан поверхневих та підземних вод, у тому числі від точкових і дифузних джерел;
- оцінки довгострокових тенденцій зміни рівня та концентрації забруднюючих речовин у підземних водах внаслідок природних змін та техногенного впливу на їх стан.

Для масивів поверхневих вод діагностичний моніторинг здійснюється протягом першого року проведення державного моніторингу вод. Для масивів поверхневих вод, у яких відсутній ризик недосягнення екологічних цілей, діагностичний моніторинг здійснюється додатково протягом четвертого року виконання державного моніторингу вод.

Операційний моніторинг здійснюється для масивів поверхневих та підземних вод, у яких існує ризик недосягнення екологічних цілей, а також масивів поверхневих та підземних вод, забір води з яких для задоволення

питних і побутових потреб населення в середньому протягом року становить більш ніж 100 куб. метрів на добу, з метою:

- визначення екологічного і хімічного стану масивів поверхневих вод та кількісного і хімічного станів масивів підземних вод;

- оцінки змін в екологічному і хімічному стані масивів поверхневих вод (в екологічному потенціалі штучних або істотно змінених масивів поверхневих вод), а також у кількісному і хімічному стані масивів підземних вод, що є результатом виконання плану управління річковим басейном;

- виявлення довгострокових тенденцій збільшення концентрацій забруднюючих речовин у масивах підземних вод, зумовлених техногенним впливом на їх стан.

Операційний моніторинг здійснюється щороку в період між роками здійснення діагностичного моніторингу.

Показники, за якими здійснюється операційний моніторинг, та періодичність їх вимірювання встановлюються з урахуванням результатів діагностичного та дослідницького моніторингу, даних, одержаних у результаті проведення заходів державного нагляду (контролю) та державного соціально-гігієнічного моніторингу, даних передбаченої законодавством звітності (включаючи державну статистичну звітність), а також даних та інформації щодо об'єктів та видів діяльності, що підлягають оцінці впливу на довкілля згідно із Законом України «Про оцінку впливу на довкілля».

Дослідницький моніторинг здійснюється для масивів поверхневих вод з метою:

- встановлення причин відхилення від екологічних цілей;
- з'ясування масштабу та наслідків аварійного забруднення вод;
- встановлення причин наявності ризику недосягнення екологічних цілей, виявленого у процесі здійснення діагностичного моніторингу, до початку виконання операційного моніторингу.

Дослідницький моніторинг здійснюється суб'єктами державного моніторингу вод. Суб'єкти державного моніторингу вод самостійно визначають пункти моніторингу, перелік показників та періодичність їх вимірювання з урахуванням певних особливостей.

Кількість пунктів спостереження контрольного моніторингу найбільш узагальнено має забезпечити надійну оцінку стану всіх поверхневих вод держави у межах кожного басейну та суббасейну. Однозначно, що організувати мережу спостережень екстенсивним шляхом є недоцільним. Має зберігатися рівновага між якістю інформації, що отримується від мережі, та її вартісними показниками. У басейнах з одноманітними характеристиками водного об'єкта або техногенного впливу кількість пунктів спостереження може бути меншою порівняно з тими басейнами, що мають більш різноманітні умови. У такому випадку допускається групування водних об'єктів, виконаних за принципами типології або характеристиками антропогенної діяльності (рис. 1.12).

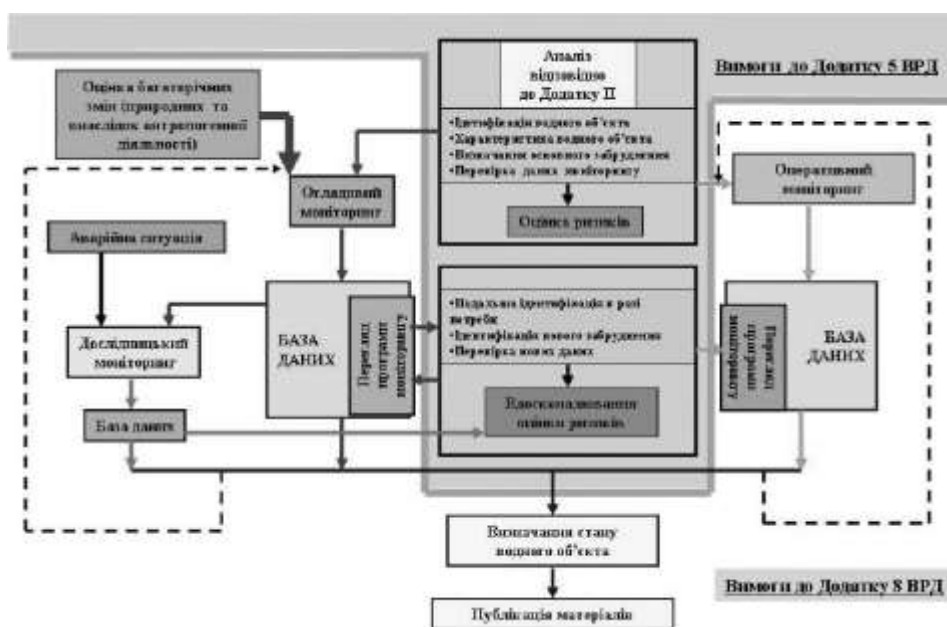


Рисунок 1.12 – Схема організації моніторингу поверхневих вод відповідно до вимог ВРД [65]

Сьогодні в Україні діють дві моніторингові системи якості

поверхневих водних об'єктів:

1. Інтерактивна карта «Чиста вода» забрудненості річок в Україні (<https://texty.org.ua/water/>).

2. Система моніторингу та екологічної оцінки водних ресурсів України (<http://monitoring.davr.gov.ua/EcoWaterMon/MapEcoWaterMon/Index>).

Так, інтерактивна карта «Чиста вода», на основі даних Державного агентства водних ресурсів, відображає понад 400 пунктів контролю річкової води за 16 параметрами забруднення, а також зміну їх рівня протягом п'яти років (рис. 1.13).

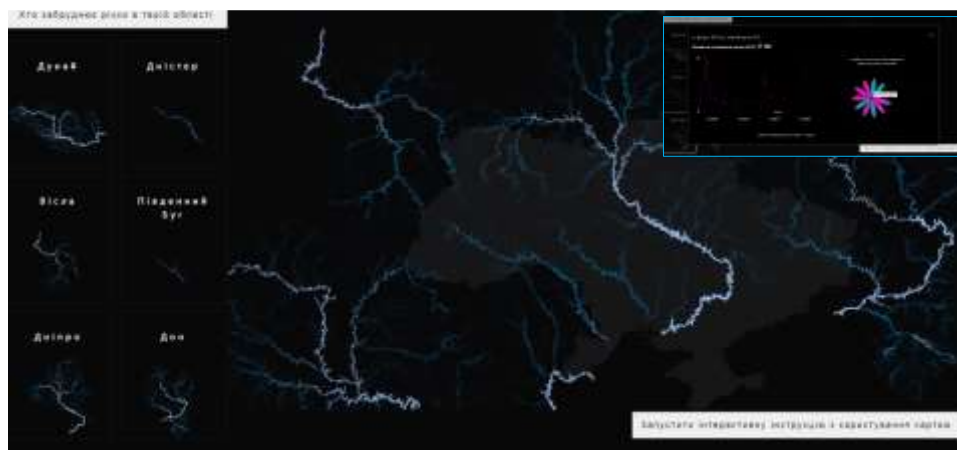


Рисунок 1.13 – Інтерфейс інтерактивної карти забрудненості річкових басейнів України «Чиста вода» [65]

На карту нанесені найбільші річкові басейни України. Користувачеві потрібно клікнути на один із басейнів у меню, щоб почати працювати з картою. Після кліку карта залишає обраний басейн та іконки (у вигляді «квітки») на ньому. Ними на карті позначені місця, де ДАВР забирає воду для аналізів. Якщо у «квітки» рожевіють пелюстки, значить, забруднення перевищує ГДК. На графіку можна відстежити, як змінювалась концентрація ЗР у минулому і якою вона є зараз. Що ж до «квітки», кожна її пелюстка позначає певний параметр, за яким оцінюють якість води. На

пелюстки можна натискати для того, щоб побачити графік для обраного показника. Блакитний колір лінії графіка означає, що показник знаходиться в межах норми. Рожева частина лінії може мати різні відтінки, залежно від того, наскільки показник перевищує норму. Чим лінія яскравіша, тим більшим є перевищення.

На карті відображається список підприємств, які, за офіційними даними Держводагентства, забруднюють річки у кожному регіоні України. Дані про точні координати місць, де вони скидають речовини-забруднювачі, відсутні.

11 грудня 2017 року під час засідання секцій з питань економіки та управління водними ресурсами науково-технічної ради ДАВР його учасникам було презентовано нову програмну систему «Моніторинг та екологічна оцінка водних ресурсів України», яка розроблена провідними українськими фахівцями ТОВ «Інститут розробки інформаційних систем».

За допомогою сучасних інформаційних технологій нова програма автоматично оброблятиме дані моніторингу вод. У результаті можна побачити висновки щодо стану водних ресурсів України та транскордонних водних об'єктів (рис. 1.14).

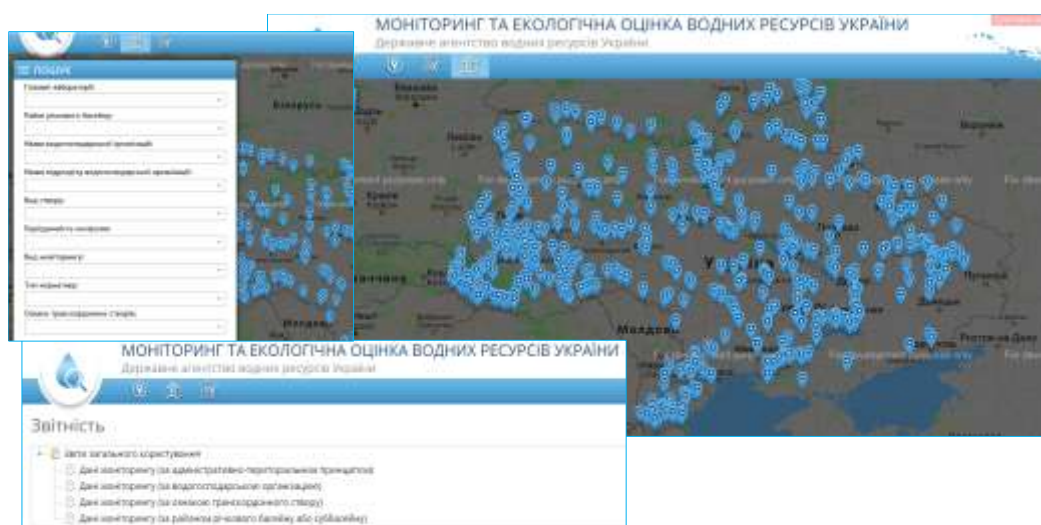


Рисунок 1.14 – Інтерфейс системи моніторингу та екологічної оцінки водних ресурсів України [66]

Система розроблена з урахуванням вимог законодавства прийнятого в рамках апроксимації норм ЄС. Вона передбачає поділ на райони річкових басейнів та суббасейнів. Система надає можливості побудови аналітичних звітів у розрізі як гідрографічних одиниць, так і за адміністративним принципом, а також за руслом основних річок. Закладено основи для ведення баз даних згідно з новою системою моніторингу вод, що відповідає вимогам ВРД.

1.3 Аналіз ефективності управління екологічною безпекою водних ресурсів у межах річкового басейну в Україні та за її межами

Головними принципами управління в галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів були дотримання лімітів водокористування і скидання забруднювальних речовин. В умовах мінімальної плати за спеціальне водокористування та за скидання забруднювальних речовин підприємства не мали зацікавленості у впровадженні нових ресурсо- та енергозберігаючих, екологічно безпечних технологій. Відсутність технологічного регулювання та економічного важеля призвели до використання у промисловості й сільськогосподарському виробництві застарілих технологій, морально застарілого обладнання з вичерпаним ресурсом, що негативно впливало на довкілля. Нині ситуація ще більш ускладнилася у зв'язку з економічною кризою у країні.

Складна еколого-водогосподарська ситуація в Україні пов'язана також з недосконалістю законодавчо-правової бази водоохоронної діяльності. До її основних недоліків можна віднести:

- недосконалість організаційної структури управління охороною та використанням водних ресурсів, яка відображає наявність роз'єднаності та суперечливих інтересів різних відомств;
- не реалістичність нормативної бази водоохоронної діяльності

(нормативи якісного стану водних об'єктів значною мірою мали декларативний характер; їх було встановлено без урахування екологічної ситуації, реальних технічних і економічних можливостей, що принципово обмежувало ефективність управління);

– недостатньо ефективну систему економічного механізму водокористування, складний механізм розрахунку платежів, низький рівень контролю звітності; складну систему фінансування водоохоронних заходів;

– недосконалість системи моніторингу об'єктів довкілля і, як наслідок, недостатню повноту та достовірність екологічної інформації, необхідної для управління;

– недостатню розробленість механізму забезпечення гласності та участі широкої громадськості у процесі вироблення і прийняття рішень у галузі використання, охорони вод і контролю за виконанням цих рішень.

Не останню роль у деградації водних екосистем України відіграв водогосподарський підхід до використання водних ресурсів і регламентації техногенного навантаження на водні об'єкти та їхні водозбірні території. Ліміти водокористування, побудовані на водогосподарських балансових розрахунках, не несли ніякого екологічного навантаження, що призводило до порушення здатності водних екосистем до самоочищення та саморегулювання, погіршення умов відтворення водних ресурсів.

Державне управління в галузі використання і охорони та відтворення водних ресурсів здійснюють Кабінет Міністрів України, місцеві ради народних депутатів та їхні виконавчі комітети, спеціально уповноважені органи державної виконавчої влади та інші державні органи відповідно до законодавства України.

Використання вод в Україні здійснюється в порядку загального і спеціального водокористування, для потреб гідроенергетики, водного та повітряного транспорту. Загальне водокористування здійснюється громадянами для задоволення їхніх потреб (купання, плавання на човнах,

аматорське та спортивне рибальство, водопій тварин, забір води з водних об'єктів без застосування споруд або технічних пристроїв і з криниць) безкоштовно, без закріплення водних об'єктів за окремими особами та без надання відповідних дозволів.

Спеціальне водокористування – це забір води з водних об'єктів із застосуванням споруд або технічних пристроїв і скидання в них зворотних вод. Воно здійснюється юридичними і фізичними особами насамперед для задоволення питних потреб населення, а також для господарсько-побутових, лікувальних, оздоровчих, сільськогосподарських, промислових, транспортних, енергетичних, рибогосподарських та інших державних і громадських потреб.

Згідно з ст. 35 Водного кодексу України в галузі використання й охорони вод і відтворення водних ресурсів має бути сформована нова система нормативів, центральне місце в якій буде відведено екологічним нормативам якості води водних об'єктів, нормативам екологічної безпеки водокористування та галузевим технологічним нормативам утворення речовин, що скидаються у водні об'єкти. Процес створення цієї системи поки що перебуває на початковому етапі.

Організаційно-економічні заходи щодо забезпечення раціонального використання і охорони та відтворення водних ресурсів, згідно з Водним кодексом, передбачають:

1. Видачу дозволів на спеціальне водокористування.
2. Установлення нормативів плати і розмірів платежів за забір води та скидання забруднювальних речовин.
3. Установлення нормативів плати і розмірів платежів за користування водами гідроенергетики та водного транспорту.
4. Надання водокористувачам податкових, кредитних та інших пільг у разі впровадження ними маловідходних, безвідходних, енерго- та ресурсозберігаючих технологій, здійснення, відповідно до законодавства, інших заходів, що зменшують негативний вплив на води.

5. Відшкодування в установленому порядку збитків, заподіяних водним об'єктам у разі порушення вимог законодавства.

У процесі проведення еколого-економічних реформ в Україні встановлено ціни за спеціальне використання водних ресурсів, запроваджено економічну відповідальність за забруднення довкілля, у тому числі водних об'єктів. Здійснюється цільове бюджетне фінансування природоохоронних заходів із державного бюджету України за спеціальним розділом «Охорона навколишнього природного середовища». Сформовано систему позабюджетних фондів.

На сьогодні у країні діє близько 30 нормативно-правових документів, які містять норми економічної відповідальності за порушення законодавства про охорону і раціональне використання природних ресурсів, а також плату за їхнє використання.

Правом економічних санкцій наділено Міністерство екології та природних ресурсів, Міністерство охорони здоров'я, Міністерство внутрішніх справ і органи Прокуратури, Державний комітет у справах охорони державного кордону України, міністерства і відомства, які відповідають за експлуатацію й охорону окремих конкретних компонентів природних ресурсів (ґрунтів, надр, лісів тощо).

Основою забезпечення екологічної політики ЄС в напрямку охорони водних ресурсів є Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради від 23 жовтня 2000 року про встановлення рамок діяльності Співтовариства у сфері водної політики. Мета, поставлена Директивою, є досить амбітною: за 15 років (до кінця 2015 р.) усі країни - члени ЄС повинні забезпечити досягнення всіма поверхневими та підземними водними об'єктами доброго екологічного та хімічного статусу.

Датою початку реалізації Директиви Україною є 1 листопада 2014 р., план імплементації якої затверджено Розпорядженням Кабінету Міністрів України від 15 квітня 2015 року № 371 «Про схвалення розроблених Міністерством екології та природних ресурсів планів імплементації деяких

актів законодавства ЄС».

Країна має виділити на своїй території райони річкових басейнів, які містять один або декілька річкових басейнів разом із пов'язаними з ними підземними та прибережними водами. Для кожного району річкового басейну розробляють План управління. План містить аналіз характеристик району річкового басейну і стан води та програми заходів для досягнення цілей ВРД.

Управління водними ресурсами України є одним із визначальних чинників сталого розвитку та пріоритетним напрямом державної політики нашої країни. Система управління водними ресурсами ґрунтується на основних засадах Водного кодексу України [4], відповідно до якого державне управління в галузі використання й охорони вод та відтворення водних ресурсів реалізується за басейновим принципом на підставі державних, цільових, міждержавних та регіональних програм використання, охорони, відтворення водних ресурсів, та на положеннях Закону України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом» [245].

Адміністративно-територіальний принцип управління водними ресурсами не спроможний забезпечити дотримання сучасних принципів еколого-збалансованого, раціонального водокористування [267– 272].

Системі управління водними ресурсами притаманний компонентний підхід, за якого кожному виду водокористування відповідає специфічна форма господарської діяльності зі своєю системою управління. Адміністративно-територіальна система управління, відповідно до територіально-галузевого принципу, через міністерства та відомства виступає фактичним власником водних ресурсів. Через це суспільство позбавлене можливості протидіяти тиску вузьковідомчих інтересів, не доопрацювання яких у розміщенні промислових підприємств, недооцінюванні негативних наслідків техногенних впливів, нераціональне

хижацьке використання водних ресурсів призвели до стрімкого погіршення якісних і кількісних характеристик водного середовища та до дисбалансу функціонування водних об'єктів багатьох регіонів країни [273].

Отже, постає потреба у розробленні нових та удосконаленні існуючих форм управління водними ресурсами, які б відповідали принципам раціонального водокористування та забезпечували б дотримання екологічної рівноваги водних екосистем в умовах техногенних впливів [271, 273].

Зміст басейнового управління зводиться до того, що формування стратегічних цілей та водної політики країни на загальнодержавному рівні визначається Національною Радою з водних проблем, виконавчим органом якої є державний орган управління водним господарством, на який покладено розроблення законодавчо-правової та нормативно-методичної баз [274–278].

Проаналізувавши світовий та вітчизняний досвід, встановлено, що останнім часом у системі управління водними ресурсами запропоновані різноманітні підходи та пропозиції щодо її трансформації, які знайшли відображення у роботах таких учених, як В. А. Сташук [270], І. Ю. Носачов [279], О.В. Климчук [275], Н. В. Вострікова [216], Г. А. Верниченко [281], С. С. Дубняк [282], М. М. Приходько [283], А. Г. Боровицька [284], Л. В. Левковська [273].

Механізми інтеграції органів управління водними ресурсами до європейської системи, шляхи впровадження у вітчизняну практику ефективного зарубіжного досвіду управління водними ресурсами у своїх працях розкрили О. Г. Васенко [285], І. К. Бистряков [286], А. В. Яцик [287], Н. Б. Закорченко [288], В. А. Голян [289], М. М. Хвесик [290]. У закордонних роботах питанням управління водними ресурсами присвячені праці Р. Horwitz [291], N. L. Dickinson [292], H. J. Henriksen [293], J. R. Kambatuku [294], G. J. Alaerts [295], L. Jerald [296], В. І. Соколова [297], В. А. Духовного [298].

Сучасним підходом до управління водними ресурсами виступає басейновий принцип, який дає змогу, відповідно до міжнародних принципів та стратегії державної водоохоронної політики, розробити сучасні механізми охорони, використання і відтворення водних ресурсів України, що дозволить запобігти їх кількісному та якісному виснаженню, нераціональному використанню й техногенним трансформаціям на різних ієрархічних рівнях розвитку [299–301]. Узагальнену схему механізму управління водними ресурсами показано на рис. 1.15 [302].

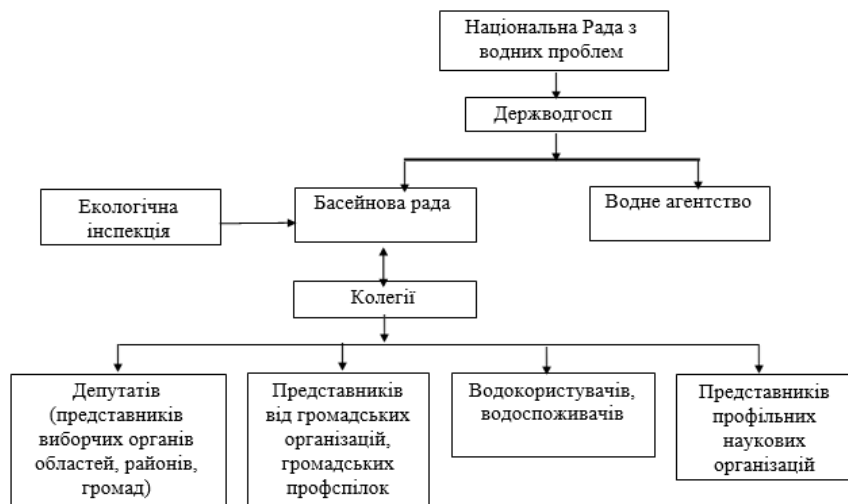


Рисунок 1.15 – Схема басейнового принципу управління водними ресурсами [75]

Об'єктом басейнового принципу управління водними ресурсами виступає річковий басейн, оскільки басейновий принцип управління як інтегрований (комплексний) принцип управління водними ресурсами здійснюється в межах району річкового басейну [245] і за рахунок цього дозволяє уникнути небажаних негативних наслідків техногенного впливу для всього водного басейну [268, 303–310].

Згідно з основною стратегією водоохоронної політики України [247] до 2030 р. в Україні повинно бути остаточно забезпечене впровадження системи інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим

принципом і завершене розроблення та виконання планів управління річковими басейнами.

До того ж, з 1 січня 2019 р., відповідно до Водної Рамкової Директиви ЄС [252] якість усіх водних об'єктів України має відповідати доброму стану вод. Забезпечення досягнення доброго стану вод покладено на остаточно сформовані в цьому році басейнові ради, основною функцією яких і є управління річковими басейнами.

До 2030 р. заплановано підвищити якість природних вод до 5 % шляхом зменшення скидів забруднювальних речовин та скорочення об'ємів забруднених стічних вод (від загального об'єму водовідведення). До цього ж року заплановано забезпечення цілковитого дотримання санітарно-гігієнічних вимог до якості поверхневих вод для всіх водних об'єктів України [247].

В Україні розроблено «Методику гідрографічного та водогосподарського районування території України» відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви Європейського Союзу.

Відповідно до Методики:

а) гідрографічна одиниця – район річкового басейну, річковий басейн, суббасейн;

б) район річкового басейну – основна одиниця управління в галузі використання та охорони вод та відтворення водних ресурсів, що складається з річкового басейну (сусідніх річкових басейнів) та пов'язаних із ними підземних водних об'єктів та лиманів у межах території України;

в) річковий басейн – частина земної поверхні, стік води з якої послідовно через пов'язані водойми і водотоки здійснюється в море або озеро;

г) суббасейн – частина річкового басейну, стік води з якої послідовно через пов'язані водойми і водотоки здійснюється до головної річки басейну або водогосподарської ділянки нижче за течією.

Для кожного району річкового басейну розроблено План управління,

що складається з аналізу характеристик району річкового басейну і стану водних об'єктів та програми заходів для досягнення цілей ВРД. Гідрографічне районування здійснено в рамках гармонізації національної водогосподарської діяльності з підходами у ЄС, закріпленими у ВРД, з метою розробки планів інтегрованого управління річковими басейнами і ґрунтується на гідрографо-географічному підході до районування території.

Межі гідрографічних одиниць проходять по вододілах річкових басейнів і суббасейнів, вони не перетинають акваторій водосховищ та озер. Якщо частина річкового басейну знаходиться поза територією України, то частина межі гідрографічної одиниці збігається з відповідною ділянкою Державного кордону України (у Дунаю, Вісли, Дніпра, Дону).

У нашій країні виділено дев'ять районів річкових басейнів [247]: Дніпра, Дністра, Дунаю, Південного Бугу, Дону, Вісли, річок Криму, річок Причорномор'я та річок Приазов'я (рис. 1.16).

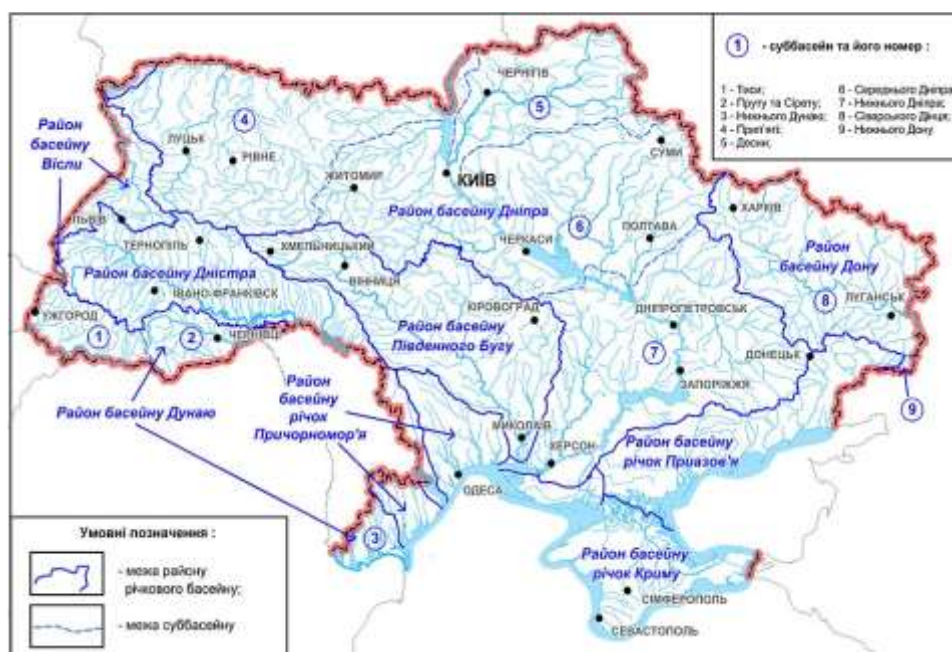


Рисунок 1.16 – Межі районів 9 річкових басейнів, суббасейнів та водогосподарських ділянок України [80]

Ділянка першого із зазначених басейнів складається з річок різних ієрархічних рівнів організації й була обрана для реалізації басейнового принципу управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів, оскільки вона за рівнем техногенного навантаження класифікується як найбільш техногенно заангажована [40, 75, 81, 301, 302]. За рахунок інтенсивного поверхневого стоку із сільськогосподарських угідь та ерозійних процесів на значній території басейну р. Дніпро зафіксоване дифузне забруднення, що призводить до надходження до водного середовища хімічних сполук техногенного походження. Дніпровські води до того ж трансформовані в основній масі за рахунок понаднормативних скидів забруднювальних речовин у зворотних водах підприємств промислового виробництва. Щорічно зростає мікробіологічне і вірусне забруднення басейну Дніпра, зумовлене значним техногенним порушенням природної цілісності функціонування екосистеми та вторинним забрудненням від постійної акумуляції шкідливих речовин [18, 20, 313–319].

Зазначене надмірне техногенне навантаження на річки басейну Дніпра призвело до зміни природних режимів функціонування, дисбалансу та деструкції басейнових структур і екосистеми водозбору загалом, зниження інтенсивності механізму біотичної саморегуляції, самоочищення та самовідновлення. Техногенно-обумовлений характер розвитку Дніпра підсилюється за рахунок інтенсифікації процесів акумуляції продуктів ерозійного руйнування ґрунтів, збільшенням концентрацій біогенних речовин у 4,2–6,4 рази. А це, своєю чергою, призводить до зниження придатності водних ресурсів басейну Дніпра для питних потреб культурно-побутового, рекреаційного та рибогосподарського використання [18–20].

Процес управління техногенно зміненими екосистемами зводиться до основних принципів прийняття управлінських рішень, що забезпечує відновлення механізмів екологічної безпеки функціонування взаємодії між суспільством і природою. Узагальнення аналізу концептуальних положень

[213, 320–325] дало змогу сформувати такі основні принципи управління екологічною безпекою техногенно змінених екосистем [18]:

- інтеграція технологічних рішень на основі диференційованого обліку реальних параметрів, умов впливу техногенних чинників, властивостей екосистем, які зазнають техногенного навантаження;

- регламентація критеріїв параметрів на основі аналізу біологічних наслідків техногенного впливу, що характеризують інтенсивність техногенних впливів, на підставі законів розвитку біологічних систем;

- розроблення шляхів та заходів усунення причин і наслідків техногенного впливу за рахунок розроблення технологій, що дозволяють забезпечити еколого-збалансоване функціонування екосистем та унеможливають перевищення допустимого порога впливу на біоту;

- співвідношення екологічних інтересів виробничої діяльності промислових інтересів та запасів природної стійкості екосистем;

- неможливість переходу меж, які дозволяють екосистемам зберігати інтенсивність компенсаційного механізму біотичної саморегуляції за рахунок урівноваження гранично допустимих обсягів техногенних впливів та можливостей біоти щодо їх деструкції та нейтралізації;

- визначення науково-методологічних основ екологічних нормативів через вивчення законів існування і розвитку природних екосистем;

- збереження біорізноманіття як критерію оцінки збалансованого функціонування трансформованих екосистем;

- визначення видового різноманіття популяцій, угруповань, біогеоценозів як основного біосферного ресурсу, який забезпечує регуляцію умов переходу природних екосистем у техногенно-зумовлені;

- впровадження «принципу обережності», який зводиться до застосування природоохоронних заходів у випадку загрози виникнення незворотних втрат, навіть у разі відсутності повних наукових даних;

– природоохоронні заходи повинні бути спрямовані на біотичну компоненту (акцент на біоценотичні групи – мікроорганізми, рослини, тварини);

– збереження та відновлення базових функцій еколого-збалансованого розвитку та здатності до підтримання стійкості в умовах надходження техногенних впливів.

Зазначені принципи мають бути відображені у виборі стратегій управління екологічною безпекою. При цьому слід урахувати, що, окрім цінності біоценотичних систем для збереження біорізноманіття, одним із вирішальних є чинник мінімального зусилля – мінімізації фінансових витрат, енергії, ресурсів, який є пріоритетним при удосконаленні форм управління екологічною безпекою [326–329].

Використання регуляторних функцій біоти для удосконалення форм системи управління екологічною безпекою техногенно трансформованих екосистем передбачає збереження їх структурно-функціональної організації. У практичному аспекті це зводиться до вирішення таких питань [18, 162, 178, 317]:

- 1) вивчення техногенних перетворень біоти у межах зон впливу підприємств промислового виробництва;
- 2) обґрунтування максимальних техногенних навантажень на біоту, властивих технології захисту.

Різні екосистеми по-різному реагують на один і той самий зовнішній техногенний вплив. Відповідно для кожного типу екосистеми повинна існувати властива саме їй межа (шкала) величин техногенного впливу, за якою починаються незворотні деградаційні процеси. Встановлення цих меж для різних типів екосистем є фундаментальною проблемою сучасних екологічних досліджень, а обґрунтування чинників порушення механізму біотичної регуляції є головним для ефективного коригування технологічних процесів і може мати випереджальний характер [18, 20, 50, 51, 109, 330]. Еколого-збалансований розвиток природних екосистем

відбувається за законами циклічної сукцесії й має безперервний, поступальний характер, за рахунок цього у природних екосистемах відбувається плавне коригування процесів і взаємозв'язків, що дозволяє не допустити усунення деструктивних процесів, перш ніж вони призведуть до процесів трансформації.

Концептуальні основи розроблення заходів оптимізації системи управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів формують принципове розуміння пріоритету екологічного імперативу, що надає перевагу вимогам збереження природного середовища перед вимогами економічного зростання. Отже, збалансоване функціонування техногенно-зумовлених екосистем досягається за рахунок інтенсивності механізму біотичної саморегуляції, підпорядкованого законам природних екосистем, і має забезпечити [277]: досягнення «доброго» екологічного стану водних екосистем, зменшення ризиків паводків і посух, доступ до достатньої кількості води належної якості, відкритість управління водними ресурсами річкового басейну та залучення до процесу всіх зацікавлених сторін, розмежування функцій та компетенцій басейнових і територіально-адміністративних органів управління водними ресурсами всіх рівнів.

В умовах стрімкого розвитку техносфери, що супроводжується змінами структурно-функціонального розвитку ГЕ, які перебувають під їх інтенсивним техногенним впливом, єдиний можливий шлях прогресивного руху людства у взаємодії «людина–природне середовище» – це рух «у рамках еколого-збалансованого розвитку», який не руйнує природний механізм біотичної саморегуляції поверхневих водних об'єктів, а навпаки, сприяє природним процесам самовідновлення [162, 227, 331]. Тому нині єдиним оптимальним шляхом збереження еколого-збалансованого розвитку поверхневих водних об'єктів, за умов постійних багатофакторних техногенних впливів на них, є забезпечення екологічної еквівалентності між дестабілізуючою дією техногенних чинників [8, 92–94, 109, 110, 162, 178].

Для з'ясування особливостей розвитку і функціонування внутрішньо водоймових процесів найбільш сприятливим є системно басейновий підхід за екосистемним принципом, що дає змогу визначити екзота ендоризики як передумову змін сукупності речовино-енергетичного потенціалу – початкового етапу змін внутрішньо-водоймових процесів [162]. Відповідно і основна наукова спрямованість дисертаційних досліджень це – екосистемний принцип за басейновим підходом.

Системно-басейновий підхід за екосистемним принципом має правомірний ієрархічний статус і узгоджується з основними законами загальної екології [145, 334, 337] та не викликає суперечностей стосовно основних принципів інженерної екології. Принцип ієрархічної організації зводиться до того, що система річки являє собою елемент водної системи більш високого рівня і своєю чергою, складається з елементів підпорядкованих їй систем нижчого рангу розвитку [339].

На цей час проблеми використання та охорони транскордонних водних об'єктів так чи інакше зачіпають інтереси практично всіх держав і багато в чому схожі. До транскордонних відносяться будь-які поверхневі або підземні води, які позначають, перетинають кордони між двома і більше державами або розташовані в таких межах. У випадках, коли транскордонні води впадають безпосередньо в море, їх межі визначаються прямою, яка перетинає їх гирло між точками, розташованими на лінії малої води.

Міжнародні води, або Між кордонні води, – термін, що застосовується у випадках, коли який-небудь з наступних видів водойм (або їх водозбірних басейнів) знаходиться за межами державних кордонів: океани, великі морські екосистеми, замкнені або напівзамкнені регіональні моря й естуарії річок, річки, озера, підземні системи (водоносних горизонтів), а також водно-болотні угіддя.

Транскордонні води річок належать прикордонним державам і виступають частиною цих територій. Найважливіша складова

транскордонних вод – придатність для використання в народному господарстві води річок, озер, каналів, водосховищ, морів та океанів, політичної та економічної ситуації, вплив кліматичних умов потребують вирішення ряду завдань в сфері використання і охорони вод України та суміжних держав.

Питання використання ресурсів транскордонних річок залишаються нерегульованими. Систему міжнародного водного права формують правові доктрини і норми – визначення, принципи, приписи, заборони, процедури, умови, що підлягають обов'язковому дотриманню у разі здійснення тих чи інших видів діяльності й містяться у двосторонніх і багатосторонніх міжнародних угодах. Крім обов'язкових для дотримання і виконання правил поведінки або норм твердого права, міжнародне водне право розглядається з урахуванням рекомендаційних норм, які надають регулюючий вплив на державу.

Швидка зміна економіко-правових відносин у суміжних державах тягне старіння міжнародних правових актів. Перетворення майже безкоштовного соціального ресурсу в економічний ресурс вимагає визнання права власника цього ресурсу. До такої перебудови мислення багато людей виявилися не готовими. Розвиток господарської діяльності у транскордонних басейнах призвів до виникнення нових потенційно небезпечних її видів, які не заборонені міжнародним правом і приносять значні соціально-економічні вигоди для країн, які їх здійснюють. В результаті економічної та екологічної взаємозалежності подібна діяльність, яка відбувається на території однієї держави, часто погано впливає на навколишнє середовище і громадян інших країн. Частота виникнення випадків транскордонної шкоди й усвідомлення ступеня наноситься шкоди тягнуть потреба міжнародно-правового регулювання таких ситуацій.

Держава є власником річкового стоку, який сформувався на її території. Норми міжнародного права підтверджують правомірність розпоряджання цими водами, але раціонально, без шкоди для екології та

господарської діяльності на водних просторах і територіях, що знаходяться нижче за течією. Тому відсутність домовленостей водорозподілення між країнами і секторами, а також недотримання укладених договорів призводить до зниження водозабезпеченості галузей економіки нижчих районів, скорочення зрошуваних площ і продукції сільського господарства, погіршення екологічної обстановки в низов'ях річок. Через надмірне безповоротне водоспоживання, виходячи з міркувань національної безпеки, країни найчастіше просто домовляються між собою, залучаючи до цього процесу фахівців з водного господарства, гідротехніків, гідрологів, екологів, економістів, фахівців з управління природокористуванням у транскордонному контексті, дипломатів, прикордонні служби та ін.

Є приклади, коли сторони укладають договір за принципом «хто забруднює, той і платить». Але відсутність чіткого механізму вирішення колізій, порядку здійснення плати за забруднення вод однією або декількома державами, розташованими нижче за течією, ускладнює його реалізацію.

Системний аналіз проблем збереження екосистем транскордонних об'єктів виявив безліч причин їх виникнення і різноманітності: місце розташування в басейні (верхів'я, пониззя), структура водокористування, загальний стан екосистеми басейну, загальнодержавна політика в галузі збереження водних екосистем, рівень аналітичної та науково-дослідницької бази, наявність сучасної системи моніторингу якості вод і стану екосистем і, в підсумку, розуміння керівниками всіх рівнів значення водних екосистем для збереження екологічної стійкості та забезпечення благополуччя населення.

Прикладом найскладніших неврегульованих міждержавних відносин у галузі використання і охорони транскордонних вод є сьогодні регіон Центральної Азії.

Проблемою виступає нездатність існуючої системи управління водогосподарськими системами забезпечити екологічний стік для

обводнення нерестовищ і підтримки дельтових екосистем. Величина екологічного стоку, санітарних і санітарно-екологічних попусків у багатьох країнах не визначається і залежить від водності року. На практиці подача води на підтримку екосистем найчастіше формується за залишковим принципом, особливо в маловодні періоди. У той же час ігнорування екосистемних обмежень в управлінні водними ресурсами сприяло виникненню кризової ситуації у всіх транскордонних басейнах.

Вся історія створення Європейського Союзу пов'язана з розробкою єдиної екологічної політики для об'єднання держав, а також майбутніх членів ЄС. З 1958 року, який вважається роком створення Єдиного економічного простору в Європі, було прийнято шість програм дій щодо навколишнього середовища, які втілювалися в етапах поступового зближення екологічного законодавства і екологічних нормативів в ЄС.

Сьогодні, крім створення загального правового поля у сфері використання і охорони водних ресурсів транскордонних річок, необхідна гармонізація нормативної та методичної бази. Впровадження стандартів ЄС та ISO у практику природокористування країн СНД досягло певного рівня, і цей процес триває.

Констатуючи, що вже почався процес гармонізації законодавства та стандартів країн СНД із підходами ЄС і стандартами ISO, потрібно мати на увазі, що гармонізація передбачає зближення законодавства, а не встановлення повної схожості з аналогом. Країни СНД не зобов'язані повністю дублювати нормативну базу держав ЄС, а повинні вибирати тільки ті її положення, які необхідні для розвитку міжнародних економічних відносин, а також відповідають умовам і рівню розвитку галузей промисловості та сільського господарства країни.

1.4 Аналіз експлуатаційних можливостей систем водопостачання та водовідведення в Україні

За даними ВООЗ, близько 80 % усіх захворювань людей залежать від якості питної води, що є особливо актуальним для держав, що розвиваються. У документах ООН закріплено, що вода має соціальну, економічну та екологічну цінність, тому управління водогосподарською діяльністю необхідно здійснювати таким чином, щоб забезпечити найбільш задовільне і стійке поєднання цих цінностей. В Україні аналіз питної води проводять за 28 параметрами, у той час як у Швеції мінімум за 40 (там тривалість життя – 82 роки), а в США – за 300.

Найбільша кількість проб питної води з мереж України відхиляється від нормативів чинного стандарту за органолептичними показниками (63–72 %). Проби питної води з перевищенням ГДК хімічних речовин – 10–16 %, а з надлишковим вмістом нітратів – 4–7 %. Найгірша якість питної води у системах централізованого водопостачання з відхиленням від державних санітарних норм і правил за санітарно-хімічними показниками реєструється у Луганській (35,1 %), Запорізькій (20,0 %), Дніпропетровській (19,6 %), Миколаївській (17,5 %), Херсонській (16,1 %) та Київській (15,7 %) областях (табл. 1.6).

Таблиця 1.6 – Нормативи якості питної води в Україні та країнах ЄС [245]

Показники	Одиниці вимірювання	Україна (ГДК)	ВООЗ (ГДК)	ЄС (ГДК)
рН	рН	6–9	–	6,5–8,5
Мінералізація	мг/ дм ³	1000 (1500)	1000	1500
Жорсткість загальна	мг-екв./дм ³	7,0 (10)	–	1,2
Окиснюваність перманганатна	мг/ дм ³	5,0	–	5,0

Продовження таблиці 1.6

Показники	Одиниці вимірювання	Україна (ГДК)	ВООЗ (ГДК)	ЄС (ГДК)
Нафтопродукти, сумарно	мг/ дм ³	0,1	–	–
ПАВ, аніонні	мг/ дм ³	0,5	–	–
Феноли	мг/ дм ³	0,25	–	–
Лужність	мгНСО ₃ ⁻ / дм ³	–	–	30
Алюміній	мг/ дм ³	0,5	0,2	0,2
Нітроген амонійний	мг/ дм ³	2,0	1,5	0,5
Азбест	мм.волокон/ дм ³	–	–	–
Барій	мг/ дм ³	0,1	0,7	0,1
Кальцій	мг/ дм ³	–	–	100,0
Кобальт	мг/ дм ³	0,1	–	–
Силіцій	мг/ дм ³	10,0	–	–
Магній	мг/ дм ³	–	–	50,0
Купрум	мг/ дм ³	1,0	2,0 (1,0)	2,0
Молібден	мг/ дм ³	0,25	0,07	–
Арсен	мг/ дм ³	0,05	0,01	0,01
Нікол	мг/ дм ³	0,1	–	–
Нітрати	мг/ дм ³	45	50,0	50,0
Нітрити	мг/ дм ³	3,0	3,0	0,5
Меркурій	мг/ дм ³	0,0005	0,001	0,001

Сьогодні водна промисловість стає величезним за обсягом світовим ринком, який можна порівнювати з нафтогазовою сферою і виробництвом електроенергії. Тому вивчення питань економіки водопостачання та

водовідведення стає дедалі найактуальнішою задачею. Підприємства водопостачання та водовідведення (водопровідно-каналізаційні підприємства) є органічною частиною сучасних міст і поселень, без яких є неможливими їх існування та розвиток. Вони забезпечують населення, підприємства й організації питною водою та разом із цим здійснюють відведення стоків з каналізаційних об'єктів за межі міських територій. Сучасне водопровідно-каналізаційне господарство з розвитком міст стає досить складною технічною системою, що за сучасних ринкових умов потребує достатніх знань економіки господарської діяльності цієї галузі.

Україна сьогодні на шляху децентралізації в економіці, промисловості, житлово-комунальній сфері та суспільному житті не може залишити на самоті таку важливу галузь як водопостачання та водовідведення. Все це має сприяти поліпшенню забезпечення населення якісною та відносно дешевою водою, послугами та наданням широким верстам споживачів відчуття економічного зростання за рахунок зниження тарифів, ціни та високої якості товарного продукту й послуг. Водне та водопровідно-каналізаційне господарство України є галуззю інфраструктури. Незадовільний стан даної галузі унеможливорює подальший сталий розвиток національного господарства. Водне господарство має значний вплив на інші галузі України. Водопровідно-каналізаційне господарство присутнє в усіх регіонах. Воно не формує потенціал регіону, але є галуззю інфраструктури, без якої є неможливими існування та розвиток економіки. Такий стан речей актуалізує вивчення проблеми формування ефективної економіки підприємств водопостачання та водовідведення. Експлуатаційні та техніко-економічні показники роботи більшості підприємств водопровідно-каналізаційного господарства України є недостатньо задовільними. Потреба заміни застарілого обладнання, капітального ремонту мереж водопроводу потребує значних фінансових витрат, які у наш час можливо здійснити лише за рахунок надходжень за надані послуги. Така постановка проблеми потребує

ретельного вивчення кожної складової ведення економічної діяльності підприємств водопостачання та водовідведення, з урахуванням світового досвіду і досвіду Європейських країн щодо формування тарифів на воду, амортизаційної політики, втілення інноваційно-інвестиційної політики, а також із врахуванням принципів Водної Рамкової Стратегії ЄС. Вирішення цих питань потребує від спеціалістів галузі не лише глибоких знань ринкової економіки, але і вміння застосувати їх на практиці. Якщо раніше господарська діяльність житлово-комунальних підприємств базувалась на бюджетних асигнуваннях, то сьогодні важливо, спираючись на чинне законодавство, навчитися проводити фінансову політику і стратегію розвитку свого підприємства в умовах жорсткого дефіциту коштів та бездотаційного господарювання.

З метою попередження виникнення екологічних небезпек, пов'язаних із вмістом іонних домішок у питній воді понад нормативний рівень, та зменшення ступеня екологічного ризику, вода, що надходить до централізованих систем господарсько-питного призначення, повинна проходити відповідну підготовку.

Технічні рішення з підготовки питної води з поверхневих джерел включає такі основні стадії: коагуляція – фільтрація – знезараження [38].

На очисних спорудах централізованого водопостачання м. Києва (Дніпровський і Деснянський водозабори) вода проходить двоступеневу очистку та знезараження. Завдяки активному використанню хлораміачних технічних рішень обробки води в останні три роки у питній воді, що подається в міські водопроводи, вміст хлороформу не перевищував гранично допустимі концентрації (≤ 60 мкг/дм³) і в середньому становив 20–30 мкг/дм³ [38].

До методів і способів, що використовуються в технічних рішеннях із підготовки питної води з поверхневих джерел, можна віднести: дистиляцію, іонний обмін (з використанням сертифікованих для

підготовки питної води іонообмінних матеріалів), адсорбцію активованим вугіллям, фільтрацію, ультрафільтрацію, зворотний осмос, УФ [38].

Процес обробки води, що призводить до повного видалення патогенних і зниження загального числа мікроорганізмів, має назву «зnezараження». Зnezаражування може відбуватися хімічними (реагентними) та фізичними (безреагентними) методами. До основних реагентних методів зnezаражування відносять: озонування, хлорування (обробку хлором і хлоровмісними реагентами – хлор-газом, гіпохлоритами натрію та кальцію, хлорним вапном, діоксидом хлору, хлорамінами), обробку солями важких металів та оксидантами (рідкими чи газоподібними); до безреагентних методів – УФ, вплив ультразвуку та високої температури. В розвинених країнах світу відбувається постійне впровадження альтернативних методів зnezараження води з метою скорочення вмісту в питній воді хлорорганічних сполук, які надходять до неї у процесі використання хлору як основного реагента на стадії зnezараження питної води у традиційних технічних рішеннях із підготовки води (електрофорез, електрокоагуляція, електричний розряд, комплекси електричних впливів, гіперфільтрація, іонізуюче випромінювання) [38]. Всі методи зnezаражування мають свої переваги та недоліки. Розглянемо деякі з них.

Останнім часом широкого використання набуває метод УФ, який обмежений відсутністю оперативного контролю за процесом зnezаражування, оскільки оцінку епідемічної безпечності води після УФ зnezаражування можна отримати тільки через 24 години при визначенні її колі-індексу. Крім того, надійне зnezаражування УФ-опромінюванням є можливим тільки після попереднього проведення процесу коагуляції. Існує чітка залежність бактерицидного ефекту від мутності та кольоровості води, виду мікроорганізмів, їх кількості, дози опромінювання, типу установки, тому цим методом можна обробляти лише підземні та очищені води [42]. Після обробки води УФ у воді не залишається залишкових концентрацій

дезінфектанту, що обмежує використання цього методу, зокрема, у практиці централізованого питного водопостачання [43]. УФ перспективно застосовувати комплексно з іншими методами знезаражування [44].

Постійне зростання вимог щодо якості питної води та охорони природного навколишнього середовища на фоні інтенсивного забруднення джерел питного водопостачання зумовлюють потреба пошуку альтернативних методів знезаражування, а саме способів, оснований на синергізмі дії двох чи декількох реагентів [45, 47 – 50].

Хімічні методи знезараження води, до яких належить введення гіпохлориту натрію, дозволяють здійснювати знезаражування води, але на відміну від хлору, гіпохлорит не проявляє токсичних властивостей у разі дотримання технологічних вимог під час його використання [51–53]. Виготовлення гіпохлориту натрію на цей час вимагає значних грошових витрат. Найбільш вигідним є одержувати гіпохлориту натрію безпосередньо на місці споживання за допомогою електролізу мінералізованої води [51].

Коагуляція – реагентна та безреагентна – процес, при якому відбувається зниження ступеня дисперсності колоїдно-розчинених домішок у результаті агрегації їх часток з утворенням макрофази. Для підготовки питної води реагентною коагуляцією використовуються наступні коагулянти: сульфат алюмінію ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), сульфат заліза (II) ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), хлорид заліза (III) ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), гідроксохлорид алюмінію ($\text{Al}_2(\text{OH})_5\text{Cl}$), метаалюмінат натрію (NaAlO_2). До безреагентної коагуляції належать електрокоагуляція та електрофорез [51].

Сутність електрокоагуляції полягає в тому, що руйнування колоїдних систем відбувається під дією електрофоретичного переміщення часток до відповідного електрода. На відміну від електрокоагуляції, електрофорез не супроводжується руйнуванням колоїдних домішок, а полягає в їх концентруванні з наступним видаленням із зони впливу електричного поля. У зв'язку зі значними енергетичними затратами на

реалізацію цих методів, їх використання не знайшло значного впровадження на існуючих станціях підготовки питної води.

Реагентна коагуляція відбувається при утворенні твердої макрофази у процесі коагуляції за рахунок виділення на поверхні кристалічного зародку окремих молекул чи іонів з розчину. Тверда макрофаза, що утворюється внаслідок коагуляції колоїдного розчину, зазвичай має аморфний стан та відрізняється малою густиною та механічною стійкістю. Процес коагуляції відбувається за рахунок порушення агрегатної стійкості колоїдних систем, яка зумовлена тим, що у даному колоїдному розчині всі колоїдні частки мають електричний заряд, однаковий за знаком. Оскільки між частками з однаковим за знаком зарядом діють сили електростатичного відштовхування, взаємного поєднання таких часток не відбувається. Виникнення електричного заряду колоїдних часток зумовлене або адсорбцією ними з розчину іонів одного будь-якого знаку, або віддачею ними у розчин іонів також одного будь-якого знаку [51]. Коагулянти здатні осаджувати частинки розміром до 0,07 мкм, які не затримуються фільтрами [52].

При виборі коагулянтів у процесі підготовки питної води необхідно враховувати, що якість води в джерелах централізованого водопостачання залежить значною мірою від зміни хімічного складу природних органічних речовин, які можуть бути планктонного або болотного походження. Наявність у джерелі водопостачання різних природних органічних сполук впливає на ефективність коагуляційних і окислювальних процесів очищення води [54, 55]. Виявлено, що зі збільшенням кількості хлоридних груп у коагулянтах і підвищенням їх лужності збільшується ефективність коагулювальної дії оксисульфатхлоридів відносно забарвлених та, особливо, закаламутнених вод. Подано рекомендації для практичного використання зазначеної групи коагулянтів у процесах водопідготовки [56].

Фільтруванням називають процес освітлення води шляхом пропуску

її через пористий матеріал, на поверхні й у порах якого затримуються грубо дисперсні домішки. Апарат, у якому проводиться фільтрування, називається фільтром, а пористий матеріал, що міститься в ньому, – фільтруючим середовищем або фільтруючим матеріалом. Фільтри, що служать для цілей освітлення води, називаються освітлювальними або механічними фільтрами [57].

Фільтрування води відбувається під впливом різниці тиску над шаром фільтруючого матеріалу та під ним. Після досягнення граничного забруднення фільтри виводяться з роботи і промиваються. Час роботи фільтра між двома послідовними промиваннями називається його робочим періодом або фільтроциклом. Для експлуатації є бажаною найбільша тривалість фільтроциклу, але не менше 8 год. Як фільтрувальні матеріали застосовують подрібнений антрацит (0,8–1,5 мм), кварцовий пісок (0,5–1 мм) із вмістом SiO_2 не менше 96 %, а також керамзит (0,8–1,5 мм). Слід враховувати, що кварцовий пісок розчиняється в лужному середовищі води, збагачуючи профільтровану воду кремнієвою кислотою [51].

Для фільтрування води використовують також метод зворотного осмосу та ультрафільтрацію. Ультрафільтрація води, як і зворотний осмос, базується на пропусканні води під тиском крізь мембрану з величиною отворів від 0,002 до 0,1 мкм; при цьому відбувається повне видалення завислих речовин; дезінфекція (видалення 99,99 % бактерій і вірусів); освітлення води (зниження каламутності та кольоровості води); очищення води від заліза і мангану; ефективно видалення колоїдного кремнію й органічних речовин, зберігаючи сольовий склад природної води.

Традиційні технічні рішення з підготовки питної води (коагуляція – відстоювання – фільтрування – знезараження), що застосовуються на більшості водопровідних станцій з поверхневим водозабором в Україні, розраховані на доведення рівня іонних домішок у питній воді до нормативного значення [9] лише за умови загальної низької забрудненості вихідної води, але в умовах високого техногенного навантаження на

водойми водопровідні станції не в змозі довести якість питної води до вимог нормативів [35].

Основними недоліками використання традиційних технічних рішень із підготовки питної води є [39]:

- значне коливання якості очищеної питної води;
- великі габарити і ресурсоемність обладнання;
- імовірність утворення небезпечних канцерогенних речовин під час знезараження води реагентами, які містять хлор;
- споживання значної кількості дорогих хімічних реагентів, а також потреба в організації їх зберігання та підготовки;
- застосування різноманітних реагентів постійно призводить до виникнення ризику утворення продуктів перетворення хімічних сполук.

Широке застосування в технічних рішеннях із підготовки питної води хлору призводить до утворення дуже небезпечних хлорорганічних сполук, які мають канцерогенні та мутагенні властивості [24]. В окремі періоди року концентрації, наприклад, хлороформу у водопровідній воді в 3–5 разів перевищують граничний рівень [24]. Те ж саме можна сказати і про алюміній – речовину, яка справляє значну нейрогенну дію на людський організм. У ході коагуляції води сполуками алюмінію вміст іонів цього металу в питній воді, особливо в період паводку і цвітіння водойм, може збільшуватися у два і більше разів порівняно з нормованою концентрацією.

Стан та перспективи розвитку підприємств водопровідно-каналізаційного господарства. Відповідно до економічної енциклопедії базовими галузями є: «види економічної діяльності, зростання і розвиток яких визначає зростання регіонів або міст. До базових галузей належать галузі, що експортують товари та послуги».

У звіті Національного банку України визначаються п'ять базових галузей (промисловість, будівництво, сільське господарство, а також оптова та роздрібна торгівля). Тобто зрозуміло, що це галузі матеріального

виробництва. Наукові дослідження національних економік різних країн дозволяють дійти висновку, що в економіці наявні дві підгрупи галузей, а саме базові галузі матеріального виробництва і галузі інфраструктури. Галузі, які не створюють продукту, і галузі невиробничої сфери, відносять до інфраструктури.

Функціональні та фінансово-господарські показники роботи більшості підприємств ВКГ України є незадовільними. Потреба заміни застарілого обладнання, капітального ремонту мереж водопроводу потребує значних фінансових витрат, які у наш час підприємства ВКГ можуть здійснити лише за рахунок надходжень за надані послуги. Значна частина споруд цього комплексу відпрацювала нормативний термін і потребує оновлення (рис. 1.17).

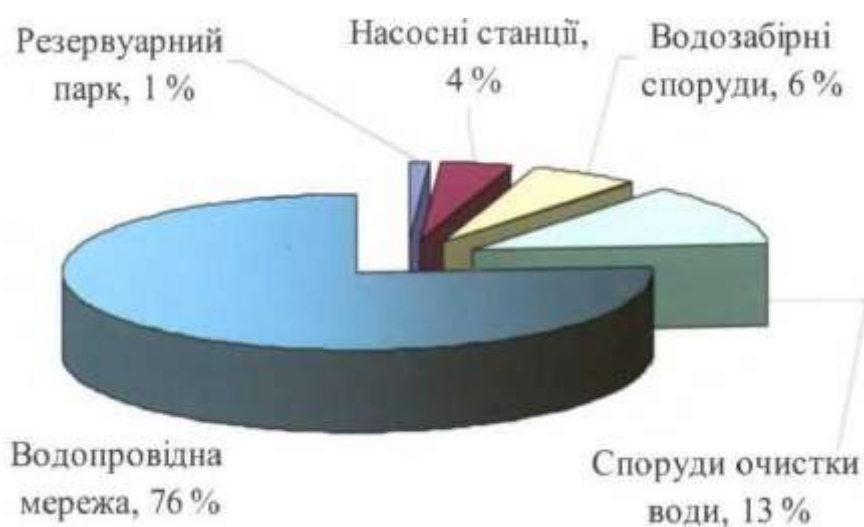


Рисунок 1.17 – Зношення основних виробничих фондів підприємств водопостачання станом на 2019 рік [98]

Ступінь зносу основних фондів, віднесених до водопостачання, каналізації, поводження з відходами, у 2019 році склала 62 % по Україні, за даними Державного комітету статистики.

До найбільш зношених основних фондів водопровідно-каналізаційного господарства відносяться водопровідні мережі, ступінь їх

зносуну доходить по регіонах до 70 %. З рис. 1.18 видно, що найбільш зношеними водопровідні мережі в АРК, яка є тимчасово окупованою територією, Донецькій та Луганській областях, частина яких зараз також є тимчасово окупованою. Також видно, що структура старих та аварійних водопровідних мереж по регіонах не однорідна, що вказує на структурні диспропорції розвитку водопровідно-каналізаційного господарства.

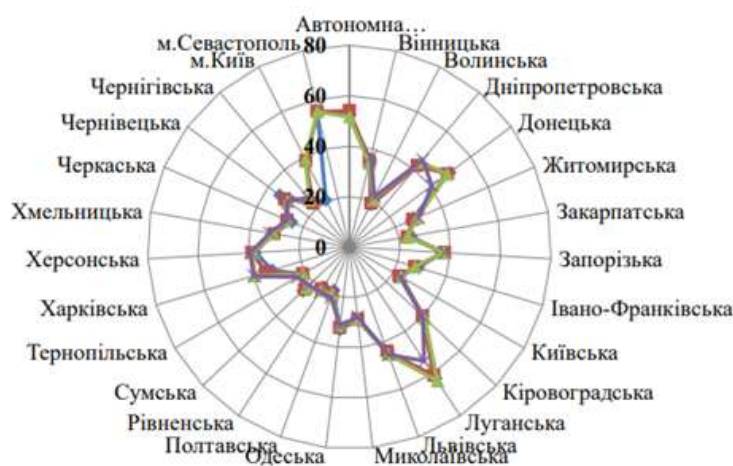


Рисунок 1.18 – Протяжність старих та аварійних водопровідних мереж за 2015-2019 роки (% до загальної протяжності водопровідних мереж)*

* Без урахування тимчасово окупованої території Автономної Республіки Крим, м. Севастополя та частини зони проведення антитерористичної операції у 2014 р.

З погіршенням технічного стану водопровідних систем помітні й наслідки. Показник втрат води у міських мережах є надто високим і знаходиться в межах $0,4\text{--}3,0\text{ м}^3/\text{км}\cdot\text{год}$, у порівнянні з показниками у Західній Європі, які становлять $0,1\text{--}0,4\text{ м}^3/\text{км}\cdot\text{год}$.

Водопровідно-каналізаційне господарство України знаходиться у критичному стані, причинами якого є:

- відсутність достатніх капітальних вкладень на утримання системи водопостачання та водовідведення протягом тривалого часу;
- низький рівень обслуговування та експлуатації мереж і

інфраструктури водопостачання та водовідведення;

– високий коефіцієнт аварійності в секторі водопостачання та водовідведення, що перевищує аналогічний параметр західних країн у 10-100 разів;

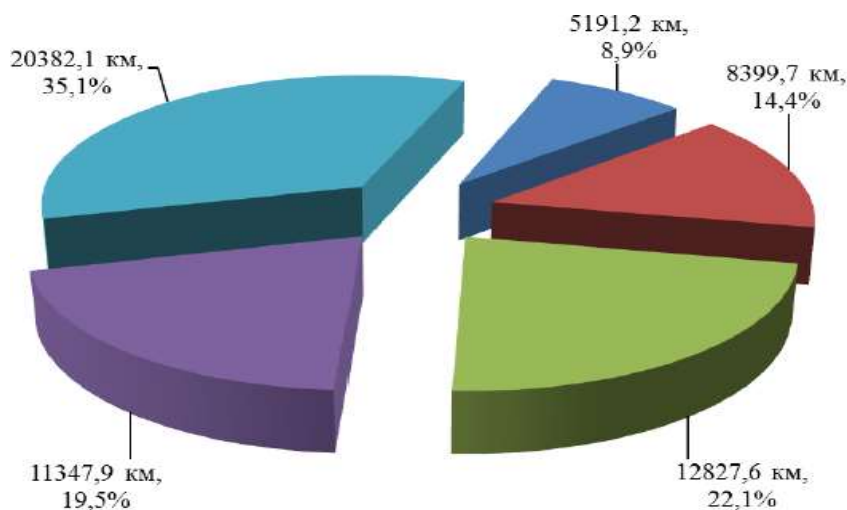
– більшість підприємств сектору муніципального водопостачання та водовідведення багато років працюють в умовах надзвичайної ситуації;

– повільна реалізація програми капітальних інвестицій та інвестування із зовнішніх джерел стикається із серйозними інституційними перешкодами;

– недостатня цільова допомога малозабезпеченим верствам населення, що, безумовно, формує заборгованість зазначених категорій населення по оплаті послуг водопостачання та водовідведення.

Всього в Україні 58,1 тис. км мереж водопостачання. Понад 35 % (20,4 тис. км) з них є застарілими, тобто ступінь зношеності становить більше 90 %. 19,5 % (11,3 тис. км) – зношеність у 76–90 %, а 22,1 % (12,8 тис. км) – ступінь зношеності 50–75 % (рис. 1.19).

Найбільший рівень застарілості й аварійності демонструють найбільші підприємства країни. Зокрема з 4,1 тис. км мереж ПАТ АК «Київводоканал» майже 27 % мають вкрай високий ступінь зношеності (більше 90 %). Такий же рівень застарілості є характерним для мереж КП «Севміськводоканал»: 45,5 % з 1,1 тис. км; КП «Харківводоканал» – 33 % із 2,6 тис. км; ТОВ «Луганськвода» – 36,2 % з 6,9 тис. км. В Україні всього лише 9 % мереж водопостачання не є аварійними: їх термін експлуатації не перевищує 25 років, за даними Національної комісії, що здійснює держрегулювання у сфері комунальних послуг. Регулятор проаналізував структуру та стан водопровідних мереж 47 підприємств-ліцензіатів, які є найбільшими виробниками та постачальниками води у своїх регіонах, а також ці компанії обслуговують і експлуатують мережі.



8,9 % – менше 25 років, 19,5 % – 76-90 років, 14,4 % – 26-50 років, 35,1 % – більше 90 років, 22,1 % – 50-75 років

Рисунок 1.19 – Структура мереж водопостачання (47 підприємств) за ступенем зносу та роками експлуатації станом на 2019 рік [298]

Головною проблемою оновлення водопровідної мережі залишається невизначеність джерел фінансування необхідних витрат.

Це призвело до вкрай негативних наслідків: руйнування водопровідно-каналізаційного господарства, погіршення якості послуг. Щороку збільшується кількість аварій на мережах водопроводу, каналізації, очисних та водопровідних спорудах.

В Україні Мінрегіон наказом від 12.12.2018 р. №341 затвердив «Порядок повторного використання очищених стічних вод та осаду» за умов дотримання нормативів ГДК ЗР.

Цей Порядок установлює вимоги щодо повторного використання очищених стічних вод та осаду, які утворюються у процесі роботи очисних споруд централізованого водовідведення населених пунктів.

Вимоги Порядку поширюються на суб'єктів господарювання, які мають право постачати та використовувати очищені стічні води та осади, які утворюються у процесі роботи очисних споруд централізованого водовідведення населених пунктів.

1.5 Обґрунтування доцільності розроблення єдиного наукового підходу щодо зменшення техногенного впливу на гідросферу з урахуванням екологічних ризиків в умовах басейнового принципу управління водними ресурсами

Споживацький підхід є незадовільним і має бути переорієнтований на такий, що забезпечить нормальне функціонування водних екосистем та дозволить підтримувати необхідний гідрологічний режим боліт, озер, річок і берегових районів, нормальне функціонування природного комплексу, на якому побудоване людське суспільство.

В основі комплексної експлуатації водних ресурсів має лежати поняття про воду як невід'ємну частину екосистеми, одним з видів природних ресурсів і соціального, і економічного блага, характер використання якого визначається його кількістю та якістю. У процесі освоєння і використання водних ресурсів першочергову увагу слід приділяти задоволенню основних потреб і забезпечити збереженість екосистем.

Водні ресурси є одними з наріжних питань сталого розвитку, оскільки вони тісно пов'язані з рядом ключових загальносвітових проблем. Тому особливо важливим є врахування фактора водних ресурсів у контексті сталого розвитку.

Найбільшу увагу потрібно звертати на надзвичайну важливість водозабезпечення і санітарії в рамках трьох компонентів (екологічного, економічного і соціального) сталого розвитку.

Таким чином, можна дійти висновку, що якщо найближчим часом хаотичний саморозвиток, оснований на екстенсивному розвитку (на процесах природної саморегуляції), не буде замінено розумною стратегією, що базується на прогнозно-планових засадах, основаних на законах природи, то людству доведеться вирішувати масу важких водогосподарських проблем, що ставлять під загрозу подальше існування

цивілізації. Тільки збереження і відновлення навколишнього середовища на водозборах річок дозволить перейти до стійкого водокористування, збалансованості гідрологічного циклу, відновлення природного водного режиму водних об'єктів, здатності в масштабах водозбору підтримувати природну якість водних ресурсів. Для вирішення подібних проблем важливим інструментом можуть бути прогнозні індикатори, що характеризують стан водозбору. Вони повинні включати екологічні, економічні і соціальні аспекти.

Все яскравіше позначається потреба нормування не складу вод природних поверхневих водних об'єктів, а техногенної та антропогенної діяльності на їх водозборах, а також тієї частини водних ресурсів, яка використовується для тих чи інших цілей водокористування. Розвиток транспортних комунікацій, скидання недостатньо-очищених промислових і господарсько-побутових стічних вод сприяють надходженню значної кількості ЗР у водний об'єкт. Це вказує на те, що при обґрунтуванні, розробці та затвердженні нормативів водокористування (особливо – якісних показників) необхідно базуватися на наступних принципах:

1. Поділ об'єктів нормування (вода, що забирається з водних об'єктів і використовується людиною в тих або інших цілях, як сировина або товар, і вода природних водних об'єктів як ресурс).

2. Регіональний характер нормативів якості природних вод та їх тимчасовості.

3. Ув'язка нормативів якості природних вод із планованою водоохоронною діяльністю на водозборах і прогнозним екологічним станом поверхневого водного об'єкта.

Науково обґрунтоване прогнозоване нормування якості природних вод дозволить забезпечити населення питною водою відповідної якості за умов мінімального впливу на навколишнє середовище і збереження або поетапного відновлення природного стану водних об'єктів. Це нормування повинно мати на увазі гармонійне компромісне поєднання соціальних,

економічних і екологічних пріоритетів, досягнення стабільного економічного зростання за умов збереження (відновлення) ГЕ басейну у процесі господарської діяльності.

Екологізація господарської діяльності, крім технологічних принципів (зміна технологій виробництва, вдосконалення систем очищення та ін.), спрямованих на реалізацію принципу постійного і планомірного зниження шкідливих впливів на водні об'єкти, повинна передбачати збільшення загальної ролі нормування різних форм господарської діяльності на водозборі.

Постановка завдань дослідження

За результатами проведеного аналізу основних причин та наслідків техногенного впливу на екологічний стан поверхневих водних об'єктів виявлено, що в Україні більшість річок (майже 88 %) характеризуються екологічним станом, який класифікується як «поганий», «дуже поганий» та «катастрофічний». Однією з основних причин погіршення екологічного стану річкових басейнів України є порушення їх речовино-енергетичного балансу внаслідок зниження інтенсивності компенсаційного механізму біотичної саморегуляції та втрати стійкості до дії техногенних чинників. Висунуто ідею, що зниження негативних наслідків техногенного впливу на екологічний стан районів річкових басейнів може бути досягнуто шляхом застосування удосконаленого басейнового принципу управління їх екологічною безпекою, на підґрунті наукових основ, які враховують закономірності впливу техногенних чинників на процес формування їх екологічного стану та методологічну основу прогнозування їх зміни.

Мета дослідження. Метою роботи є розроблення та обґрунтування наукових засад прогнозування техногенного впливу на гідросферу в умовах БУВР України, що дозволяють здійснювати оцінку існуючої якості поверхневих водних об'єктів для планомірного досягнення ними

«доброго» екологічного стану.

Завдання досліджень. Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити такі завдання:

– проаналізувати наслідки техногенного впливу на зміну якості вод поверхневих водних об'єктів з урахуванням особливостей БУВР;

– дослідити основні недоліки існуючих методів прогнозування та якісного складу вод з урахуванням досвіду провідних країн світу;

– створити дієву систему прогнозування змін екологічного стану та оцінки якості поверхневих вод, яка дозволила б планомірно зменшувати шкідливі техногенні впливи на поверхневі водні об'єкти, з урахуванням впливу на них транскордонного перенесення ЗР та особливостей БУВР;

– розробити ефективний критерій оцінки якісного складу вод, який враховує геоекологічні процеси, що відбуваються як на водозборі, так і в поверхневому водному об'єкті, та на його основі розробити методіку порівняльної оцінки якості та прогнозування змін екологічного стану поверхневих вод у межах басейну з урахуванням впливу транскордонних водних об'єктів;

– розробити методіку районування техногенно трансформованих поверхневих водних об'єктів для басейну річки з урахуванням впливу транскордонних водних об'єктів та особливостей нормативно-правової бази БУВР;

– запропонувати механізм розроблення та впровадження регіональних програм, які враховують результати прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів;

– апробувати запропоновану методологію на прикладі басейнового управління Дніпра, на основі якої розробити поетапний план переходу до управління якістю вод на рівні БУВР з обов'язковим урахуванням впливу транскордонних водних об'єктів.

РОЗДІЛ 2

ОБ'ЄКТ ТА МЕТОДИ ДИСЕРТАЦІЙНОГО ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1 Проблема нормування якісного складу води поверхневих водних об'єктів та прогнозування зміни їх екологічного стану

Об'єктом дисертаційного дослідження є процес техногенного забруднення поверхневих водних об'єктів у межах річкового басейну з урахуванням транскордонного перенесення ЗР.

Методологічну основу дослідження склало застосування системного підходу до поєднання методів (аналізу, спостереження, систематизації, статистично-математичного, математичного моделювання, математичного прогнозування, гідроаналітичного, гідрохімічного, гідробіологічного, фізико-хімічного та токсикологічного).

Одним з найважливіших методологічних питань екології є оцінка стану об'єктів природного середовища. На жаль, діюча система нормування якості природних поверхневих вод не забезпечує скорочення техногенного навантаження на гідросферу, тому не дивно, що до цього часу до неї накопичилося чимало претензій.

Протягом тривалого часу розроблялися і використовуються два види нормування ГДК – гігієнічне та рибогосподарське, як правило, друге набагато суворіше першого. Гігієнічні нормативи ГДК призначалися для забезпечення безпечних умов водокористування для людини, а не для захисту екологічного благополуччя водного об'єкта.

Система контролю та регламентування якості водного середовища рибогосподарських водойм основана на встановленні ГДК забруднюючих речовин шляхом виконання за певною схемою експериментів з гідробіонтами. Тобто шкідливий вплив визначався в лабораторних умовах на певних, найбільш уразливих організмах (планктонні ракоподібні (головним чином, дафнії), розвиток ікри, личинки і молодь риб,

одноклітинні водорості); передбачалося, що й інші члени співтовариства будуть реагувати на токсиканти подібним чином.

Однак встановлено, що наслідки одночасного впливу декількох токсикантів не еквівалентні сумі наслідків їх індивідуального впливу. Такий ефект, як правило, обумовлений тим, що організм піддається додатковому впливу продуктів, що утворюються в результаті хімічних реакцій між токсикантами. Взаємовплив може проявлятися в різних формах, термінологічно відомих як антагонізм, синергізм, сенсибілізація. Для розуміння викладеного наводимо табл. 2.1, в якій представлено форми впливу токсичних речовин у двокомпонентній системі [25].

Таблиця 2.1 – Форми впливу токсичних речовин в двокомпонентній системі

Форма взаємодії	Ефект
Адитивна дія	Ефект суми дорівнює сумі ефектів
Антагонізм	Ефект суми менше окремих ефектів
Синергізм	Ефект суми більше окремих ефектів, але менше суми ефектів
Сенсибілізація	Ефект суми більше суми окремих ефектів

Те, що концентрація кожного елемента багатоконпонентної суміші нижче встановленої для нього ГДК, ще не свідчить про безпеку суміші для водного біоценозу. Крім того, ГДК, як правило, відносяться до валового вмісту, хоча у природних водних об'єктах багато важких металів-токсикантів наявні і у високотоксичній формі іонів, і в пов'язаному з органічними речовинами вод стані, що є менш токсичним.

Іншим явним недоліком існуючої системи нормування якості води є застосування однакових для всієї території України ГДК, які залежать тільки від виду водокористування. Існуюча система не враховує регіональних особливостей формування природних вод, різну екологічну

валентність спільнот гідроекосистем, сформованих у різних фізико-географічних умовах з різними типами природокористування, при неоднаковому техногенному впливі і просто на різних ділянках великих річок і водойм [31].

Так, у зонах із помірним кліматом річка самоочищається через 200–300 км від місця забруднення, а на крайній півночі – через 2 тис. км. Не може бути єдиного значення ГДК для мілководного і добре прогріваємого водосховища та для холодного і глибокого оліготрофного озера. Аналогічно, існують єдині величини ГДК по нафті як для узбережжя теплих міст, так і для більш холодних північних. Але якщо розлив у першому випадку ліквідується природним шляхом за 2 роки, то в суворих кліматичних умовах із нестійкими екосистемами – через 100 років.

Деякі експерти виступають за басейновий підхід у сфері нормування якості вод. Розробка і впровадження басейнових ГДК може дозволити виправити ситуацію, коли ГДК необґрунтовано або занижені, або не можуть бути дотримані в силу природних причин, обумовлених природним гідрохімічним фоном.

В ідеалі ГДК повинні мати регіональний характер і можуть відрізнятися на 3–7 порядків. Регіональні нормативи якості вод слід встановлювати для водних об'єктів основних природно-кліматичних зон за пріоритетними показниками, які, у свою чергу, обумовлені природним гідрохімічним фоном і техногенним навантаженням.

Встановлення регіональних ГДК має як переваги, так і недоліки:

- по-перше, для великих річкових систем можуть значно відрізнятися як природні умови, так і хімічний склад води, що не дозволить встановити єдині для всього басейну регіональні нормативи;
- по-друге, це тривалий і дорогий процес;
- по-третє, є великою ймовірністю ненадійного обґрунтування регіональних ГДК. При помилці відтворюваності визначення ГДК, яка дає розкид у результатах в 10–100 разів, спроби виявити які б то не було

«регіональні ефекти» приречені на невдачу. Винятки можливі лише в біогеохімічних провінціях, де природні аномалії хімічного складу водних екосистем є стійкими [254].

В останні роки, у зв'язку з необхідністю розрахунку НДС на поверхневі водні об'єкти та у зв'язку з розробкою схем комплексного використання і охорони водних об'єктів [223] в офіційній літературі з'явився термін «цільові показники якості води».

Використання цільових показників якості води викликане необхідністю його визначення у поверхневих водних об'єктах, «які в результаті людської діяльності зазнали фізичних змін, які призвели до істотної зміни їх основних характеристик (гідрологічних, морфометричних, гідрохімічних та ін.), і відновлення вихідного природного стану яких є неможливим [221].

Цільові показники якості води, що характеризують склад і концентрацію хімічних речовин, мікроорганізмів та інші показники якості води у водних об'єктах, встановлюються з урахуванням природних особливостей басейну, умов цільового використання водних об'єктів, сучасного стану водного об'єкта і повинні підтримуватися протягом певного тимчасового інтервалу або бути досягнуті після закінчення передбачених водоохоронних та водогосподарських заходів. Так, для речовин подвійного генезису (поширених у природних водах, як із природних причин, так і в результаті техногенного впливу) нормативи якості води можуть прийматися рівними нормативам ГДК хімічних речовин, які визначаються з урахуванням регіонального природного (умовно-природного) гідрохімічного фону.

Звертає на себе увагу той факт, що в нормативах вказані умови, що впливають на цільові показники якості води – природні особливості басейну та сучасний стан водного об'єкта, – але не наведено критерії їх оцінки. Незрозумілим залишається склад і значення цих показників. У науковій літературі пропонується розрізняти довгострокові (з терміном

досягнення 15–25 років) і короткострокові (з терміном досягнення 3 роки) цільові показники [58].

Безумовно, нормування показників якості в кожному контрольному створі неможливо, і в цьому немає потреби. Для ефективного використання перерахованих або інших підходів необхідно розробити спосіб встановлення груп водних об'єктів або їх частин – територій, для яких допустимі єдині кількісні значення екологічних нормативів.

Сьогодні існує практика розробки РДК за даними систематичних (щомісячних) спостережень у пунктах спостереження. Порівняння розрахованих РДК із діючими ГДК показує, що для деяких ЗР регіональні критерії нормування більш «жорсткі», а для інших – «м'якші», в порівнянні з ГДК. Таким чином, не всі ГДК можуть бути дотримані в силу природних особливостей водних об'єктів. Розробка і впровадження РДК дозволила б скорегувати ситуацію.

Концепція регіонального екологічного нормування ґрунтується на наступних положеннях:

- техногенний вплив не повинен призводити до порушення екологічного стану поверхневих водних об'єктів і погіршення якості вод;
- в кожному окремо взятому басейні або його частині (водогосподарській ділянці) формується особливий склад води, властивий даній водозбірній території та залежить від природно-кліматичних умов;
- розробка і впровадження РДК спрямована на збереження і відновлення сприятливого середовища проживання гідробіонтів і нормальне функціонування екосистем;
- розрахунок РДК здійснюється на основі систематичних даних спостережень у різні екологічні сезони;
- РДК характеризуються сезонною мінливістю.

Басейнові показники можуть бути розроблені для коригування 15 або 20 ГДК для рибогосподарського використання, з тим, щоб врахувати природні особливості водних об'єктів. Басейнові нормативи можна

встановити для невеликої річки. Якщо мова йде про великі річки, наприклад, Дніпро, то в цьому випадку потрібно говорити про регіональність формування поверхневих вод на їх окремих ділянках.

Системи оцінки якості води за великим числом окремих характеристик її складу і властивостей дуже громіздкі. Виконання робіт по всьому річковому басейну тягне за собою створення великого масиву даних, що важко піддається подальшій статистичній обробці. Тому підвищений інтерес до комплексних показників оцінки якості при їх появі в 70-х рр. минулого століття можна легко пояснити. Комплексні показники якості води повинні були забезпечити можливість єдиної оцінки і порівняння чистоти вод у різних пунктах та в різні моменти часу, а також можливість виявлення речовин, що роблять основний внесок до загального забруднення води.

Незважаючи на видимі переваги оцінки якості поверхневих вод за допомогою комплексних показників і створення близько 30 найбільш відомих комплексних показників, єдиного комплексного показника, який об'єднав би оцінку якості природних мас різних водних об'єктів, не існує. Це цілком закономірно й обумовлено різноманітністю сфер застосування показників якості води, хоча, безсумнівно, це ускладнює процес нормування якості природних вод в окремо взятому регіоні [185].

У здійсненні гідрохімічного моніторингу є труднощі із визначенням інгредієнтів хімічного складу природних вод. Фахівці-практики, що працюють у галузі контролю якості водних ресурсів, виділяють тут цілий ряд основних проблем [65]:

- методичний хаос – безліч методик різного рівня узгодження;
- поява на ринку великої кількості розробок, приладів, в тому числі таких, які не пройшли технічної експертизи;
- недостатня компетентність спеціалізованих лабораторій для вибору адекватних рішень;
- складність самого об'єкта контролю – поверхневих і підземних

вод;

– складності організації відбору проб при масовому аналізі в системі контролю і моніторингу тощо.

Нормативи ГДК призначені для того, щоб:

– оцінити ступінь екологічного неблагополуччя водойм шляхом зіставлення концентрацій тих чи інших ЗР у природних умовах з експериментально встановленою величиною ГДК цих же речовин;

– розрахувати нормативи ГДС для окремих компонентів стічних вод, що надходять у водойми.

Методичні вказівки з розробки НДВ на водні об'єкти рекомендують враховувати всі джерела скидання, як точкові (скиди підприємств), так і розосереджені джерела впливу (дифузний стік із забрудненої території), а в якості основної розрахункової територіальної одиниці визначено водогосподарську ділянку (басейновий підхід).

Результати розрахунку НДВ за діючою методикою (з урахуванням ГДК) і за новою методикою (з урахуванням РДК) показали, що нормування з урахуванням РДК є більш обґрунтованим з позицій екології та економіки природокористування. Очевидно, таке нормування дозволить знизити техногенне навантаження і зменшити негативні наслідки, пов'язані з «цвітінням» води і погіршенням її якості [218].

Нормування на основі РДК здається цілком логічним і необхідним. Але досвід країн, де право нормування передано регіональним органам управління, показує, що екологічні нормативи суб'єктів, розташованих нижче за течією, іноді виявляються більш жорсткими, ніж нормативи суб'єктів, розташованих вище за течією, і не просто домовитися про створення єдиних нормативів, особливо для транскордонних водних об'єктів.

Крім цього, розробка регіонального нормативу для кожної речовин – захід досить дорогий.

У Брісбенській декларації, прийнятій гідрологами із гідробіології

п'яти континентів на Міжнародній конференції з екологічного стоку в Австралії у вересні 2007 р, йдеться: «Екологічний стік описує кількісні, якісні і тимчасові параметри стоку, необхідні для підтримки прісноводних і естуарних екосистем, а також життєзабезпечення і благополуччя людей залежних від них». Це визначення відображає нерозривну взаємозалежність коливань природного стоку з коливаннями хімічного складу, термічного режиму води і деяких інших показників [81].

Сучасні вітчизняні методичні вказівки визначення НДВ декларують його визначення за 8 взаємопов'язаними показниками: екологічним стоком і вилученням вод, хімічним і мікробіологічним складом, радіацією і термічному режимом і т.д. Отже, обговорювати проблеми нормування на основі тільки хімічних показників не доцільно; необхідно враховувати зв'язок хімічних і гідрологічних показників, від зміни яких багато в чому залежить коливання концентрацій хімічних речовин у водоймі.

Методика розрахунку НДВ з екологічного стоку/попусків та вилучення вод залишається недосконалою. Компаніям, які будують гідротехнічні споруди, насамперед ГЕС, обмеження допустимих впливів на режим стоку являється вкрай небажаним.

Багаторічний досвід використання екологічних нормативів по окремих речовинах і впливах показав, що вони не оцінюють реальних меж між небезпекою і безпекою, а служать, скоріше, позначенням деякого рівня ризику, різного не тільки для різних компонентів екосистем, але навіть для різних груп населення. У різних країнах діють різні екологічні нормативи, що часто ускладнює вирішення транскордонних екологічних проблем і змушує шукати шляхи гармонізації екологічних нормативів.

У США видача дозволу на скидання забруднюючих речовин регулюється Національною системою запобігання скидам забруднюючих речовин (National Pollutant Discharge Elimination System, NPDES). Дозвіл NPDES містить ГДК ЗР у складі стічних вод, вимоги до прогнозування та звітності. У дозволі також може бути рекомендовано застосування тієї чи

іншої найкращої з доступних технологій, що забезпечує виявлення вмісту ЗР в межах встановленого ліміту [National Pollutant Discharge Elimination System: NPDES Basics], [National Pollutant Discharge Elimination System: NPDES Permit Limits]. При розробці лімітів на скид ЗР виконавчі органи Агентства навколишнього середовища штатів керуються:

– технологічними можливостями очищення стічної вод. В такому випадку встановлюються граничні концентрації ЗР у стічних водах, виходячи з можливостей застосовуваної технології очищення (Technology-based effluent limitations, TBELs);

– стандартами якості води, якщо технологічно обґрунтовані ліміти не здатні забезпечити необхідної якості вод. В цьому випадку щодо пріоритетних водних об'єктів встановлюються максимально допустимі добові навантаження забруднюючих речовин (Total maximum daily loads, TMDLs) [National Pollutant Discharge Elimination System: NPDES Permit Limits].

У США виділено три критерії ризику при нормуванні якості стічних вод [National Pollutant Discharge Elimination System: NPDES Basics]:

- 1) критерії якості – допустима концентрація ЗР;
- 2) період часу (тривалість), протягом якого концентрація речовини у воді водного об'єкта осереднюється з метою порівняння з допустимою концентрацією;
- 3) допустима частота порушення допустимої концентрації без надання негативного впливу на конкретний вид водокористування.

Очевидно, що необхідно використовувати досвід розвинених країн щодо використання математичних моделей. Наприклад, в США для загального максимального добового навантаження (аналога ПДВ і НДВ) на ділянку водного об'єкта або об'єкт в цілому використовуються сертифіковані програмні комплекси, орієнтовані на індивідуальний підхід для кожного водного об'єкта і кожного водокористувача [Guidance, 1991].

Статистика скидів підприємствами забруднюючих речовин часто не

достовірна, перелік компонентів застарів, відсутні методики оцінки неконтрольованого (дифузного) стоку і вторинних забруднень від донних опадів [Гордін, 2006 (Gordin, 2006)].

Науково-методична база оцінки та управління якістю природних вод, що орієнтується на системи ГДК та інтегральні індекси, також застаріла. У ній не враховані істотно впливаючі на якість природних вод фізико-хімічні (наприклад, осадження) та гідробіологічні процеси, ефекти синергізму компонентів складу (наприклад, вплив жорсткості на токсичність важких металів). Застаріла методична і приладова база моніторингу якості вод. Не проводиться моніторинг органічних ксенобіотиків (забруднення є мікрокількості), хоча в розвинених країнах кількість таких спостережень активно зростає з початку 1990-х років. Відсутня методична база оцінки шкідливого впливу ксенобіотиків на екологічний стан водних об'єктів і організм людини. Відсутній моніторинг донних відкладень, необхідний, перш за все, для водойм і водосховищ.

Ризик-орієнтований підхід (далі – РОП) до регулювання якості вод на основі досвіду розвинених країн повинен бути реалізований за наступними напрямками:

- система вимог до видачі дозволів на здійснення господарської діяльності для об'єктів негативного впливу;
- система контрольно-наглядової діяльності природоохоронних органів виконавчих влади під час планування і здійснення перевірок;
- система регулювання ринку виробників і експортерів хімічних речовин.

Регулювання системи видачі дозволів, основане на РОП. У країнах Європейського Союзу (Великобританії, Ірландії, Шотландії, Нідерландах, Португалії) РОП застосовується при видачі екологічних дозволів на скиди стічних вод та водокористування. Відповідальним органом за реалізацію РОП у цих країнах є органи виконавчої влади, в основному Агентства з охорони навколишнього середовища. Такими Агентствами розроблені

методики оцінок ризиків, а також правила зниження ризиків для певних видів діяльності.

Підсумовуючи досвід розвинених країн, можна виділити шість етапів в оцінці ризиків [Risk assessments, 2016]:

- визначення і аналіз ризиків та джерел ризиків від об'єкта діяльності. Наводиться укрупнений перелік видів діяльності, що включає вид небезпеки (напр., Стічні води), шляхи впливу ризику, заходи щодо зниження ризику, рівень ризику з урахуванням цих заходів;

- визначення реципієнтів, на які впливають ризики від указаної діяльності. В урахування повинні прийматися такі фактори, як знаходження поблизу особливо охоронюваних природних територій та пам'яток культурної спадщини, вказуються всі представники екосистеми водойми, на які може бути надано вплив;

- визначення можливих шляхів впливу джерел ризику на реципієнтів;

- оцінка ризиків, що відносяться до характеру діяльності підприємства, рівні контролю;

- розробка системи управління ризиками. Рівень системи управління ризиками визначається ступенем значущості виявлених ризиків. Система повинна включати опис всіх видів операцій на об'єкті; план технічного обслуговування і ремонту устаткування; план реагування на надзвичайні ситуації; план управління розвитком персоналу та підвищення компетенцій; план виведення об'єкта з експлуатації; проведення громадських слухань;

- включення оцінки ризику до складу документації до заявки на отримання комплексного екологічного дозволу.

Проблема нормування, прогнозування та контролю якості навколишнього і, зокрема, водного середовища залишається актуальною екологічною проблемою. Отже, необхідно розробити єдиний підхід до нормування допустимого техногенного впливу на навколишнє середовище,

економічного стимулювання господарюючих суб'єктів за зниження негативного впливу на навколишнє середовище, державного екологічного контролю на басейновому та регіональному рівні.

Усі перераховані вище фактори призводять до формування складної екологічної обстановки в регіоні, негативно позначаються на функціонуванні прилеглих екосистем. Особливість таких геоекологічних систем з екологічної точки зору полягає у тому, що їх негативний вплив на природне середовище виходить за межі їхніх фактичних розмірів.

2.2 Сучасні методи нормування та прогнозування зміни якості поверхневих водних об'єктів

2.2.1 Закордонний досвід нормування водокористування

Екологічне нормування є ключовою проблемою у формуванні екологічної безпеки. Однією з причин недостатньої ефективності водоохоронної політики України є відсутність довгострокових цілей і термінів вирішення завдань поліпшення стану водних об'єктів.

У США і ЄС раніше усвідомили потреба більш чіткого формулювання цілей і термінів; всі програми США і ЄС розраховані, як правило, на 10–15 років. Так наприклад, Закон «Про чисту воду» США (1972 р.) передбачав:

- 1) припинення скидання ЗР у судноплавні водні об'єкти до 1985 року;
- 2) досягнення на 1 липня 1983 р. якості води, сприятливої для риб, ракоподібних, диких тварин, а також для цілей рекреації там, де це можливо.

РВД ЄС (Directive 2000/60 / EC) встановлює в якості спільної мети захист, поліпшення і відновлення всіх поверхневих водних об'єктів з метою досягнення доброго стану поверхневих вод не пізніше ніж через 15 років після вступу в силу цієї Директиви. Для більшої точності в

Директиві наведені: визначення того, який стан водного об'єкта вважається добрим; порядок встановлення параметрів доброго стану.

І перший, і другий зі згаданих документів містять умови, при яких зазначені терміни можуть бути перенесені. Аналіз ходу реалізації як американського, так і європейського документа показує, що терміни в великому числі випадків не витримуються. Але при цьому в результаті чіткої установки цілей і термінів з ними можна порівнювати досягнуті показники, і концентр США. Діяльність з охорони природи в США і багатьох інших країнах світу регламентована положеннями еколого-економічного регулювання Environmental Impact Assessment (EIA). EIA базується на системі нормативів ГДК, квотах на викиди для близько розташованих джерел забруднення і на стандартах якості навколишнього середовища (The air quality, 1986). В EIA основний упор зроблений на економічне регулювання техногенного впливу на природу. Економічні заходи є набагато більш ефективним важелем управління і контролю, ніж адміністративний примус і прямий контроль.

Основним федеральним законом у плані нормування в США є «Закон про чисту воду», прийнятий у 1972 р. Агентство з охорони навколишнього середовища (Environmental Protection Agency, EPA) є Федеральним органом, що здійснює в різних штатах США координацію дій з охорони та відновлення поверхневих водних об'єктів, включаючи питання нормування. Відповідно до Кодексу федеральних правил (Code of Federal Regulations, 2005), в обов'язки EPA входить публікація рекомендованих значень стандартів і критеріїв якості вод.

Мета прийняття «Закону про чисту воду» відновлення і підтримання хімічної, фізичної та біологічної цілісності поверхневих водних об'єктів на рівні, що забезпечує збереження і відтворення риб, водних організмів і дикої природи, та також рекреаційного потенціалу водних об'єктів. Як інструмент контролю процесу досягнення цієї мети виступає система стандартів якості води (Water Quality Standards). Зазначена система

включає в себе наступні елементи:

- види водокористування (Designated Uses);
- критерії якості води (Water Quality Criteria);
- антидеградаційна політика (Antidegradation)

Серед видів водокористування виділяють такі: питне водопостачання, рекреація, підтримання водних форм життя, сільськогосподарське водопостачання, промислове водопостачання. Критеріями якості води виступають параметри, що відображають допустиму якість, відповідну певному виду водокористування, тобто фізичні характеристики вод і допустимі концентрації хімічних речовин. Антидеградаційна політика служить для виключення можливості зниження показників якості води у ВО, переважаючих у кращий бік за фізико-хімічними характеристиками критерії для відповідного виду водокористування.

Система нормування в США спочатку була досить примітивною, але з 1972 р. зазнала суттєвих змін. По-перше, було прийнято рішення прагнути до виду водокористування «підтримка водних форм життя» для всіх водних об'єктів; по-друге, була передбачена можливість обліку регіональних особливостей формування стоку; по-третє, все більша увага стала приділятися біологічним індикаторам стану водного об'єкта, тобто було визнано їх вирішальну роль в інтегральній оцінці стану водного об'єкта.

Рекомендовані федеральні критерії (нормативи) якості води EPA регулярно оновлює і публікує на своєму сайті (<http://epa.gov/waterscience/criteria/wqcriteria.html>).

Усі нормативи розділені на три групи:

- пріоритетні ЗР (120 позицій);
- непріоритетні ЗР (47 позицій);
- речовини, що мають органолептичний ефект (23 позиції – більшість із цих речовин включено до двох попередніх списків).

Можна відзначити той факт, що число фізико-хімічних показників якості води у водному об'єкті, за якими встановлені нормативи якості.

У наведених групах нормативи діляться на нормативи короткочасного і довгострокового впливу. Нормативи короткочасного впливу (Criteria Maximum Concentration) являють собою оцінку максимальної концентрації речовини в поверхневих водах, при короткочасному впливі яких не відбувається неприйнятних змін у співтоваристві водних організмів. Нормативи довгострокового впливу (Criterion Continuous Concentration) – максимальні концентрації, що не призводять до неприйнятних змін при необмеженій за часом дії.

Для обліку в нормуванні регіональних особливостей територію США розбито на 14 екорегіонів, що розрізняються за фізико-географічними умовами формування стоку. Для кожного екорегіону ЕРА публікує рекомендовані значення нормативів якості за біогенними елементами: загальний фосфор і загальний азот.

Встановлення чисельних значень нормативів проводять шляхом статистичної обробки даних спостережень за еталонним водним об'єктом (об'єктами). В якості еталонного водного об'єкта може бути прийнятий водний об'єкт того ж типу, що і досліджуваний (глибока або невелика водойма, велика (мала) річка і т.п.), що знаходиться у східних фізико-географічних умовах і не схильний до відчутного техногенного впливу. Для розрахунку нормативного значення використовують верхній кuartиль (75 %) розподілу спостережуваних на еталонному водному об'єкті значень фактора, тобто роблять припущення, що стан досліджуваного водного об'єкта, до якого слід прагнути, може бути на 25 % розподілу значень фактора гірше еталонного. Якщо з яких-небудь причин немає можливості отримати значення еталонного водного об'єкта, встановлення нормативів проводять на підставі даних, зібраних по всьому водному об'єкту досліджуваного району. Як норматив використовують нижній кuartиль (25 %) розподілу спостережуваних значень, тобто мають на увазі, що стан

досліджуваного водного об'єкта, до якого слід прагнути, має бути принаймні на 25 % розподілу значень фактора краще медіани по всіх водних об'єктах досліджуваного району.

У США плата за забір поверхневих вод із водотоків не стягується, якщо не виникає потреба у спорудженні водосховищ. Відносно такого водозабору встановлені права на воду, а в деяких штатах у цей час потрібен дозвіл і на забір води з підземних джерел. Організації з водопостачання встановлюють розмір плати залежно від експлуатаційних витрат з обслуговування споруд. На практиці широко застосовується однакова система цін, при якій плата є однаковою в даному районі за цей час і для даної групи споживачів.

22 грудня 2000 року є видатною датою в історії водної політики ЄС. В цей день в офіційному журналі Європейського Союзу була опублікована і, відповідно, набула чинності Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 23 жовтня 2000 року.

Директива встановлює рамкові вимоги щодо захисту всіх видів вод, включаючи поверхневі води суходолу, транзитні та приберегові, а також підземні води. Ці вимоги полягають у наступному:

- запобігання подальшому погіршенню, захист та покращення стану водних ресурсів;
- стимулювання відтворювального використання води;
- покращення водних екосистем завдяки діям та діяльності, які спрямовані на постійне зменшення скидів води, що містить у собі пріоритетні речовини, а також на припинення скидів води, що містить у собі пріоритетні небезпечні речовини;
- забезпечення поступового зменшення забруднення підземних вод та запобігання їхньому забрудненню у майбутньому;
- зменшення негативного впливу повеней і засух.

Головною метою ВРД є запобігання погіршенню стану всіх поверхневих водних об'єктів з метою досягнення ними «доброго» стану.

Це стосується і штучних та істотно змінених водних об'єктів, з різницею, що до них висувається вимога досягнення «доброго» екологічного потенціалу. ВРД надає базові підходи щодо класифікації поверхневих водних об'єктів за їхнім екологічним станом.

До елементів, що входять до класифікації екологічного стану водних об'єктів, відносяться (рис. 2.1): біологічні елементи (склад і різноманіття водної флори; склад та різноманіття фауни донних безхребетних; склад, різноманіття та вікова структура фауни риб); гідроморфологічні елементи (гідрологічний режим (витрати води та їхня динаміка тощо); неперервність вільного руху водного потоку (існують на річці гідротехнічні споруди, які регулюють її стік); морфологічні характеристики (коливання ширини і глибини русла, структура і склад донних відкладень тощо)).



Рисунок 2.1 – Класи екологічного статусу поверхневих водних об'єктів відповідно до ВРД

Хімічні та фізико-хімічні елементи якості поділяються на дві групи (рис. 2.2). До першої, так званої загальної, відносяться температура води, кисневий режим, солоність, стан окиснюваності та поживні речовини. До другої групи входять специфічні ЗР, до яких відносяться всі речовини, які скидаються у водний об'єкт у великих об'ємах, та пріоритетні речовини незалежно від обсягу скидів (до списку пріоритетних речовин, що наводяться у ВРД, входять 33 речовини, 4 з яких метали – кадмій, свинець, нікель і ртуть).

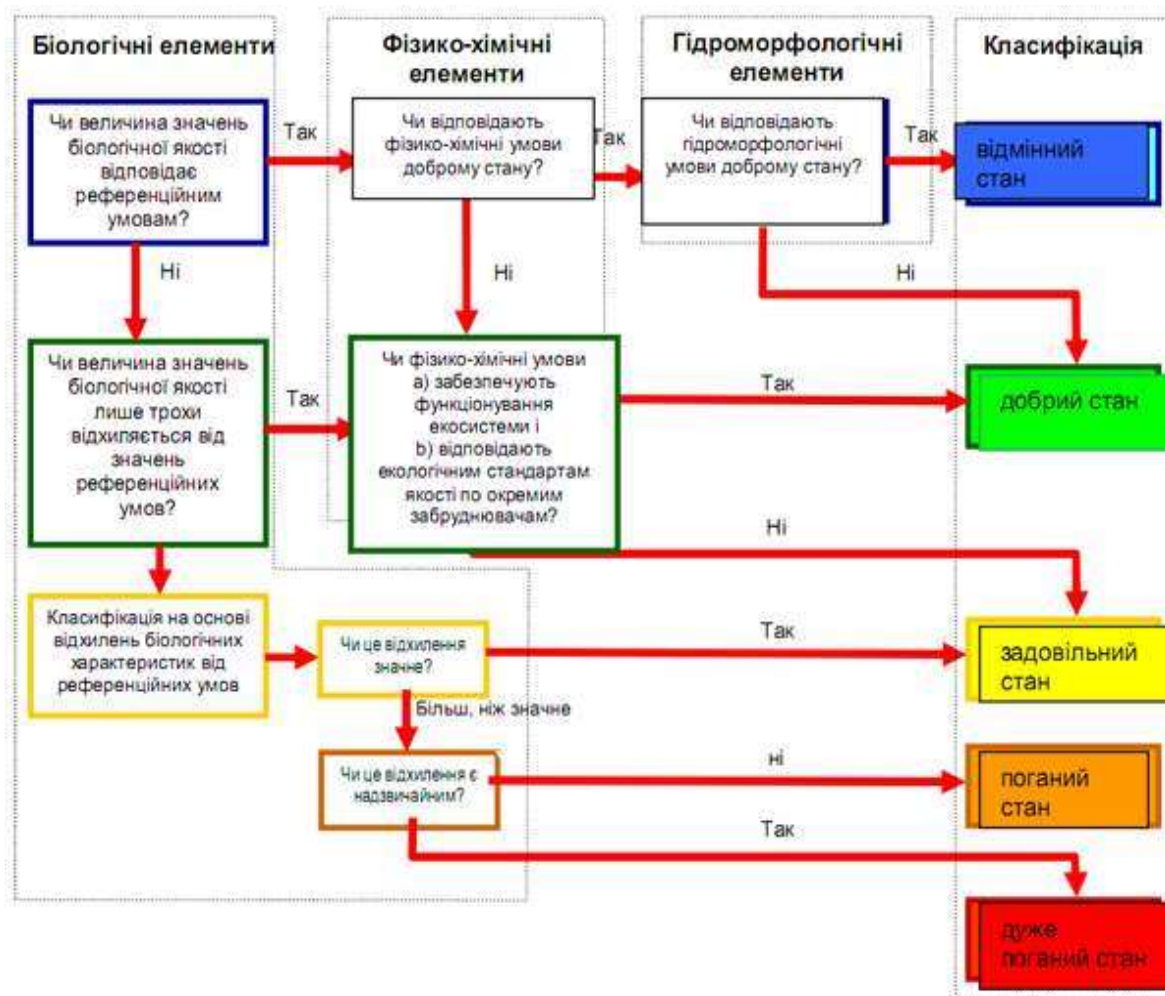


Рисунок 2.2 – Класифікація екологічного стану водних об'єктів

До 2000 року в Європі була поширена система розрахунку критичних навантажень ЗР із різних видів водокористування. Як приклад такої системи можна розглянути Директиви ЄС щодо якості води у водних об'єктах. Перша з них – «для підтримки життя риб» (Council Directive 78/659 / ЕЕС). Цю Директиву застосовували до водних об'єктів певні члени ЄС, якість води в яких дозволяла (або може дозволити у разі скорочення забруднення) підтримувати природне розмаїття аборигенних видів риб або тих видів, які розглядалися як бажані. Водні об'єкти «для підтримки життя риб» у системі цих нормативів ділили на два типи: лососеві й коропові. У свою чергу в кожному з типів нормативи ділили на обов'язкові (які повинні були бути досягнуті в установлені терміни) і бажані (значення нормативів, до яких слід було прагнути).

Другу Директиву застосовували до водних об'єктів, для водопостачання. Вона побудована за подібною схемою (Council Directive 75/440 / ЕЕС). У цій Директиві розрізняли нормативи, що відповідають трьом категоріям очисних споруд:

1) А1 – проста механічна очистка та дезінфекція (швидкі фільтри та дезінфекція);

2) А2 – механічна, хімічна очистка і дезінфекція (попереднє хлорування, коагуляція, флокуляція, відстоювання, фільтрація, остаточне хлорування);

3) А3 – інтенсивна механічна і хімічна очистка, розширене очищення і дезінфекція (хлорування, коагуляція, флокуляція, відстоювання, фільтрація, адсорбція на активованому вугіллі, дезінфекція, включаючи остаточне хлорування / озонування).

В Директиві наведено нормативи всього для 38 показників: 6 фізичних (нормативи поки не визначені), 34 хімічних і 4 мікробіологічних. При цьому обов'язкових нормативів всього 20, але, як і в Директиві «для підтримки життя риб», малося на увазі, що вміст інших шкідливих речовин у водному об'єкті має незначний рівень.

Слід відзначити, що в багатьох країнах ЄС розвинені свої системи встановлення стандартів якості природних вод. Деякі приклади таких систем, пов'язані з особливостями нормування абіотичних факторів, наведені нижче.

У Бельгійській національній системі моніторингу кожену пробу аналізують приблизно за 40 параметрами. Найбільш важливі з них – показники, які стосуються кисневого балансу води, і показники вмісту важких металів. Для оцінки кисневого балансу води розглядають три ключові параметри балансу: відсоток насичення розчиненого кисню, БСК₅ та вміст амонійного азоту. Після визначення у пробі параметрів кисневого балансу води, за кожним параметром за експертною шкалою визначають бали (від 1 до 5 балів за кожним показником), які підсумовуються для

отримання сумарного значення кисневого балансу води.

Бали експертної оцінки окремих параметрів КБВ:

– перший бал відповідає відсотку насичення розчиненого кисню – 91–110 %, утримання БСК₅ – не більше 3 мг/дм³, вміст амонійного азоту – менше 4 мг/ дм³;

– п'ятий бал відповідає відсотку насичення розчиненого кисню – не більше 30 і більше 130 %, утримання БС₅ – більше 15 мг/ дм³, вміст амонійного азоту – понад 5 мг/ дм³.

Відповідно якість води класифікують від дуже доброї (кисневий баланс води = 3–4) до дуже поганої (кисневий баланс води = 14–15). П'ятибальна шкала класифікації вод по важких металам включає класи з концентрацією, наприклад, кадмію ≤ 20 , ≤ 40 , ≤ 60 , ≤ 80 і > 80 % від середньорічної.

У Данії з метою нормування в 1983 р. були виділені групи водних об'єктів, а також ділянки з різними водогосподарськими характеристиками (табл. 2.2).

Таблиця 2.2 – Розподіл водних об'єктів у Данії

Поділ водотоків	Поділ озер і прибережних вод
1) зони особливого інтересу	1) зони особливого інтересу
2) зони нересту і нагулу мальків лососевих риб	2) води для купання і для питних потреб
3) води, в яких мешкають лососеві	3) води з природною різноманітною флорою і фауною
4) води, в яких мешкають коропові	4) озера, схильні до дії стоків
5) водотоки зі збором дренажних вод і водотоки, що знаходяться під непрямим впливом стічних експлуатації підземних вод і іншим впливам вод, а також озера, схильні до	

Продовження таблиці 2.2

Поділ водотоків	Поділ озер і прибережних вод
шкідливого впливу	
б) водотоки зі зборами дренажних і стічних вод; сільськогосподарського виробництва	
7) водотоки, що знаходяться під впливом стічних вод і не відносяться до категорії рибогосподарських	

Для кожного з наведених вище видів користування вод були встановлені експертні критерії якості, яких необхідно дотримуватися, щоб досягти і зберегти в подальшому якість, відповідну даному виду використання. Наприклад води, в яких мешкають лососеві, повинні відповідати таким критеріям: температура води – 20 °С (влітку) і 10 °С (взимку), максимальна зміна температури при тепловому забрудненні – 1 °С, розчинений кисень – 6–8 мг/дм³ і 9–12 мг/дм³ (протягом 50 % часу), рН – 6–9, максимальна зміна рН при скиданні стоків – 0,5, аміак – менше ніж 0,025 мг/дм³, хлор – менше ніж 0,004 мг/дм³, загальний цинк – менше ніж 0,3 мг/дм³, завислі речовини – менше ніж 25 мг/дм³, БСК₅ – не більше ніж 3 мг/дм³, загальний амоній – менше ніж 1 мг/дм³.

У Франції в 1975 р. на основі аналізу проведеної по всій країні в 1971 р. інвентаризації ступеня забрудненості водойм і водотоків була розроблена шкала якості поверхневих вод за гідрохімічними показниками. Дана шкала нормування розділена на 6 класів якості. Найкраща якість відповідає 1-му класу, найгірша – 4-му, 5-му або 6-му (в залежності від оцінюваного показника). Показники, що підлягають класифікації: температура води, рН, седиментація, концентрація розчиненого кисню,

відсоток насичення розчиненим киснем, БСК₂, БСК₅, окиснюваність, концентрації зважених речовин, хлоридів, сульфатів, солей амонію, нітратів, нітритів, натрію, калію, кальцію, ртуті, гідрокарбонатів, фенолів, фосфатів, СПАР. У Франції встановлено систему оплати забору поверхневої води, її розміри визначаються в залежності від кількості води, яка забирається, за вирахуванням її повернення у джерела з урахуванням витрат держави на створення водосховищ відповідно до закону про воду. Плата – один з основних джерел фінансування водогосподарських заходів у басейні.

За своїм державним устроєм Німеччина є федерацією, тому і система управління охороною навколишнього середовища має, як і в США, три рівні: федеральний, земельний і місцевий. Відповідно до конституції, федеральний уряд приймає закони і підзаконні акти в галузі охорони навколишнього середовища. Виконання цих законів покладено на землі Німеччини, які також можуть вводити свої закони і програми природоохоронного призначення [106].

У Німеччині немає національних стандартів якості води. Федеральний уряд встановив норми скидання стічних вод для нових джерел забруднення. Відповідальність за якість води несуть влади земель. Останні можуть передавати відповідальність і повноваження у сфері управління водними ресурсами так званим водним асоціаціям, основне завдання яких полягає у фінансуванні водоохоронних заходів та управлінні якістю водного середовища [127].

Хімічні ж критерії оцінки якості вод ґрунтовані на дослідженнях, проведених раніше в США і Шотландії. Метод, що використовується, припускає вимір ряду хімічних параметрів у пробах води з подальшим поданням за отриманою комбінацією результатів у вигляді одного числа – хімічного індексу, що характеризує узагальнену (інтегральну) якість води.

Крім того, в рамках національної системи моніторингу в Нідерландах ведуться спостереження за вмістом 6 пріоритетних металів:

ртуті, кадмію, міді, свинцю, хрому та цинку. Нормування вмісту металів здійснюють також за найпростішою трибальною шкалою. Величини ГДК металів є рівними: для ртуті – 0,5 мкг/дм³, для кадмію – 2,5 мкг/дм³, для міді – 50 мкг/дм³, для свинцю – 50 мкг/дм³, для цинку – 200 мкг/дм³, для хрому – 50 мкг/дм³.

У Великобританії річки класифікують на основі визначення критеріїв якості, необхідного для конкретних видів водокористування і складається з чотирьох основних класів, що розрізняються значеннями вмісту розчиненого кисню, БСК₅, концентрації амонійного азоту. Виділяють наступні класи якості:

- 1) води, придатні для питного водопостачання;
- 2) річки, в яких існує промислове рибальство цінних видів риби, і рекреаційні зони;
- 3) річки, придатні для питного водопостачання після попередньої обробки, і річки із промисловим рибальством часткових видів риби;
- 4) води, придатні для технічних потреб.

У Великобританії для забору води з поверхневих і підземних джерел необхідно мати дозвіл на відбір максимально допустимої кількості води на кожен рік. Плата змінюється в залежності від пори року, якості водних ресурсів, кількості води, на яку скоротилися водні ресурси внаслідок випаровування з урахуванням витрат держави на створення водосховищ.

В середині минулого століття в Японії активні дії по проведенню комплексної водоохоронної політики були продиктовані надзвичайною екологічною обстановкою, що склалася на той час на більшості водних об'єктів. Величезна кількість нормативних документів, серед яких основоположним є «Закон про контроль над забрудненням води» (1970), була введена в дію для досягнення двох цілей – захисту здоров'я населення і охорони водних екосистем [251]. Відновлення якісних характеристик водних об'єктів базувалося на нормативах якості води. Для поверхневих вод Японії існують дві групи нормативів якості:

– показники якості питної води, які встановлюються за 26 ЗР, особливо небезпечними для здоров'я людини;

– нормативи, покликані забезпечити відновлення і підтримання екологічної рівноваги водних екосистем.

Друга група нормативів має гнучку структуру – водні об'єкти в залежності від їх статусу і екологічного значення розподілені за класами, для кожного з яких встановлені свої якісні показники. Наприклад, для річок виділено 6 таких класів: від АА – «особливо охоронювані території» до Е – «промислове використання»; для озер – 4-го класу, для прибережних морських зон – 3-го. Розподіл за класам, у свою чергу, дозволяє забезпечувати диференційований підхід до кожного водного об'єкта в залежності від його значущості та пріоритетності використання.

Заслуговує на увагу і система розподілу повноважень по стандартизації водоохоронної діяльності між загальнонаціональними та місцевими органами влади. Якщо норми вмісту тієї чи іншої ЗР у природних водах, розроблені на державному рівні, не відповідають вимогам до якості води на місцях, то місцеві органи влади – префектури, мають право змінювати стандарти в бік їх посилювання. Дана система розподілу повноважень дозволяє більш ефективно здійснювати контроль, який базується на обліку місцевих інтересів і особливостей окремих водойм. Однією з відмінних рис японської водоохоронної політики є значний обсяг фінансування програм, спрямованих на відновлення якості водних ресурсів. Зокрема на реалізацію семирічної програми з будівництва нових і модернізації існуючих очисних споруд (1996–2002 рр.) було виділено близько 24 трлн. йен (500 млрд доларів) [251], результатом якої стало значне скорочення надходження ЗР із зосереджених джерел.

Подібного обсягу фінансування водоохоронних заходів в Україні найближчим часом навряд чи варто очікувати. Тому дуже позитивний досвід Японії при використанні в Україні, характерною рисою, якого є

різноманіття регіональних природних, економічних і соціальних особливостей її суб'єктів, доведеться коригувати і модернізувати.

Особливість системи управління охороною навколишнього середовища Канади полягає в тому, що основна роль у здійсненні природоохоронного законодавства належить провінціям [111]. Це пояснюється тим, що за провінціями закріплено власність на природні ресурси. Основною доктриною системи взаємовідносин у галузі охорони навколишнього середовища є норми ГДК ЗР у водному середовищі.

Інструкції та рекомендації федерального уряду щодо джерел надходження ЗР у водні об'єкти основані на кращих із доступних технологій очищення стічних вод, причому нові підприємства зобов'язані відразу виконувати стандарти, а діючі – в розумні терміни.

Канадське законодавство дозволяє стягнення платежів за забруднення, однак на практиці це рідко використовується [17]. Ініціатива Канади – вважати забруднення навколишнього середовища, не виправдане інтересами суспільства, кримінальним злочином, поряд із вбивством і т.д. – є нововведенням у праві навколишнього середовища.

Федеральний уряд Канади не втручається у природоохоронну діяльність провінцій, за винятком сфери діяльності підприємств федерального підпорядкування [110]. Спеціальний урядовий орган – Міністерство довкілля – виступає в основному як координатор природоохоронної діяльності.

Відсоток участі в розвинених країнах світу між державою та організаціями водоспоживачів у фінансуванні одноразових і експлуатаційних витрат водного господарства приведено в таблиці 2.3.

Таблиця 2.3 – Відсоток участі держави і організацій водо споживачів у фінансуванні одноразових і експлуатаційних витрат водного господарства

Держа- ва	Капітальні вклади на розвиток за рахунок, %		Експлуатаційні витрати за рахунок, %	
	Держа- ви	Водокористувачів та муніципалітетів	Держа- ви	Водокористувачів та муніципалітетів
Іспанія	70	30	50	50
Франція	50	50	0	100
Канада	75	25	50–70	30–50
Японія	100	0	0	100
США	70	30	50	50

Як видно з даних таблиці, на частку держав припадає від 50 % до 100 % одноразових витрат, а на частку водокористувачів – 25–50 %. Що стосується експлуатаційних витрат то тут держави або беруть на себе 50–70 % витрат, або (як це у Франції й Японії) всі поточні витрати відносять до водокористувачів і муніципалітетів (табл. 2.4).

Таблиця 2.4 – Закордонний досвід нормування водокористування

Країна	Стандарти якості води	Примітки
Канада	Нормування здійснюють провінції. Стандарти базуються на ГДК забруднюючих речовин.	Ініціатива Канади – вважати забруднення довкілля, не виправдане інтересами суспільства, кримінальним злочином, поряд із вбивством і т.д. – є нововведенням до права навколишнього середовища.

Продовження таблиці 2.4

Країна	Стандарти якості води	Примітки
Нідерланди	1. Короткострокові цільові показники (КЦП). 2. Довгострокові цільові показники (ДЦП).	Коригування короткострокових цільових показників дозволяє досягти поетапного кінцевого результату, тобто ДЦП.
Німеччина	Три рівні: федеральний, земельний і місцевий. Немає національних стандартів якості води.	Відповідальність за якість води несуть влади земель і можуть передавати повноваження водним асоціаціям.
США	1. Стандарти, основані на ГДК. 2. Гранично допустиме антропогенне навантаження призначається за басейновим принципом. 3. «Технології найкращого управління».	Штати можуть вводити більш суворі, ніж федеральні нормативи. Застосовується регулювання господарської діяльності на водозборі, а не нормування вмісту тієї чи іншої ЗР.
Франція	Басейновий принцип управління. Не встановлюються жорсткі нормативи. Основна роль при управлінні відводиться механізмам економічного стимулювання	Відповідно до Рамкової Директиви ради Європи басейнова модель управління за французьким зразком вводится у всіх країнах Європейського Союзу
Японія	1. Показники якості питної води. 2. Нормативи екологічної рівноваги водних екосистем.	Якщо державні нормативи менш жорсткі, то місцеві органи вправі змінювати стандарти в бік їх посилення.

Таким чином, в результаті аналізу принципів нормування, використовуваних за кордоном, можна відзначити наступне.

1. У найбільш розвинених державах світу захисту водних об'єктів від техногенного впливу приділяється значна увага. Прийнято велику кількість нормативно-правових актів, розроблених на різних рівнях.

2. При вирішенні проблеми нормування шкідливих техногенних впливів на водні об'єкти використовуються різні методичні підходи, такі як встановлення диференційованих показників якості вод в залежності від значущості і пріоритетного використання водних об'єктів, впровадження перспективних стандартів якості вод, застосування механізмів економічного стимулювання водоохоронної діяльності, нормування шкідливих впливів на основі басейнового підходу до формування якості вод та ін.

3. У більшості розвинених країн світу існують, як мінімум, два види нормативів якості вод природних водних об'єктів: нормований склад вод на перспективу, що базується на вимогах людського організму до споживаної води, й нормативи якості тимчасового характеру, що сприяють поетапному досягненню перспективних показників. Така практика нормування приводить до поступового поліпшення екологічного стану та підвищення якості вод поверхневих водних об'єктів.

4. Впровадження зазначених методів в економічно розвинених країнах сприяло значному поліпшенню екологічного стану переважної більшості водних об'єктів і принесло істотний природоохоронний ефект – майже повне запобігання впливу зосереджених джерел забруднення і зниження навантаження з боку дифузних.

5. Впровадження подібних методів нормування якості вод у водогосподарську практику пов'язане зі значними витратами фінансових ресурсів (сотні мільярдів доларів).

2.2.2 Вітчизняний досвід нормування водокористування

Детальний аналіз сучасної нормативної бази охорони водних об'єктів і раціонального використання водних ресурсів України дає підстави дійти висновку, що вона поки не становить єдиної цілісної системи, не враховує еколого-географічну й економічну ситуацію, не

забезпечує регулювання водокористуванням в усіх галузях господарства, не гарантує охорони всіх компонентів і водних екосистем загалом, не відповідає вимогам законодавства України, а також міжнародному рівню в цій галузі. Потреба подальшого вдосконалення системи нормування визнається багатьма провідними спеціалістами України, зокрема, це відзначено й у доповіді експертів Світового банку (1993). Головне питання полягає в тому, яким чином це здійснити при мінімальних ресурсних можливостях.

В кінці 30-х років минулого століття в СРСР був розроблений концептуально новий підхід – система нормативів ГДК, закріплена у «Правилах спуску стічних вод у водойми» (ОСТ 90014-39). Як тоді вважалося, розроблена методика в найбільшій мірі відповідала змісту проблеми охорони водойм від забруднення, тому що через експериментально встановлені й офіційно затверджені максимально допустимі постійні концентрації ЗР у воді водойм досягалася головна мета – встановлення такої якості води в них, яка відповідала б інтересам водокористувачів. Однак всі нормативи, введені в дію в наступні роки, були в основному орієнтовані на дотримання санітарно-гігієнічних показників і не враховували можливість використання водного об'єкта в інших цілях [174].

Цей недолік був усунений із прийняттям «Правил охорони поверхневих вод від забруднення стічними водами»(1961 р.). На підставі принципу диференціації нормативів, який був декларований у Постанові Ради Міністрів СРСР «Про заходи щодо впорядкування використання і посилення охорони водних ресурсів СРСР»(1960), у Правилах особливо наголошувалося на потреба розробки відомчих стандартів, орієнтованих як на господарсько-питні та культурно-побутові потреби населення, так і на використання водойм у рибогосподарських цілях. Ухвалення Правил 1961 року викликало величезний інтерес у всьому світовому співтоваристві. Всесвітня організація охорони здоров'я виступила з рекомендаціями щодо

прийняття подібної системи нормування в інших країнах світу. Це призвело до введення в ряді розвинених держав (Великобританія (1963 р.), Японія (1972 р.), США (1965 р.)) стандартів якості води [111, 118, 251], які були адаптовані до місцевих умов.

У наступні роки розвиток нормування якості вод у вітчизняній практиці при збереженні основного методичного підходу йшло по шляхом посилення норм і збільшення числа нормованих речовин. Такий підхід, закріплений в «Основах водного законодавства Союзу РСР і союзних республік»(1970 р.), не відповідав вимогам водоохоронної галузі.

Уже прийняття наступних «Правил охорони поверхневих вод від забруднення стічними водами» (1975 р.), в яких закріплювалася основоположна роль ГДК у системі нормативів якості, супроводжувалося серйозною критикою з боку наукових і проектних організацій [146]. Головні недоліки були такими: нездійсненність необхідних нормативів; ігнорування басейнового принципу формування водних ресурсів, і, як наслідок, неможливість обліку гідрогеохімічних і гідрологічних особливостей конкретних водних об'єктів; складність контролю вмісту інгредієнтів забруднення у водах і безліч інших. Правилами 1975 року було введено в розгляд поняття комбінованої дії декількох ЗР, що було оформлено у вигляді показників, що характеризують ефект адитивності (простого підсумовування) спільного впливу, причому синергізм (коли ефект спільної дії більше простого підсумовування) і антагонізм (коли шкідливі речовини нейтралізують небезпечний вплив) [48], властиві великому числу речовин, до уваги не бралися.

Згодом стало ясно, що чинні нормативи ГДК ЗР застосовні в досить вузькій сфері – вони можуть дати тільки санітарно-гігієнічну оцінку стану водного об'єкта. Основними недоліками використання показника ГДК є наступні:

По-перше він встановлений, виходячи з вимог до якості води людського організму (господарсько-побутові ГДК) або організму риб

(рибогосподарські ГДК), а не фактично властивого природного вмісту хімічних речовин і з'єднань у даному водному об'єкті.

По-друге – показник ГДК «прив'язаний» до створу або точки водного об'єкта, де вимірюється концентрація, і не відображає процес формування цієї концентрації по довжині річки або акваторії водойми. Отже, виявити конкретне джерело техногенного впливу такий показник не дозволяє (таких джерел, крім того, як правило, не один, а безліч). Не дає він можливості й оцінити самоочищення, тобто зниження концентрацій ЗР за рахунок природних процесів.

По-третє – показник ГДК, що дає інформацію лише за концентрацією конкретної ЗР у конкретному створі (або точці) водного об'єкта, ніяк не пов'язаний з територією його водозбору. А якість води водного об'єкта, як відомо і доказово узагальнено в [30, 175], формується, в основному, на водозборі. Дифузійний стік, що формується на сільськогосподарських і урбанізованих територіях обсяг якого можна порівняти з точковим, а іноді й перевищує його, ніяк не враховується. На площі басейну відбувається як забруднення стоку, що потрапляє в кінцевому підсумку у водний об'єкт, так і його часткове самоочищення.

По-четверте – показник ГДК встановлено для всієї території України в цілому і не враховує як історично сформовані умови формування кількісних і якісних показників водних ресурсів, так і унікальність басейну, в межах якого відбувається їх формування. А, як відомо, кожен басейн характеризується величезною кількістю чинників, що визначають його специфіку (географічне положення, клімат, висотна відмітка, ухили, ґрунти, рослинний і тваринний світ і багато іншого). Оцінка якості води в річці або озері, що базується на жорстких стандартах, повністю ігнорує не тільки своєрідність і унікальність водозборів, а й природне розмаїття поверхневих вод.

По-п'яте – досягнення даних нормативів пов'язане з дуже великими фінансовими витратами, яких реально ні у водокористувачів, ні у

державних органів управління, як правило, немає.

Разом із тим, багаторічна практика водокористування у країні, а також закордонний досвід свідчать про те, що за допомогою одних лише ГДК проблему охорони природних вод неможливо розв'язати ані в найближчій, ані у віддаленій перспективі. Необхідні принципово нові підходи. Одним із них може бути екологічне нормування як основа гарантування екологічної безпеки не тільки для людини, а й для всього живого.

Методологічні засади розробки екологічних нормативів, згідно з результатами досліджень вітчизняних і закордонних фахівців, можна представити на сьогодні як сукупність низки загальних, екологічних та географічних принципів і підходів, які докладно розглянуто в Розпорядженні КМУ від 17 жовтня 2007 р. №880 «Про схвалення Концепції національної екологічної політики України на період до 2020 року».

Загальні принципи формуються на базі таких аспектів: ноосферного (збереження функціонально-компонентної структури природних екосистем, відповідність антропогенних навантажень екологічній ємності екосистем і біосфери загалом); соціально-економічного (урахування потреб і реальних можливостей суспільства); технологічного (орієнтація на можливість досягнення норм); антропо-екологічного (пріоритетне забезпечення сприятливого для людини середовища); історико-динамічного (урахування ретроспективи та динаміки змін екосистем); організаційно-керівного (роль норм в управлінні водокористуванням, у територіальному плануванні); інформаційного, філософського та загальнонаукового.

На сьогодні розроблено основні методичні підходи до визначення екологічних нормативів. До них можуть бути віднесені:

– проведення експериментів у лабораторних і натурних умовах на спеціальних спорудах – мікрокосмах;

- проведення досліджень на ізольованих ділянках природних екосистем;
- проведення комплексних порівняльних досліджень якісного стану екосистем на різній віддалі від локальних джерел техногенного впливу;
- виконання робіт на експериментальних еталонних полігонах;
- проведення стаціонарних ландшафтних геохімічних і геофізичних досліджень;
- використання теоретичних і розрахунково-аналітичних методів;
- використання методів математичного моделювання;
- використання експертних процедур;
- узагальнення даних, отриманих у процесі спостереження за станом екосистем: в умовах надзвичайних ситуацій, у зонах екологічного лиха, з екстремально-високим рівнем антропогенного навантаження та виявленими деградаційними процесами, а також за етапами відновлення порушених екосистем;
- аналіз результатів глобального, фонових та імпактного моніторингу.

Кожен із наведених підходів має свої переваги та недоліки. Вибір підходу залежить від поставлених завдань, існуючих умов і об'єкта досліджень. Ураховуючи економічну ситуацію, яка склалася в Україні, та беручи до уваги наявність потужного наукового потенціалу, найбільш прийнятною вбачається експертна процедура встановлення екологічних нормативів якісного стану поверхневих водних об'єктів у сукупності з аналізом ретроспективних матеріалів і результатів фонових та режимного моніторингу поверхневих вод.

У 1995 р. у Водному кодексі України вперше було впроваджено новий вид нормативів – екологічний норматив якості води водних об'єктів як основа оцінки їхнього екологічного стану та регламентації техногенного навантаження.

Згідно з цим документом у галузі використання, охорони вод і

відтворення водних ресурсів в Україні встановлюються такі нормативи:

- нормативи екологічної безпеки водокористування;
- екологічний норматив якості води водних об'єктів;
- нормативи ГДС ЗР;
- галузеві технологічні нормативи використання води.

Для оцінки можливостей використання води водних об'єктів для потреб населення та галузей економіки встановлюються нормативи, які забезпечують безпечні умови водокористування, а саме:

1. ГДК у водних об'єктах, вода яких використовується для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення.

2. ГДК речовин у водних об'єктах, вода яких використовується для потреб рибного господарства.

3. Допустимі концентрації радіоактивних речовин у водних об'єктах, які використовуються для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення.

Для оцінки екологічного благополуччя водних об'єктів і визначення комплексу водоохоронних заходів установлюються екологічні нормативи якості води, які містять науково обґрунтовані значення концентрацій забруднювальних речовин і показники якості води (загальнофізичні, біологічні, хімічні, радіаційні). При цьому ступінь забрудненості водних об'єктів визначається відповідними категоріями якості води.

Нормативи ГДС ЗР установлюються з метою поетапного досягнення екологічних нормативів якості води водних об'єктів.

Основними нормативними документами, які регламентують порядок використання водних ресурсів країни, донедавна були «Правила охорони поверхневих вод (типові положення)» (1991), «Санітарні правила та норми охорони поверхневих вод від забруднення» (СанПіН 4630-88) та ряд державних стандартів.

Цими Правилами (1991) було встановлено норми якості води водоєм і водотоків для умов господарсько-питного, культурно-побутового та

рибогосподарського водокористування.

До господарсько-питного водокористування належить використання водних об'єктів або їхніх ділянок як джерел господарсько-питного водопостачання, а також для водопостачання підприємств харчової промисловості.

До культурно-побутового водокористування належить використання водних об'єктів для купання, занять спортом і відпочинку населення. Вимоги до якості води, установлені для цього виду водокористування, поширюються на всі ділянки водних об'єктів, розташовані в межах населених місць, незалежно від виду їхнього використання.

До рибогосподарського водокористування належить використання водних об'єктів для мешкання, розмноження та міграції риб та інших водних організмів.

Рибогосподарські водні об'єкти або їхні ділянки, згідно з цими Правилами, можуть належати до однієї з трьох категорій: вищої, першої або другої. Норми якості води водних об'єктів включають:

- загальні вимоги до складу та властивостей води водотоків і водойм для різних видів водокористування;
- перелік ГДК нормованих речовин у воді водних об'єктів, які використовуються для господарсько-питних і культурно-побутових потреб населення;
- перелік ГДК нормованих речовин у воді водних об'єктів, які використовуються в рибогосподарських цілях.

На сьогодні розроблено понад 1500 санітарно-гігієнічних ГДК і близько 1200 рибогосподарських.

За Правилами (1991) для всіх нормованих речовин при рибогосподарському водокористуванні та для речовин, які належать до I чи II класу безпеки при господарсько-питному чи культурно-побутовому водокористуванні, при надходженні у водні об'єкти декількох речовин з однаковою лімітуючою ознакою шкідливості та з урахуванням домішок, які

надходять у водний об'єкт від розташованих вище джерел забруднення, сума відношень концентрацій (C_1, C_2, \dots, C_n) кожної з речовин у контрольному створі до відповідних ГДК не повинна перевищувати одиниці:

$$C_1/\text{ГДК}_1 < C_2/\text{ГДК}_2 < \dots < C_n/\text{ГДК}_n < 1. \quad (2.1)$$

Таким чином, очевидно, що завдання вдосконалення чинної концепції нормування та прогнозування шкідливих техногенних впливів на поверхневі водні об'єкти, в умовах БУВР є актуальною і вимагає подальшого опрацювання.

Висновки до розділу 2

1. Проведено аналіз сучасного українського і закордонного досвіду в області нормування водокористування. Встановлено, що в економічно розвинених країнах існують методи нормування водокористування, адаптовані до умов ринкової економіки, що відповідають сучасним екологічним вимогам, апробовані багаторічним використанням [298], [230].

2. Встановлено, що використання принципу ГДК, а не фактичного природного вмісту ЗР в поверхневому водному об'єкті, не дозволяє забезпечити дотримання басейнового принципу управління водними ресурсами [260], [278], [280].

3. Виявлені недоліки, які впливають на ефективність впровадження басейнових принципів управління водними ресурсами України, а саме: розрахунок НДВ «прив'язаний» до проміжного контрольного створу водного об'єкта, де вимірюється концентрація, тобто процес формування цієї концентрації по довжині річки або акваторії водойми не враховується; існуюча система нормування не передбачає використання комплексного

басейнового підходу до визначення допустимого рівня техногенного навантаження на поверхневий водний об'єкт; всі розрахунки проводяться для окремо взятого водокористувача, при цьому джерело скидання являється як ізольований об'єкт, від якого повністю залежить зміна обстановки в басейні річки, що, в більшості випадків, не відповідає дійсності [257], [268], [290]-[303].

4. Здійснено розробку основних засад до створення системи ранжування поверхневих водних об'єктів, за ступенем важливості (і, відповідно, черговості) розробки планів та програм управління ними, з урахуванням обмеженості наявних фінансових ресурсів. Встановлено потреба розробки комплексного територіально-басейнового підходу до нормування якості вод природних водних об'єктів; нормування якості вод природних водних об'єктів, розташованих в межах басейну річки, з врахуванням впливу транскордонних водних об'єктів. Описано умови та методи проведення досліджень.

РОЗДІЛ 3

МЕТОДОЛОГІЯ НОРМУВАННЯ ЯКІСНОГО СКЛАДУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ З УРАХУВАННЯМ ПРИНЦИПІВ БАСЕЙНОВОГО УПРАВЛІННЯ

Проблема прогнозування зміни екологічного стану навколишнього середовища, зокрема гідросфери, набула останнім часом глобального характеру і вимагає такої кількості різноманітних ресурсів (матеріальних, енергетичних, людських та ін.), якої жодна країна, якою б багатою вона не була, не може виділити в короткий термін без того, щоб це не відбилося на розвиткові інших напрямів господарсько-виробничої діяльності.

Отже, завдання ефективного використання виділених ресурсів, спрямованих на досягнення максимально можливого водоохоронного результату, є актуальним і особливо актуальним для технічно розвинених країн, в яких техногенне навантаження на поверхневі водні об'єкти досягло свого максимального значення.

Якість води, як відомо, формується під впливом багатьох взаємопов'язаних чинників: надходження і виносу хімічних речовин зі стічними водами; переміщення і розведення внесених забруднень; хімічних процесів трансформації та взаємодії ЗР із природними компонентами природних вод; біохімічних, біологічних, фізико-хімічних і фізичних процесів, що протікають як у поверхневих водних об'єктах, так і на їх водозбірній площі. Всі ці процеси в більшій чи меншій мірі пов'язані з гідрологічним режимом водного об'єкта, його гідродинамічними і морфологічними характеристиками, а також господарською діяльністю на водозборі.

Аналіз історії розвитку взаємовідносин «людина – природа» дозволив [22] виділити два підходи до вирішення проблем природокористування.

Перший оснований виключно на нормах і лімітах на використання природних ресурсів і передбачає заміну всіх водомістких технологічних процесів на безвідходні та безводні.

Важливість створення таких безвідходних технологій є винятковою. Крім того, що господарська діяльність стає цілком безпечною в екологічному відношенні, різко збільшується обсяг використовуваних сировинних ресурсів. Слід, однак, зауважити, що процес заміни сучасних технологій на безвідходні й навіть маловідходні буде досить довгим процесом: в одних виробництвах він може бути здійснений вже зараз, в інших може потребувати декількох десятиліть.

У той же час обсяги промислового виробництва постійно збільшуються, а вказаний підхід передбачає виключення будь-якого негативного впливу на навколишнє середовище і як, наслідок, призводить до «збереження без розвитку», оскільки система екологічних обмежень консервативна і, як наслідок, може бути прийнята лише як тимчасовий захід.

В епоху науково-технічного прогресу техногенний вплив на водні ресурси стає все більш інтенсивним і масштабним. Тому найбільш перспективним, на наш погляд, є другий підхід, який може бути сформульований як «розвиток без руйнування» [22] і передбачає взаємодію природного і технічного об'єктів в інтересах використання та збереження природного середовища. В цьому випадку НДВ на водні ресурси є лише способом регулювання.

3.1 Мета та завдання інтегрованого управління якістю поверхневих водних об'єктів межах річкових басейнів

Інтегроване управління водними ресурсами вимагає балансу між екологічними, соціальними та економічними пріоритетами. Пріоритетною метою інтегрального управління водних ресурсів є покращення

екологічного стану та збереження водо ресурсних систем як унікальних складових природного середовища.

Передумовами виникнення питання щодо необхідності управління водними ресурсами можна назвати наступні аспекти:

Демографія і зростаюче споживання, які супроводжуються зростанням доходів на душу населення, є найбільш важливими факторами або тиском на воду.

Населення світу збільшується приблизно на 80 мільйонів чоловік у рік, що передбачає збільшення потреби в прісній воді приблизно на 64 мільярди кубометрів на рік. Конкуренція за воду існує на всіх рівнях і, за прогнозами, зросте із зростанням попиту на воду практично у всіх країнах.

У 2030 році 47 % населення світу буде жити в районах із високим рівнем браку води. Велика частина приросту населення буде відбуватися у країнах, що розвиваються, головним чином, в регіонах, які вже відчувають дефіцит води, і в районах з обмеженим доступом до безпечної питної води і адекватних санітарно-технічним засобам.

Техногенний (у глобальному масштабі) вплив на довкілля (а отже, і на водні ресурси) зумовлений діяльністю: хімічної промисловості, чорної та кольорової металургії; коксохімії; важкого, енергетичного і транспортного машинобудування; комунального і сільського господарства; гірничо-добувної промисловості тощо.

Зміна клімату та перерозподіл водних ресурсів Світу. Одним з наслідків кліматичних змін може стати брак питної води. У регіонах з посушливим кліматом (Центральна Азія, Середземномор'я, Південна Африка, Австралія тощо).

Ситуація ще більш посилиться через скорочення рівня випадіння опадів. Через танення льодовиків суттєво знизиться стік найбільших водних артерій Азії – Брахмапутри, Гангу, Хуанхе, Інду, Меконгу, Салуена і Янцзи. Нестача прісної води торкнеться не тільки здоров'я людей і

розвитку сільського господарства, але також підвищить ризик політичних розбіжностей і конфліктів за доступ до водних ресурсів.

Глобалізація інтегрованого управління водними ресурсами відбувається здебільшого через:

– розвиток уявлення про глобальність природних і антропогенних процесів – неможливість вирішення екологічних проблем силами окремих країн (природні процеси не мають державних кордонів). Саме розвиток суспільства у напрямку глобалізації та об'єднання зусиль, розробки комплексних стратегій на рівні держав дозволяють ефективно вирішити екологічні проблеми, в тому числі й проблеми водних ресурсів. Наступним кроком є глобалізація екологічної наукової діяльності (формування мережі еталонів біосфери планети, наукові програми щодо глобальних екологічних проблем, наприклад, дослідження світового океану, вплив зміни клімату на стан водних ресурсів тощо);

– формування регіональної та глобальної системи контролю за станом водних ресурсів (моніторингу) із впровадженням найновіших інформаційних технологій;

– спрямованість на раціональне використання водних ресурсів і зменшення рівнів забруднення, інших негативних впливів шляхом впровадження економічних методів регулювання водокористування, розробки нормативів і стандартів водного середовища і гранично допустимих обсягів викидів та скидів забруднюючих речовин у водні об'єкти;

– бурхливий розвиток екотехнологій (водозберігаючі, маловодні, екологічно чисті), пошук альтернативних джерел енергії (гідроенергетика) та ресурсів.

Ефективне управління водними ресурсами на глобальному рівні сприяє зміцненню миру, безпеки і співробітництва між народами, що відповідає цілям і принципам ООН. Проблема, пов'язаним із водою, були присвячені:

- 1) Конференція ООН з водних ресурсів (1977 р.);
- 2) Конференції Міжнародне десятиріччя постачання питної води та санітарії (1981–1990 рр.);
- 3) Міжнародна конференція з водних ресурсів і навколишнього середовища (1992);
- 4) Всесвітня зустріч на вищому рівні «Планета Земля» (1992 р.);
- 5) 2003 р. був проголошений Міжнародним роком прісної води. У тому ж році був заснований механізм «ООН – водні ресурси», який займається питаннями, пов'язаними із прісною водою і санітарією.
- 6) Період 2005-2015 рр. Генеральна Асамблея ООН проголосила Міжнародним десятиріччям дій «Вода для життя». Глобальне споживання води наведено на рис. 3.1.

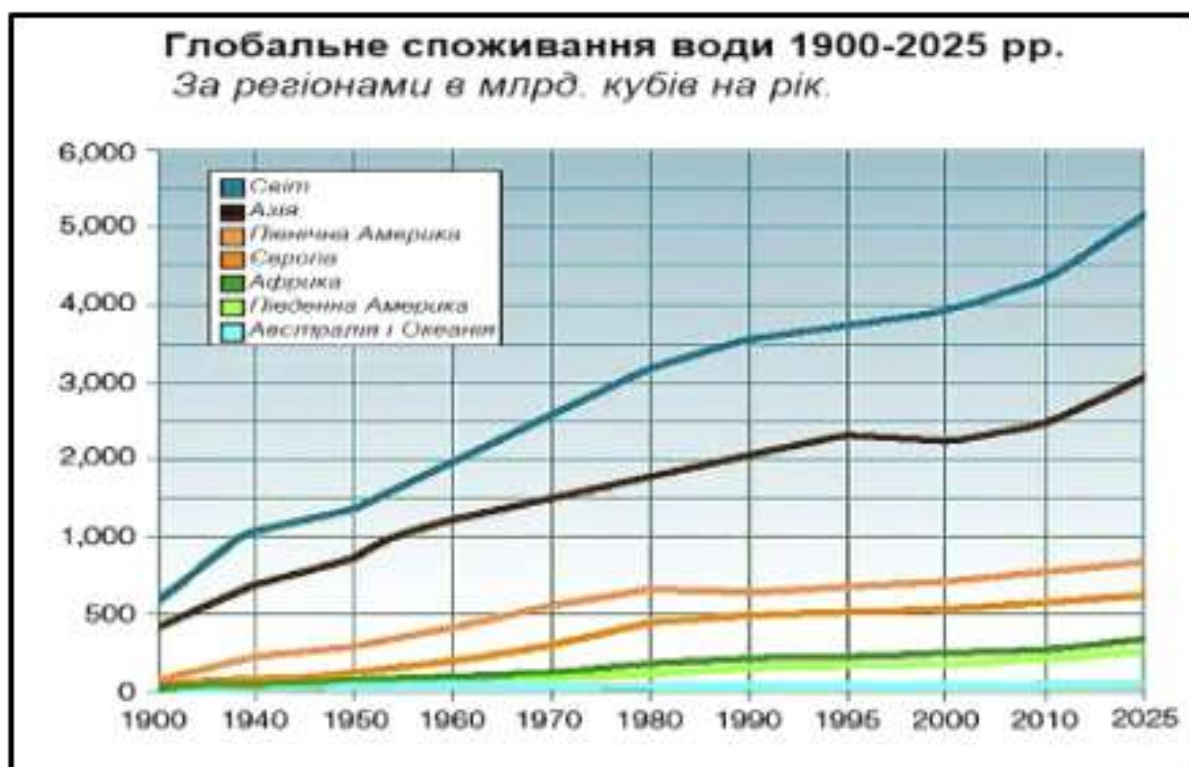


Рисунок 3.1 – Світове споживання води 1900–2025 рр., в млрд м³ на рік

Управління якістю води – система організаційно-технічних заходів, спрямованих на зміну режиму фізичних і хімічних характеристик води у

водоймі, що експлуатується, а також води, що скидається з неї в розташовану нижче ділянку річки або іншої водойми. Застосовується з метою інтенсифікації процесів самоочищення води у водосховищах – джерелах господарсько-питного водопостачання, для яких не вдається обмежити за допомогою водоохоронних заходів на узбережжі й водозборі приток забруднюючих та біогенних речовин і прогресуюче внаслідок цього погіршення питних якостей води (рис. 3.2).



Рисунок 3.2 – Структурна схема інтегрованого управління водними ресурсами України

Виключне різноманіття природних і техногенних факторів, що визначають своїм поєднанням всю сукупність процесів трансформації хімічного складу води в різних районах водосховища і нижнього б'єфу, виключає можливість використання типових правил управління якістю води навіть у водосховищах одного класу і розташованих у східних географічних умовах.

Тому розробка екологічно ефективних і економічних заходів щодо управління якістю води в будь-якому водосховищі, незалежно від його розміру, - суто індивідуальне в кожному випадку завдання.

Вирішення цього завдання повинно ґрунтуватися на:

а) всебічному знанні гідрологічного, гідрохімічного, гідробіологічного режиму конкретного водосховища і чітко сформульованих для водоспоживачів вимогах до якості води в районі водозабору із зазначенням переліку показників, що ускладнюють технологію водопідготовки питної води на водопровідних станціях;

б) багатоваріантному математичному моделюванні процесів водообміну і трансформації водних мас у всьому водосховищі й у водозабірному районі для імітації впливу тих чи інших заходів на зміну якості води при різних варіантах деталізації диспетчерських правил регулювання стоку з урахуванням не тільки кількісних, а й якісних його показників.

Використання наявних моделей, складних систем рівнянь, що описують процеси у водоймах, дозволяє чітко сформулювати вимоги до надійності вихідної інформації, яка характеризує поточний екологічний стан водосховища. Це дозволяє вибрати найбільш ефективні та економічні заходи, розробити правила їх здійснення при різних гідрометеорологічних ситуаціях, оптимізувати моніторинг керованої екосистеми.

Перераховані умови впровадження заходів щодо управління якістю води у водосховищі важливі тому, що вплив на водну екосистему може привести не тільки до інтенсифікації самоочищення води у водосховищі, а й до порушення стійкості її функціонування, деградації, яка має небезпеку різкого погіршення якості води у вододжерелі.

На початку пошуку оптимального способу управління якістю води за математичною моделлю виконують імітаційні розрахунки можливого режиму показників складу води в роки з екстремальною водністю повені і межені, з максимальним паводковим припливом води у водосховищі й за

відсутності паводків. Це дозволяє оцінити найімовірніший діапазон багаторічних коливань концентрацій речовин, що погіршують питні якості води, ступінь їх небезпеки для водопостачання в умовах сучасного навантаження водойми цими речовинами і очікуваної в перспективі тенденції розвитку господарства на водозборі та берегах водоймищ.

До цього часу, як це було зазначено в розділі 2, вітчизняними і зарубіжними вченими в питаннях нормування та управління якістю природних ресурсів накопичено значний досвід. У той же час, в тому числі і в Україні, якісні показники природних водних об'єктів продовжують погіршуватися, відбувається деградація водних об'єктів, які переходять до природно-техногенного і далі до техногенного стану, втрачаючи свої природні властивості.

Головним недоліком існуючої системи нормування є те, що вона не містить відмінностей у вимогах до складу вод природних (природно-техногенних) водних об'єктів і води, використовуваної людиною для пріоритетних цілей водокористування. Помилковість такого підходу до нормування якості природних вод виникає, на наш погляд, через невірне трактування самого терміна «якість води».

У формулюванні Водного Кодексу України [4] «якість води – характеристика складу і властивостей води, яка визначає її придатність для конкретних цілей використання». Таким чином, встановлене поняття «якість води» однозначно пов'язує його з придатністю для використання людиною в тих чи інших цілях.

Поставлено знак рівності між складом вод, що формується у природному середовищі, і складом води, який потрібно людині для її використання. Однак було б неправильно прирівнювати вимоги, що висуваються до штучно створюваних людиною предметів споживання, і якості об'єктів, створюваних природою. Звідси і неправильно поставлена мета системи управління якістю вод, нормуванням його – доведення, «підгонка» складу вод природних поверхневих водних об'єктів до

однозначно встановленого, «нешкідливого» вмісту хімічних речовин і сполук.

Набагато правильніше було б термін «якість води» трактувати як «характеристику складу води, яка визначає її властивості».

Тоді суть системи управління буде полягати в тому, щоб довести склад води до необхідного для людини, але лише щодо тієї її частки, яка нею використовується в різних цілях. Відносно ж води природних поверхневих водних об'єктів мета управління її якістю повинна полягати у стабілізації існуючого складу, запобіганні подальшому забрудненню, а в межі – у скороченні цього забруднення та повернення до природного стану водного об'єкта. Іншими словами, прогнозування зміни екологічного стану природних вод має вирішувати не проблему управління водою як природним ресурсом, а проблему управління техногенною діяльністю людини, яка змінює природну якість цього ресурсу.

Методика прогнозування зміни якості води повинна хоча б побічно відбивати геоекологічні процеси на водозборі, а не тільки якість води самого поверхневого водного об'єкта. Така методика повинна дозволяти найбільш раціонально вкладати фінансові кошти, що виділяються на водоохоронні заходи.

Це тим більш важливо з позицій нового «Водного кодексу України». Відповідно до статті 8 держава передає органам державної влади (обласним та міським радам) повноваження по здійсненню заходів щодо охорони водних об'єктів або їх частин, що знаходяться на території області (міста).

Тому порівняльний критерій стану поверхневих водних об'єктів, що дозволяє виробляти ранжування їх за здатністю привносити ЗР, в даній ситуації виглядає особливо важливим. Його застосування дасть можливість направляти кошти на першочергові заходи і тим самим отримувати максимальний екологічний ефект.

З усього вищесказаного слід зробити висновок: перш ніж розробляти нормативи якості води, які повинні досягатися і дотримуватися, необхідно розділити об'єкти нормування на дві категорії.

Перша категорія – це вода, що забирається з поверхневих водних об'єктів і використовується людиною для тих чи інших цілей (господарсько-питне, промислове, сільськогосподарське водопостачання, риборозведення або рекреація в невеликих відокремлених або штучних водоймах, зрошення сільгоспугідь та ін.).

Друга категорія – це вода природних або природно-техногенних поверхневих водних об'єктів, як природний компонент природи, природний ресурс, формується під впливом географічних, кліматичних, ландшафтних, ґрунтових та ін. природних умов (в т.ч. і з урахуванням техногенної діяльності) (рис. 3.3).

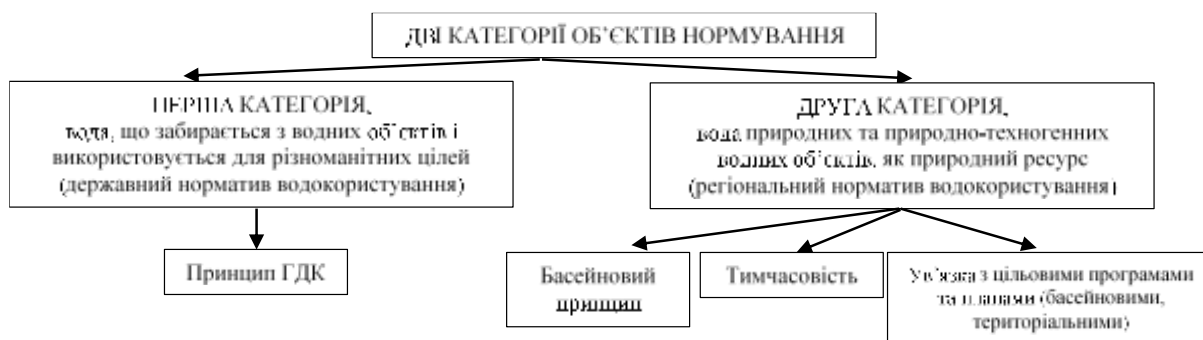


Рисунок 3.3 – Категорії нормування якості вод поверхневих водних об'єктів

Проблема нормування вод, що відносяться до першої категорії, досить ясна. Оскільки основна мета в даному випадку – відповідність якісного складу таких вод вимогам людського організму, організмів риб, рослин, тварин або до води як сировини, або технологічного компонента у виробництві тієї чи іншої продукції, то до нормування її складу цілком доцільно застосовувати вищеописаний принцип ГДК. Вказані нормативи якості повинні розроблятися на рівні адміністративних одиниць

відповідними державними відомствами і службами та бути обов'язковими для виконання на всій території держави (державний норматив). Термін їх дії може бути досить великим. Переглядати і доповнювати їх слід лише в разі отримання нових наукових даних про вплив складу води на об'єкт їх споживання.

Іншими словами, нормативи якості вод, що відносяться до першої категорії, повинні досягатися у відповідних системах водопідготовки і рекуперації, а витрати на їх досягнення – ставитися на собівартість продукції (життєдіяльності людини).

Набагато складніше (і в методологічному, і в технічному, і в економічному планах) йде справа з нормуванням якісного складу вод, що відносяться до другої категорії.

Керувати природними процесами неможливо, управляти необхідно техногенною діяльністю на водозборі, що змінює природну якість вод. Крім того, водозбір водного об'єкта складається з територіальних утворень (суб'єктів, обласних, а іноді й суміжних держав), то прогнозування зміни екологічного стану поверхневого водного об'єкта повинно здійснюватися на підставі територіально-басейнового принципу.

Основна мета прогнозування в даному випадку – запобігання подальшому забрудненню природно-техногенних водних об'єктів, стабілізація їх якісного складу на існуючому рівні (а в ідеальному варіанті – їх наближення, повернення до того складу, який вони мали у природному вигляді).

Для досягнення цієї мети необхідно враховувати наступне:

– по-перше, апріорі відомо, що на досить великих просторах (таких, як територія України або інших великих держав) склад природних вод ніколи не був і не може бути абсолютно ідентичним, він формується за басейновим принципом з урахуванням геоecологічних процесів (як природного, так і техногенного характеру), що відбуваються на водозборі.

Відповідно нормативні показники не можуть бути всеосяжними. Вони повинні носити регіонально-басейновий характер.

– по-друге – оскільки за переважною більшістю навіть достатньо великих водних об'єктів є дуже обмежені в історичному масштабі ряди спостережень за хімічним складом вод (як правило, вже обтяжені техногенним впливом), то немає сенсу сподіватися на розробку «еталона», до якого слід прагнути. Можливий тільки «покроковий» підхід до нормування. Тобто передбачувані нормативи матимуть тимчасовий характер і повинні переглядатися в міру накопичення даних регулярного моніторингу.

– по-третє – для досягнення основної мети необхідне зменшення техногенного впливу на поверхневий водний об'єкт, тобто виконання ряду конкретних природоохоронних, організаційно-технічних заходів на водозборі, які зачіпають промислові підприємства, населені пункти, сільгоспугіддя, транспортні комунікації і т.д. Заходи ці пов'язані з фінансовими вкладенням. Економічні ж можливості регіонів є дуже різними.

Отже, встановлені нормативи повинні бути нерозривно пов'язані з цільовими програмами, які враховують сучасну якість вод водного об'єкта і планований рівень його поліпшення, пов'язаний з економічними можливостями регіону (басейну).

Таким чином, нормативи якості вод природних водних об'єктів повинні розроблятися на регіональному рівні (на території басейнів і областей) на певний, відносно невеликий часовий період і в ув'язці з конкретними водоохоронними програмами. Інакше кажучи, вони не можуть бути ідентичними в масштабах держави або планети, а мають базуватися на оцінці якості, властивій природним водам, і носити порівняльний характер.

Роль територіальних органів управління в даному випадку полягає в координації даних робіт по басейнах і регіонах, ув'язці їх в

загальнодержавний стратегічний план і міжнародній взаємодії в галузі якості вод природних водних об'єктів, включаючи глобальну водойму – світовий океан.

3.2 Методичний підхід до нормування якості поверхневих водних об'єктів у межах річкових басейнів

Нормування якості питної води в Україні регламентують нормативними документами, основними з яких є:

– Закон України «Про питну воду та питне водопостачання» від 10.01.2002 р. №2918-III;

– ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною», затверджені наказом МОЗ №400 від 12.05.2010 р.;

– ДБН В.2.5-74:2013 «Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування».

Обмеженість фінансових коштів на реалізацію водоохоронних програм вимагає такого підходу, який дозволяв би у програмах вибудовувати заходи у вигляді рангового ряду, а при реалізації програм направляти наявні кошти на першочергові й через певний час проводити коригування цих рядів з урахуванням зміни якості вод. Іншими словами, необхідна методика, що дозволяє виробляти порівняльну оцінку якості вод в межах басейнів і територіальних утворень.

Відповідно до зазначеного підходу пропонується в якості тимчасового НДВ на водний об'єкт (його ділянку) за здатністю привносити ЗР прийняти сукупність (комплект) наступних показників:

1. Показник існуючого стану водного об'єкта (ділянки) за надходженням ЗР – ПІС;

2. Орієнтовний необхідний рівень зниження шкідливого впливу на поверхневий водний об'єкт (ділянку) за надходженням ЗР – ОНРЗ;

3. Програма водоохоронних заходів – ПВЗ;

4. Термін виконання ПВЗ та досягнення орієнтовного рівня шкідливого впливу на водний об'єкт (ділянку) – ТВП.

З урахуванням тимчасового і регіонального характеру нормативів НДВ і спрямованості їх на виділення лімітів водовідведення та скидів ЗР у поверхневі водні об'єкти для значного числа водокористувачів питання про їх ув'язку із внутрішньорічними коливаннями стоку навряд чи можна вважати вирішальним. Слід, на наш погляд, на першому етапі впровадження пропонованого підходу обмежитися середньорічними даними, а при необхідності в подальшому при перегляді нормативів на черговий часовий період врахувати багаторічні цикли коливання водності конкретних водних об'єктів.

Реалізація програми повинна здійснюватися при постійному моніторингу стану поверхневого водного об'єкта, що дозволить у разі зміни значення показника оцінити ефективність пропонованих заходів і зробити їх коригування на наступному етапі.

Висновки до розділу 3

1. Запропоновано термін «якість води» трактувати, як «характеристика складу води, яка визначає її властивості». Тоді суть системи управління полягатиме в тому, щоб довести склад води до необхідного людиною, але лише щодо тієї її частки, яка нею використовується в різних цілях. Відносно ж води природних водних об'єктів мета управління їх якістю повинна складатися в стабілізації існуючого складу, запобігання подальшого забруднення, а також – у поверненні до природного стану водного об'єкта [16], [17].

2. Встановлено доцільність поділу об'єктів нормування на дві категорії [273]:

– перша категорія – це вода, що забирається з поверхневих водних об'єктів і використовується людиною для тих чи інших цілей (господарсько-питне, промислове, сільськогосподарське водопостачання, риборозведення або рекреація в невеликих відокремлених або штучних водоймах, зрошення сільгоспугідь та ін.)

– друга категорія – це вода природних або природно-техногенних водних об'єктів, як природний компонент природи, природний ресурс, формується під впливом географічних, кліматичних, ландшафтних, ґрунтових і ін. природних умов (в т.ч. і з урахуванням техногенної діяльності).

3. Виходячи з обмеженості фінансових коштів на реалізацію водоохоронних програм та планів управління ручковими басейнами, запропоновано використання підходу, який дозволяв би в програмах та планах управління розробляти заходи у вигляді рангового ряду, а при їх реалізації направляти наявні кошти на першочергові і через певний час проводити коректування цих рядів з урахуванням зміни якості вод. Тому нами в якості тимчасового НДВ на поверхневий водний об'єкт (його ділянку) по внесенню ЗР пропонується прийняти сукупність (комплект) наступних показників [273], [290]:

– показник існуючого стану водного об'єкта (ділянки) по надходженню ЗР – ППС;

– орієнтовний необхідний рівень зниження шкідливого впливу на поверхневий водний об'єкт (ділянку) по надходженню ЗР – ОНРЗ;

– програма водоохоронних заходів – ПВЗ;

– термін виконання ПВЗ та досягнення орієнтовного рівня шкідливого впливу на водний об'єкт (ділянку) – ТВП.

РОЗДІЛ 4

КРИТЕРІЙ ПРОГНОЗНОЇ ОЦІНКИ ПРОЦЕСІВ, ЩО ВІДБУВАЮТЬСЯ НА ВОДОЗАБОРІ ТА У ПОВЕРХНЕВОМУ ВОДНОМУ ОБ'ЄКТІ В МЕЖАХ БАСЕЙНОВОГО УПРАВЛІННЯ

4.1 Загальні принципи визначення прогнозного інтегрального показника стану поверхневого водного об'єкта в межах басейнового управління

Інтегральні показники – це вид прогнозних оцінок забрудненості та екологічного стану поверхневих водних об'єктів, що узагальнюють вихідну інформацію з широкого спектру найбільш інформативних гідрохімічних параметрів, в тому числі й різнорідних за своїми властивостями, з метою отримання однозначної оцінки.

В інтегральних показниках з'єднані воедино дані щодо різних ЗР, які потім виражені через одну скалярну величину. При цьому ряд відносних показників самого нижнього – першого рівня – об'єднані логічною умовою або математичним виразом у показник другого рівня, ряд показників другого рівня об'єднуються потім у показник третього рівня і т.д. Показники третього і наступного рівнів називають інтегральними.

Як відомо, формування гідрологічного і гідрохімічного режимів поверхневих водних об'єктів відбувається, в основному, на водозборі, й управляти цими режимами можливо тільки за басейновим принципом. Одночасно з процесом забруднення безперервно відбувається самоочищення (розведення, розпад, розкладання, перехід в інші форми і т.д.) різних ЗР. На сучасному рівні знань розділити ці процеси досить проблематично, тому що основні закономірності формування гідрохімічного режиму водотоків і водойм досі в достатній мірі не установлені. В межах одного водозбірного басейну в переважній більшості випадків розташовується кілька областей.

Фактичний стан поверхневого водного об'єкта, його відхилення від природного залежать від величезної кількості чинників. Поетапне ж відновлення водного об'єкта у значній мірі визначається освоєнням водозбору і економічними можливостями як держави, так і областей, адміністративних утворень і водокористувачів, розташованих у межах цього басейну. Тому в основу порівняльної оцінки якості вод повинен бути покладений територіально-басейновий принцип, який передбачає районування водних об'єктів розглянутого суб'єкта України, як за їх басейнами, так і за адміністративними утвореннями у вигляді матриці формату «басейн – адміністративна одиниця».

Найбільш поширеним способом проведення прогностичної оцінки існуючого стану поверхневого водного об'єкта є порівняльний аналіз відомостей за наявними створами і гідрохімічними постами про вміст тих чи інших ЗР у конкретні терміни відбору проб води. Залежно від кількості даних спостережень (довжини ряду) статистичним шляхом встановлюються поодинокі залежності зміни вмісту обмеженої кількості інгредієнтів у річковій воді в різні фази водності для конкретних створів. При цьому зазвичай не вдається встановити загального характеру їх зміни навіть якісно.

Як стверджують дані обробки достатньо довгих рядів спостережень даних гідрохімічного моніторингу по 14 створах р. Дніпро [109, 110], не являється можливим однозначно говорити про характер зміни складу води за найбільш важливими ЗР. Залежно від зміни водності річки може спостерігатися як збільшення, так і зменшення вмісту аналізованих інгредієнтів, а в ряді випадків спостерігаються залежності з максимумами або мінімумами. Такі результати ще раз свідчать про складність природних механізмів формування якісного складу вод, що не пізнаних до сих пір, і пов'язані, головним чином, зі «стандартністю» підходів.

Як правило, аналіз трансформації гідрохімічного режиму поверхневого водного об'єкта проводиться за окремим створом, і не

враховуються процеси, що відбуваються по довжині водотоку між виділеними створами.

Отже, для аналізу водно-екологічної обстановки на водозборі та як індикатора в самому водному об'єкті було б зручно застосовувати питомий комплексний показник, що відображає кількісне надходження конкретної ЗР та їх сукупності у водний об'єкт із певної території й їх зміни в міру наростання площі басейну. Це дозволило б порівнювати різні площі водозбору і різні водозбори між собою за кількістю ЗР, тобто з геоекологічних позицій. З урахуванням такого порівняльного аналізу можна було б планувати водоохоронні заходи, ранжуючи їх черговість у часі, виходячи з наявності фінансових коштів на ці цілі.

Існуюча в цей час практика оцінки впливу господарської діяльності на екологічний стан водного об'єкта, як це було відзначено в розділі 2, базується на НДС на водні об'єкти. Однак цей показник практично не враховує як площу водозбору, так і його освоєність. Крім того, при прогнозуванні зміни екологічного стану водного об'єкта за гідрохімічними показниками необхідно враховувати наступне:

- по-перше, показники якісного складу води в конкретному створі водного об'єкта є лише індикатором процесів забруднення (внесення) даних ЗР із поверхні водозбору, на якому відбуваються як різна техногенна діяльність, так і природні процеси;

- по-друге, одночасно з процесом внесення різних ЗР, як на водозборі, так і в самому водному об'єкті, безперервно йдуть і процеси їх самоочищення. Отже, зі зміни мас цих речовин у наступних один за одним створах водотоку можна судити про переважання їх внесення або процесів самоочищення.

При оцінці існуючого стану водного об'єкта необхідно враховувати регіональні та локальні джерела забруднення, як існуючі, так і потенційні. До регіональних у першу чергу відносяться дифузні джерела забруднення – сільськогосподарські землі, меліоративні системи тощо, до локальних –

точкові джерела (промислові центри, тваринницькі комплекси, окремі шахти та ін.). Це, у свою чергу, послужить основою для обґрунтування рекомендацій при освоєнні конкретної території або стабілізації її екологічного стану, у разі прогнозування якості екологічного стану розглянутого водного об'єкта (екологічним станом природних компонентів).

Зазвичай величини ГДК ЗР, що застосовуються у фіксованих створах водотоку, не дозволяють простежити динаміку вищевказаних процесів на водозборах. Найбільш оптимальним варіантом визначення величини гранично допустимого техногенного навантаження на водні об'єкти є варіант розрахунку їх максимальної асиміляційної здатності, тому що дана величина визначає стійке функціонування природних екологічних систем.

Різниця між природним станом водного об'єкта, з урахуванням його асиміляційної здатності, і сучасним існуючим, дозволила б визначити ступінь деградації розглянутого водного об'єкта. У той же час визначити і оцінити природний стан через мізерну кількість або повною відсутність статистичних матеріалів для більшості водних об'єктів не є можливими так само як і їх асимілюючу здатність. Крім того, розділити надходження і самоочищення за конкретними ЗР та їх сукупністю, практично неможливо.

У цих умовах найбільш ефективно використовувати підхід до прогнозування оцінки стану водних об'єктів і водозборів, яка ґрунтується на ДЦП і КЦП стану водного об'єкта (правильніше, на наш погляд, було б говорити про стан водозборів, включаючи і водні об'єкти).

Для початку слід обґрунтувати конкретні критерії (показники), які можуть прийматися в якості ДЦП та КЦП, для чого пропонується наступний підхід до НДВ на водні об'єкти.

Водні об'єкти та їх басейни є не просто географічними елементами земної поверхні, але природоутворюючими геоекосистемами.

Кожна з геоекосистем є своєрідною і унікальною, що тягне за собою своєрідність і унікальність водних ресурсів адміністративної території, що

включає в себе частини різних геоекосистем. Техногенна діяльність, розвиток економіки, народногосподарський комплекс практично завжди пов'язані з водокористуванням і, отже, порушують баланс, що склався в геоекосистемах. Тому адміністративно-басейновий принцип управління водокористуванням слід вважати найбільш правильним [65].

На першому етапі розрахункові нормативи допустимого техногенного навантаження носять тимчасовий характер і спрямовані на стабілізацію існуючого екологічного стану водного об'єкта, який визначається ППС.

Застосовувані до цього часу способи прогнозування якості води для різних видів водокористування (як показано в розділі 2) засновані на зоставленні результатів визначення в окремих створах водного об'єкта хімічного складу, фізичних властивостей і бактеріологічних показників води з відповідними нормативними показниками її якості. Методика ж узагальнення даних спостережень стосовно створу, ділянки або водного об'єкта в цілому залишається ще не розробленою в тій мірі, в якій це необхідно для впровадження у водогосподарську практику. Потреба в показниках якості води, що дають як просторові, так і тимчасові показники та дозволяють враховувати мінливість якісних характеристик водних об'єктів у часі й просторі відчувається дуже гостро.

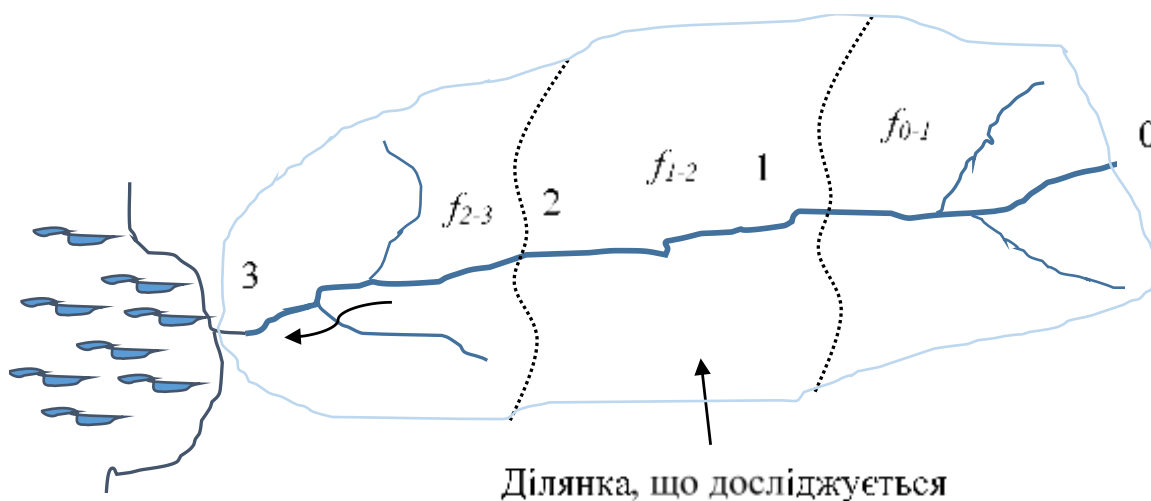
Показник, який застосовується при нормуванні якості вод поверхневих водотоків, повинен відображати екологічний стан всього водозбору, геоекологічні процеси, що відбуваються на ньому, а не тільки якість води самого водного об'єкта. З урахуванням обмеженості фінансових коштів на водоохоронні заходи методика його застосування повинна дозволяти найбільш ефективно вкладати ці кошти.

Обмеженість фінансових коштів на реалізацію водоохоронних програм вимагає такого підходу, який дозволяв би у програмах вибудовувати заходи у вигляді рангового ряду, а при реалізації програм направляти наявні кошти на першочергові й через певний час проводити

коригування цих рядів з урахуванням зміни якості вод. Іншими словами, необхідна методика, що дозволяє виробляти прогнозну оцінку якості вод у межах басейнів і територіальних утворень.

Для того щоб підійти до об'єктивних показників оцінки якості води водних об'єктів і принципів побудови програмних заходів саме за «відновленням» (тобто поверненням до природного стану) і подальшої «охорони», проаналізуємо найпростішу модель формування якісного складу води на ділянці водного об'єкта.

Розглянемо ділянку водозбору (рис. 4.1), обмежену вхідним (1) і вихідним (2) створами [194].



f_{0-1} , f_{1-2} та f_{2-3} – площі водозборів розрахункових ділянок річки; F – площа всього водозбірного басейну (дорівнює сумі усіх площ розрахункових ділянок: 1 – вхідний створ, 2 – вихідний створ

Рисунок 4.1 – Схема відокремленої розрахункової ділянки в басейні річки

Масова витрата ЗР в будь-якому створі (m_i^j), як відомо, визначається не тільки складом стічних вод, але й антропогенною діяльністю на водозборі, а також природними процесами, що відбуваються в самому водному об'єкті, і розраховується за формулою: $(m_i^j)_{zp} = C_i^j \cdot Q_i$, де C_i^j і Q_i – відповідно концентрація розглянутої j -ої ЗР і витрата води в i -му створі.

Приріст масової витрати ЗР, що формується на водозбірній площі, обмеженій верхнім і нижнім створами ділянки водного об'єкта, складається із: зосереджених джерел, тобто $(\Delta m_{i+1,i}^j)_3$; дифузійного стоку, який формується на водозборі та складається із забруднень як природного $(\Delta m_{i+1,i}^j)_n$ так і техногенного походження $(\Delta m_{i+1,i}^j)_a$, тобто $(\Delta m_{i+1,i}^j)_n + (\Delta m_{i+1,i}^j)_a$; додаткового дифузійного стоку, який надходить із донних відкладень (вторинного забруднення), тобто $(\Delta m_{i+1,i}^j)_{6m}$. Певна частина ЗР самоочищається за рахунок природних процесів, як на території водозбору, так і в самому руслі річки, тобто $(\Delta m_{i+1,i}^j)_{co}$.

Якщо позначити масові витрати ЗР обмеженої вхідним і вихідним створами ділянки водотоку через Δm_{2-1}^j (за певний проміжок часу – для водойми), то балансове рівняння розглянутої ділянки буде мати вигляд:

$$\begin{aligned} \Delta m_{2-1}^j &= C_2^j \cdot Q_2 - C_1^j \cdot Q_1 = m_2^j - m_1^j = \\ &= (\Delta m_{2-1}^j)_c + (\Delta m_{2-1}^j)_n + (\Delta m_{2-1}^j)_a + (\Delta m_{2-1}^j)_{6m} - (\Delta m_{2-1}^j)_{co} = . \\ &= (\Delta m_{2-1}^j)_3 - (\Delta m_{2-1}^j)_c \end{aligned} \quad (4.1)$$

Перетворимо рівняння (4.1), отримаємо:

$$\frac{\Delta m_{2-1}^j}{(\Delta m_{2-1}^j)_3} = 1 - \frac{(\Delta m_{2-1}^j)_{co}}{(\Delta m_{2-1}^j)_3} . \quad (4.2)$$

Якщо позначити відношення витрати самоочищення до масової витрати забруднення водозбору через коефіцієнт самоочищення водозбору (K_{co}):

$$K_{co} = \frac{(\Delta m_{2-1}^j)_{co}}{(\Delta m_{2-1}^j)_3} , \quad (4.3)$$

а відношення приросту масової витрати забруднення до витрати забруднення водозбору через коефіцієнт трансформації забруднення (K_{mp}):

$$K_{mp} = \frac{(\Delta m_{2-1}^j)}{(\Delta m_{2-1}^j)_z} \quad (4.4)$$

то остаточно рівняння (4.4) можна записати:

$$K_{mp} = (1 - K_{co}) \quad (4.5)$$

Розв'язати рівняння (4.1) або (4.5) аналітично неможливо, але на підставі їх можна аналізувати стан водозбору і водного об'єкта. За співвідношенням (4.5) логічно виділити три зони значення K_{co} і відповідного йому K_{mp}

$$\begin{aligned} (I) K_{co} = 0, \quad K_{mp} = 1; \\ (II) K_{co} = 0 \div 1, \quad K_{mp} = 1 \div 0; \\ (III) K_{co} > 1, \quad K_{mp} < 0. \end{aligned}$$

Зона (I) – критичний стан, тобто самоочищення практично не відбувається, і характеризується повною деградацією поверхневого водного об'єкта (техногенний стан). Всі ЗР транзитом переміщуються і накопичуються по довжині річки і водозбору.

Зона (II) – перехідний стан, при якому швидкість самоочищення є порівнянною зі швидкістю утворення забруднень.

Зона (III) – благополучний стан, тобто самоочищення водозбору і річки перевершує швидкість надходження ЗР.

При освоєнні водозбору значення коефіцієнтів будуть змінюватися. Зі збільшенням техногенного навантаження і за відсутності водоохоронних

заходів коефіцієнт самоочищення буде прагнути до нуля, а коефіцієнт трансформації – до одиниці й, як наслідок, водозбір та водний об'єкт будуть наближатися до зони (І).

Графічно схему екологічного стану поверхневого водного об'єкта та його водозбору можна подати, як це показано на рисунку 4.2.

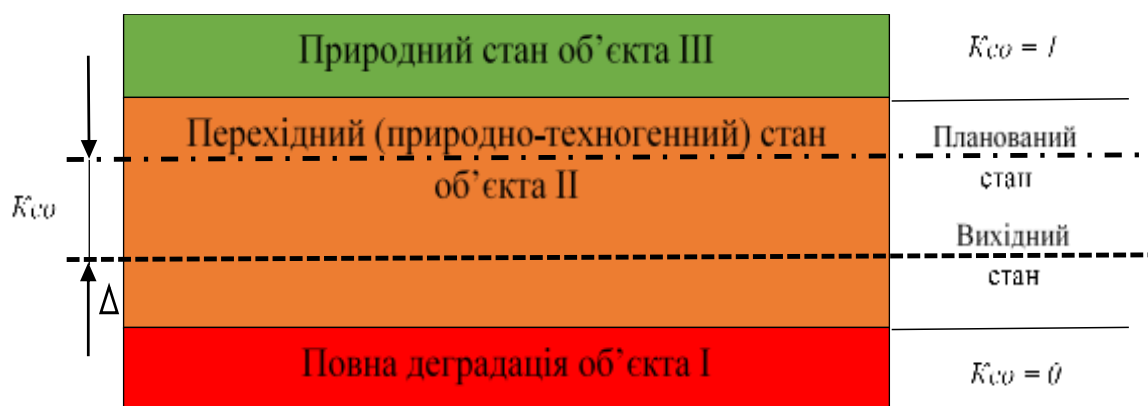


Рисунок 4.2 – Схема екологічного стану поверхневого водного об'єкта та його водозбору

У табличній формі це виглядає таким чином (табл. 4.1).

Таблиця 4.1 – Значення коефіцієнтів самоочищення K_{co} і трансформації K_{mp} забруднень залежно від категорії стану водозборів і водних об'єктів

Категорія стану водозбору і водного об'єкта	Значення коефіцієнтів		Значення різниці масових витрат	Стан водозбору і водного об'єкта
	K_{co}	K_{mp}		
I	0	1	$\Delta m_{2-1}^j = (\Delta m_{2-1}^j)_3$	Водозбір і водний об'єкт повністю деградовані

Продовження таблиці 4.1

Категорія стану водозбору і водного об'єкта	Значення коефіцієнтів		Значення різниці масових витрат	Стан водозбору і водного об'єкта
	K_{co}	K_{mp}		
II	0...1	1...0	$\Delta m_{2-1}^j = (\Delta m_{2-1}^j)_{3...0}$	Водозбір і водний об'єкт асимілюють частину забруднень
III	>1	<0	$\Delta m_{2-1}^j < 0$	Водозбір і водний об'єкт повністю асимілюють забруднення і мають запас самоочисної здатності

Зона (I) – критичний стан, тобто швидкість утворення забруднення на водозборі є настільки великою, що самоочищення практично не відбувається.

Всі забруднення транзитом переміщуються від початкового створу до кінцевого і накопичуються по довжині річки і водозбору. Дана зона характеризується повною деградацією поверхневого водного об'єкта, який перейшов у техногенний стан.

Зона (II) – перехідний стан, при якому швидкість самоочищення порівнянна зі швидкістю утворення забруднень.

Зона (III) – благополучний стан, тобто самоочищення водозбору і річки перевищує швидкість надходження ЗР. Іншими словами, водозбір і річка у спроможності «переробити» не тільки забруднення, що утворюються на даній території, а й частково забруднення, накопичені на вище розташованих ділянках.

При освоєнні водозбору значення коефіцієнтів будуть змінюватися. Зі збільшенням техногенного навантаження і за відсутності заходів з відновлення і охорони водозбору та водного об'єкта коефіцієнт самоочищення буде прагнути до нуля, а коефіцієнт трансформації – до одиниці й, як наслідок, водозбір та водний об'єкт наблизатимуться до зони (I), тобто деградувати.

Кінцевою метою програми зі стабілізації й подальшого відновлення стану водного об'єкта та його водозбору є призначення рівня (цільового показника ЦП), планованого в результаті виконання водоохоронних заходів (рис. 4.2).

Це і є той довгостроковий ДЦП або КЦП (залежно від масштабів програми). Його досягнення пов'язане з підвищенням значення коефіцієнта самоочищення водозбору ΔK_{co} (рис. 4.2). Призначення ДЦП і КЦП, а отже, і ΔK_{co} , залежить від вихідного стану об'єкта і обсягу коштів, які можуть бути вкладені у виконання програмних заходів. В якості вихідних ЦП залежно від стану об'єкта можуть бути прийняті значення ГДК або більш «м'які» (надалі вони будуть підвищуватися, «посилюватися»). Однак оскільки мова йде не тільки про сам поверхневий водний об'єкт, а й діяльності на його водозборі, такий показник повинен бути «прив'язаний» не до створу, а через створи (як індикатори забруднення водозбору) до площі його басейну.

Це дозволяє оцінювати питоме навантаження даного водозбору в порівнянні з сусідніми ділянками, басейном річки в цілому із сусідніми басейнами (аж до території України та країн - сусідів у цілому).

Таким чином, необхідний такий прогностичний показник (норматив) якості вод природних водних об'єктів, який дозволяв би:

– оцінювати і порівнювати якість вод як у межах адміністративно-територіальних утворень, так і в межах природних водних басейнів та їх ділянок;

- ранжувати за ступенем внеску в загальне забруднення природних вод конкретних басейнів, адміністративних утворень і ділянок;
- виходячи з реальних коштів, планувати вкладення їх у водоохоронні заходи, які дадуть максимальний екологічний ефект;
- враховувати регіональні особливості формування якості вод і природний вміст ЗР, який знижувати недоцільно;
- планувати можливість використання вод поверхневих водних об'єктів на виділених ділянках як ресурсу;
- оптимізувати систему моніторингу якості вод водних об'єктів, шляхом збільшення кількості постів спостережень за її екологічним станом;
- розраховувати реально досяжні нормативи допустимих впливів на водні об'єкти та їх ділянки;
- після закінчення встановленого терміну переглядати вищевказані нормативи на підставі оцінки змін, що відбулися в якості вод.

Такий сукупності умов задовольняє інтегральний показник порівняльної оцінки якості вод водних об'єктів, що базується на показнику екологічного стану водозбору і водного об'єкта, тобто модуль трансформації ($M_{i+1,i}^j$) j -ї ЗР на $(i+1, i)$ -ій даній ділянці і являє собою відношення приросту масової витрати ($\Delta m_{i+1,i}^j$) до площі цієї ділянки ($f_{i+1,i}$):

$$M_{i+1,i}^j = \frac{\Delta m_{i+1,i}^j}{f_{i+1,i}} \quad (4.6)$$

Цей показник у межах виділених ділянок і в цілому по басейну є об'єктивним критерієм екологічного стану водозбору і водного об'єкта, оскільки є питомою величиною, що погоджує надходження ЗР із водозбору і самоочищення, що відбувається, як на водозборі, так і в самому водному об'єкті.

Для ділянок із негативними модулями виносу $M_{i+1,i}^j < 0$, у межах яких приріст масової витрати j -ї ЗР $\Delta m_{i+1,i}^j < 0$, можна зробити наступні висновки:

– по-перше, в межах цих ділянок процеси самоочищення переважають над надходженням ЗР і вони є ділянками благополучного екологічного стану;

– по-друге, на певному етапі розробки програми по стабілізації й подальшому поліпшенню стану водного об'єкта вони можуть бути виключені з числа ділянок із планованими програмними заходами.

4.2 Модуль трансформації забруднень і його властивості

Графічно інтегральну криву збільшення масової витрати забруднення по ділянках із наростанням площі водозбору, починаючи від витoku і закінчуючи гирлом, можна представити таким чином (рис. 4.3).

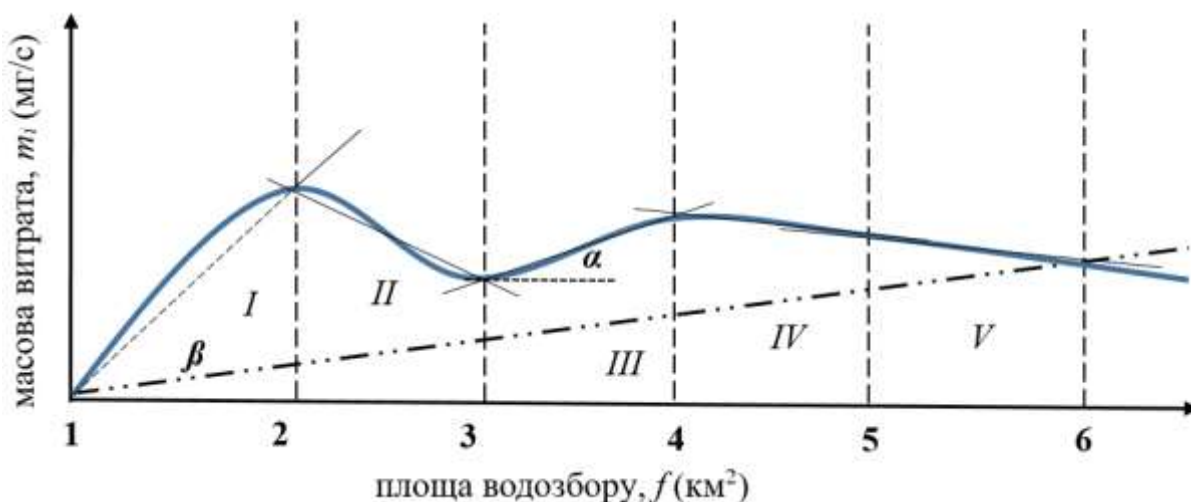


Рисунок 4.3 – Схема інтегральної кривої масової витрати ЗР із наростанням площі басейну

По осі абсцис відкладається площа водозбору (км^2), починаючи від витoku і закінчуючи гирлом, а по осі ординат – масова витрата забруднень

(мг/с). Розбивши площу водозбору на більш дрібні ділянки і позначивши різницю ординат двох точок кривої через $(\Delta m_{i+1,i}^j)$, отримаємо масові витрати забруднення, що формується на водозбірній території, обмеженій вхідним і вихідним створами ділянки водотоку. Кожна ордината кривої являє собою сумарні масові витрати забруднень у даному створі в певний момент часу.

Тангенс кута нахилу (α) будь-якої січної або дотичної лінії до інтегральної кривої є модуль трансформації ЗР на даній ділянці $(M_{i+1,i}^j, \text{мг}/(\text{с} \cdot \text{км}^2))$:

$$\text{tg} \alpha_{i+1,i}^j = \frac{\Delta m_{i+1,i}^j}{f_{i+1,i}} = \frac{m_{i+1}^j - m_i^j}{f_{i+1} - f_i} = M_{i+1,i}^j \quad (4.7)$$

де $\Delta m_{i+1,i}^j = m_{i+1}^j - m_i^j$ – приріст масової витрати j -ї ЗР на $(i+1, i)$ -й ділянці; $f_{i+1,i} = f_{i+1} - f_i$ – площа водозбору цієї ж ділянки.

Якщо знайти відношення модуля трансформації j -ї ЗР для ділянки $(\text{tg} \alpha_{i+1,i}^j)$ до модуля трансформації даної речовини з території басейну в цілому $(\text{tg} \beta_j)$, тобто:

$$B_{i+1,i}^j = \frac{\text{tg} \alpha_{i+1,i}^j}{\text{tg} \beta_j}, \quad (4.8)$$

то можна зробити висновок про екологічний стан кожної виділеної ділянки по відношенню до стану басейну водотоку в цілому: якщо це відношення менше одиниці, то на даній ділянці екологічний стан більш сприятливий, в іншому випадку – гірший. На рисунку 4.3 ділянки (II), (IV) і (V) є ділянками з відносно благополучним екологічним станом (табл. 4.1, зона III).

Якщо $B_{i+1,i}^j < 1$, то на даній ділянці за цією ЗР екологічний стан більш сприятливий, ніж у цілому по басейну; якщо ж $B_{i+1,i}^j > 1$, то ця ділянка знаходиться в гіршому стані. Отже, даний підхід до всіх виділених ділянок дозволяє, по-перше, проводити їх порівняльну оцінку, а по-друге, проводити ранжування водоохоронних заходів.

Тангенс кута $\beta_j = \frac{m_{з.м}^j}{F}$ характеризує зміну масової витрати j -ї ЗР із території басейну в цілому.

4.3 Інтегральне прогнозування зміни екологічного стану природного поверхневого водного об'єкта в межах басейнового управління

Зміна масової витрати j -ї ЗР на $(i+1,i)$ -й ділянці басейну водотоку $\Delta m_{i+1,i}^j$ між нижнім і верхнім створами ділянки водотоку дозволяє визначити, який із процесів на даній ділянці поверхневого водного об'єкта переважає – надходження чи самоочищення, тобто:

$$\Delta m_{i+1,i}^j = \Delta m_{i+1}^j - \Delta m_i^j \quad (4.9)$$

Всі вищеописані міркування відносяться до однієї j -ї ЗР. На практиці ж ми маємо справу з цілим спектром ЗР. Отже, потрібен певний інтегральний показник якості води водних об'єктів.

Таким може служити середнє значення модуля трансформації, розрахованого за формулою (4.6), за групою певних регіонально значущих ЗР, перелік яких можна скласти на підставі багаторічних даних мережі постів моніторингу. Порядок розрахунку є наступним.

За формулою (4.6) для кожної регіонально значущої ЗР по всіх виділених ділянках і в замикаючому створі розраховуються їх модулі

трансформації. Слід зауважити, що при розрахунку модуля трансформації в замикаючому створі приймається не прирощення, а масова витрата відповідної ЗР у цьому створі.

Потім розраховується бальна оцінка ($B_{i+1,i}^j$) для всіх m -х речовин по n -х виділених ділянках по довжині водотоку (розрахункових роках – для водойми), що являє собою відношення модуля трансформації по j -й речовині в даному створі ($M_{i+1,i}^j$) до модуля трансформації за цієї ж речовиною в замикаючому створі ($M_{зам}^j$) для водотоку (природного вихідного стану для водойми), тобто:

$$B_{i+1,i}^j = \frac{M_{i+1,i}^j}{M_{зам}^j} \quad (4.10)$$

За отриманими даними складається матриця вихідного стану водного об'єкта (табл. 4.2).

Таблиця 4.2 – Інтегральна матрична оцінка стану водного об'єкта по гідрохімічній якості води (існуючий стан)

Речовина	Роки для водойм (для водотоків розрахункові ділянки)				Сумарний бал
	1	2	m	
1	B_{0-1}^1	B_{1-2}^1	$B_{m-1,m}^1$	$\sum_{k=1}^m B_k^1$
.....	$\sum_{k=1}^m B_k^n$
n	B_{0-1}^n	B_{1-2}^n	$B_{m-1,m}^n$	$\sum_{k=1}^m B_k^n$

Продовження таблиці 4.2

Речовина	Роки для водойм (для водотоків розрахункові ділянки)				Сумарний бал
	1	2	m	
	$\sum_{i=1}^n B_{0-1}^n$	$\sum_{i=1}^n B_{1-2}$	$\sum_{i=1}^n B_{m-1,m}$	Сума B

Примітка: Відповідно до правил матричного обчислення сумарний бал (Сума B) в таблиці 4.2, розрахований як у вертикальній, так і горизонтальній площині, повинен бути однаковим і є контролем правильності виконаних розрахунків.

Сумарний бал (Сума B) є ПІС поверхневого водного об'єкта. Він відображає усереднений відносний стан поверхневого водного об'єкта і його водозбору за гідрохімічним складом в порівнянні із загальним станом всього водозбору по замикаючому створу для водотоків (з вихідним станом для водойм). Збільшення сумарного бала вказує на відносне погіршення екологічного стану поверхневого водного об'єкта (надходження ЗР переважає над процесами самоочищення), а зниження бала – на стабілізацію його екологічного стану.

Дана оцінка дозволяє: по-перше, простежити розподіл гідрохімічного режиму по довжині поверхневого водного об'єкта; по-друге, виявити основні ЗР, що у значній мірі впливають на гідрохімічні показники якості вод; по-третє, дозволяє зробити ранжування, як виділених ділянок, так і всіх характерних ЗР за їх максимальним внеском для розглянутого водотоку і виявити основні джерела їх надходження; по-четверте, є основою для розробки програми по стабілізації й поліпшенню стану поверхневого водного об'єкта (ділянки) і зниження шкідливих впливів на основі ранжованих рядів ділянок і речовин.

4.4 Порівняльна оцінка якості вод басейнів водотоків (зовнішня задача)

В основу порівняльної оцінки якості вод, як це було зазначено вище, покладено територіально-басейновий принцип управління водними ресурсами, який передбачає районування поверхневих водних об'єктів різного порядку, як за їх басейнами, так і за адміністративними утвореннями і має вигляд матриці формату «басейн – адміністративна одиниця».

За наявною мережею постів моніторингу Державного агентства водних ресурсів України по кожному з 9 басейнів для усіх поверхневих водних об'єктів, з урахуванням техногенного навантаження на водозабори в межах розглянутої області, виділяються пріоритетні ЗР, значення яких постійно перевищують ГДК.

Для усіх річок у межах області в замикаючих створах розраховується масова витрата за всіма характерними ЗР $((m_{зам}^j)_{e/m}^k)$ за формулою (4.11):

$$(m_{зам}^j)_{e/m}^k = (Q_{зам})_{e/m}^k \cdot (C_{зам}^j)_{e/m}^k, \quad (4.11)$$

де $(Q_{зам})_{e/m}^k$ і $(C_{зам}^j)_{e/m}^k$ – відповідно середньорічні значення витрати води і концентрації j -ї ЗР для k -го розглянутого водотоку в замикаючому створі.

Для кожного водотоку розраховується модуль трансформації j -ї ЗР:

$$(M^j)_{e/m}^k = \frac{(m_{зам}^j)_{e/m}^k}{F_{e/m}^k}, \quad (4.12)$$

де $F_{e/m}^k$ – площа водозбору k -го розглянутого водотоку в замикаючому створі.

Для попередньої оцінки якісних характеристик транскордонних поверхневих водних об'єктів у першому наближенні загальна масова

витрата ЗР (частка області) розраховується пропорційно площі водозбору і формула (4.12) набуде вигляду:

$$(M_o^j)_{e/m}^k = \frac{(m_{зам}^j)_{e/m}^k}{F_{e/m}^k} \cdot K_{e/m}^k, \quad (4.13)$$

в якій коефіцієнт пропорційності $K_{e/m}^k$ розраховується за формулою:

$$K_{e/m}^k = \frac{f_{з/б}^{Укр}}{F_{e/m}^k}, \quad (4.14)$$

де $f_{з/б}^{Укр}$ – площа водозбору k -ї річки в межах басейну на території області України.

Як відомо [160], всі ЗР поділяються на 4 класи небезпеки: 1-й клас – надзвичайно небезпечні; 2-й клас – високонебезпечні; 3-й клас – небезпечні; 4-й клас – помірно небезпечні. Тому в формулу (4.1) для розрахунку модуля трансформації j -ої ЗР додатково вводяться поправочні коефіцієнти (KO_S^j), чисельні значення яких в першому наближенні можна прийняти наступними: речовини 4-го класу небезпеки – 1; 3-го класу – 2; 2-го класу – 3 і 1-го класу – 4, тобто остаточно формула для розрахунку модуля трансформації j -ї ЗР набуде вигляду:

$$(M_o^j)_{e/m}^k = (M^j)_{e/m}^k \cdot KO_S^j. \quad (4.15)$$

Для кожної j -ї ЗР визначається середнє значення модуля трансформації з усіх розглянутих водних об'єктів у межах басейну на території області України:

$$\overline{(M^j_{\text{БасУкр}})_{\text{в/м}}} = \frac{\sum^K (M^j_o)_{\text{в/м}}^k}{K}, \quad (4.16)$$

де K – кількість розглянутих водотоків у межах басейну на території області України.

Бальна оцінка існуючого стану для кожного водотоку для k -го водотоку по j -й ЗР у межах басейну на території області України:

$$(B^j_{\text{БасУкр}})_{\text{в/м}}^k = \frac{(M^j_o)_{\text{в/м}}^k}{(M^j_{\text{БасУкр}})_{\text{в/м}}}, \quad (4.17)$$

Інтегральна порівняльна оцінка якості води для k -го водотоку за пріоритетними ЗР розраховується як середнє арифметичне значення з усіх:

$$\overline{(B^j_{\text{БасУкр}})_{\text{в/м}}^k} = \frac{\sum_{j=1}^N (B^j_{\text{БасУкр}})_{\text{в/м}}^k}{N}, \quad (4.18)$$

де N – кількість пріоритетних регіональних ЗР.

Дана усереднена оцінка за пріоритетними гідрохімічними показниками по всіх k -м водотоках у межах області України дозволяє:

По-перше, зробити ранжування всіх водотоків розглянутої області за надходженням ЗР.

По-друге, виявити з усього переліку ті з них, які мають максимальні масові витрати, і можливі джерела їх надходження.

По-третє, прогнозувати зміни якості води в конкретних поверхневих водних об'єктах, з метою розробки програм з підвищення їх якості задля досягнення максимального екологічного ефекту в цілому по басейну водотоку.

4.5 Порівняльна оцінка якості вод ділянок водотоків (внутрішня задача)

При визначенні кордонів водогосподарських ділянок розглянутого водотоку необхідно враховувати наступне. Як правило, річковий басейн річки практично ніколи не збігається з територіальними межами області на території України. Площа водозбору річки складається із площі кількох областей, а іноді й суміжних держави; при цьому на деяких з них можуть формуватися водні ресурси різних річкових басейнів.

Наприклад, басейн Дніпра формується за рахунок надходження вод із водотоків, які протікають по території 11 областей. Таким чином, при порівняльній оцінці водогосподарських ділянок у басейні водотоку їх доцільно призначати як у межах України, так і областей.

Це дозволяє провести інтегральну порівняльну оцінку якості води водотоку за гідрохімічними показниками як по Україні, тобто в цілому по басейну водотоку, так і в межах областей.

У той же час мережа спостережень по кожному водотоку є дуже малою, причому пости повсюдно не збігаються з межами областей.

Тому для порівняльної оцінки якості вод виділених ділянок у басейні даної річки в першому наближенні допускається проводити інтерполювання середніх багаторічних даних гідрохімічних аналізів і витрат за існуючими стаціонарними створами.

Для порівняльної оцінки якості вод виділених ділянок попередньо для розглянутих пріоритетних регіональних ЗР за формулою (4.8) розраховуються їх середньобагаторічний приріст масової витрати.

Питомим показником зміни j -ї ЗР у межах виділеної $(i+1, i)$ -ї ділянки басейну k -го водотоку z -го транскордонного утворення є модуль трансформації цієї речовини $((M_{i+1, i}^j)_z^k)$, що являє собою відношення прирощення масової витрати $((\Delta m_{i+1, j}^j)_z^k)$ до площі водозбору $((f_{i+1, i})_z^k)$,

тобто:

$$(M^{j_{i+1,i}})_z^k = \frac{(\Delta m_{i+1,j}^j)_z^k}{(f_{i+1,i})_z^k} \cdot KO_S^j \quad (4.19)$$

Модуль трансформації j -ї характерної ЗР для кожної z -ї області, яка розташована в межах розглянутого басейну k -го водотоку, розраховується за формулою:

$$(M^{j_{TBO}})_z^k = \frac{(\Delta m_{TBO}^j)_z^k}{(f_{TBO})_z^k} \cdot KO_S^j, \quad (4.20)$$

де $(\Delta m_{TBO}^j)_z^k$ – приріст масової витрати j -ї ЗР у межах z -ї області:

$$(\Delta m_{TBO}^j)_z^k = (m_{\text{вухTBO}}^j)_z^k - (m_{\text{вхTBO}}^j)_z^k \quad (4.21)$$

де $(m_{\text{вухTBO}}^j)_z^k$ і $(m_{\text{вхTBO}}^j)_z^k$ – відповідно масові витрати j -ї ЗР.

Інтегральна бальна оцінка існуючого стану проводиться за відношенням модуля трансформації в межах розглянутої $(i+1,i)$ -ї ділянки $((M^{j_{i+1,i}})_z^k)$ до такого в замикаючому створі z -ї області басейну k -го водотоку $((M^{j_{TBO}})_z^k)$, тобто:

$$(B^{j_{i+1,i}})_z^k = \frac{(\Delta m_{i+1,i}^j)_z^k}{(M^{j_{TBO}})_z^k} \quad (4.22)$$

Інтегральна порівняльна бальна оцінка існуючого стану розглянутого басейну k -го водотоку по ділянках в межах z -ї області здійснюється за формулою:

$$\overline{(B_{TBO})_z^k} = \frac{\sum_{j=1}^N (B_{i+1,i}^j)_z^k}{N} \quad (4.23)$$

Запропонована усереднена бальна оцінка існуючого стану розглянутого басейну k -го водотоку по ділянках у межах z -ї області, дозволяє зробити ранжування всіх виділених ділянок за надходженням ЗР із їх водозбірної площі.

Необхідно так само відзначити, що якщо знайти похідну інтегральної порівняльної оцінки за пріоритетними гідрохімічними показниками по всім k -х водотоках у межах України на інтегральну порівняльну оцінку існуючого стану по всіх розглянутих ділянках басейнів k -х водотоків у межах z -ї області, то можна зробити ранжування за надходженням ЗР у цілому по Україні:

$$B_{OBYkr} = \overline{(B_{БасУкр})_{в/м}^k} \cdot \overline{(B_{МО})_z^k} \quad (4.24)$$

Це дозволяє спрогнозувати зміну якості води поверхневого джерела на конкретній ділянці водотоку, з метою досягнення максимального ефекту, а також формувати програми водоохоронних заходів.

4.6 Порівняльна оцінка якості вод водойм

Водойми відрізняються від водотоків уповільненим або практично відсутнім водообміном, тому порядок розрахунку порівняльної оцінки для них у значній мірі відрізняється від водотоків.

Для порівняльної оцінки якості води водойм необхідний тривалий ряд R -років спостережень, який повинен охоплювати P -років до початку техногенного впливу на нього, а так само безпосередньо в період його господарського використання, тривалістю $(R-P)$ -років.

Основними вихідними даними є середньорічні обсяги водойми (V_i) концентрації пріоритетних ЗР (C_i^j). Порядок оцінки є наступним. На першому етапі за кожним роком для всіх R -років спостережень розраховуються маси ЗР за кожен рік наявного ряду спостережень:

$$m_i^j = C_i^j \cdot V_i, \quad (4.25)$$

де i – порядковий номер року з R -років спостережень; концентрація j -ої ЗР у відповідний рік.

Потім за період до початку техногенного впливу на водойму (природний стан) за кожною j -ю ЗР розраховуються середньоарифметичні значення їх масових витрат:

$$\frac{m_i^j}{(m_p^j)_{\text{прир}}} = \frac{\sum_{j=1}^P m_i^j}{P}, \quad (4.26)$$

де P – кількість років природного стану водойми.

Бальна оцінка за кожною j -ю ЗР є відношенням масової витрати з першого року початку техногенного впливу на дану водойму до його середньоарифметичного значення у природному стані, тобто:

$$B_i^j = \frac{(m_i^j)_{\text{антропог}}}{(m_p^j)_{\text{природ}}}, \quad (4.27)$$

Інтегральна порівняльна бальна оцінка екологічного стану водойми для кожного року за період $(R-P)$ років її господарського використання визначається за формулою:

$$\overline{(B_i^{\text{водойм}})} = \frac{\sum_{j=1}^N B_i^j}{N}, \quad (4.28)$$

де N – кількість пріоритетних регіональних ЗР.

Графічна залежність $\overline{(B_i^{\text{водойм}})} = f(R - P)$ дозволяє наочно простежити етапи зміни вихідного стану водойми.

Запропонований підхід дозволяє прогнозувати зміни екологічного стану водойми та розробляти водоохоронні програми та направляти їх на першочергові заходи, а в подальшому, за результатами повторного моніторингу, проводити коригування програм.

Висновки до розділу 4

1. Запропоновано визначати величину гранично-допустимого техногенного навантаження на поверхневі водні об'єкти шляхом розрахунку їх максимальної асиміляційної здатності, тому що дана величина визначає стійке функціонування природних екологічних систем. Особливо враховуючи той факт, що розділити надходження ЗР і самоочищення по конкретним речовинам і їх сукупності, в цей час практично неможливо [96], [97].

2. Доведено, що найбільш ефективно, підходити до оцінки стану водних об'єктів і водозборів з позиції, яка ґрунтується на довгострокових і короткострокових цільових показниках (ДЦП і КЦП) стану поверхневого водного об'єкта [168].

3. Для аналізу водно-екологічної обстановки на водозборі і, як індикатора, в самому поверхневому водному об'єкті, пропонується використовувати в якості показника екологічного стану водозбору і поверхневого водного об'єкта модуль трансформації ЗР в межах ділянок і в цілому по басейну, оскільки він являє собою питому величину, що

погоджує забруднення і самоочищення, що відбувається, як на водозборі, так і в самому поверхневому водному об'єкті [298].

4. На підставі запропонованого показника екологічного стану водозбору і поверхневого водного об'єкта запропонована методика порівняльної оцінки якості вод басейнів водотоків (зовнішня завдання); ділянок водотоків (внутрішня задача) і вод водойм. Запропонований підхід дозволяє спрогнозувати зміну екологічного стану поверхневого водного об'єкта і розробляти водоохоронні програми, які будуть направлені на першочергові заходи, а в подальшому, за результатами моніторингу, проводити коректування програм по стабілізації і подальшого відновлення поверхневих водних об'єктів [177].

РОЗДІЛ 5

АЛГОРИТМ РОЗРОБКИ ПРОГРАМ ДЛЯ ПЛАНУ УПРАВЛІННЯ РІЧКОВИМ БАСЕЙНОМ В УМОВАХ БАСЕЙНОВОГО УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ

Нормативи допустимого впливу на поверхневі водні об'єкти розробляються і затверджуються для кожного водного об'єкта за басейновим принципом, по адміністративних одиницях і ділянках.

Основна ціль нормування по відношенню до природних поверхневих водних об'єктів, як це було зазначено в розділі 3, – запобігання подальшому забрудненню поверхневих водних об'єктів, стабілізація їх гідрохімічного режиму на існуючому рівні й повернення з техногенного до природно-техногенного (в оптимальному варіанті – до природного) стану і повинно проводитися на регіональному рівні в межах басейнів і адміністративних утворень.

Нормування якості природних поверхневих вод має вирішувати не проблему управління водою як природним ресурсом, а проблему управління техногенною діяльністю людини, що змінює природну якість цього ресурсу.

Найголовніший принцип, покладений в основу призначення нормативів НДВ, – це облік потрійного характеру даного нормативу, при призначенні якого слід керуватися:

По-перше – кількісними показниками надходження ЗР у поверхневий водний об'єкт, з урахуванням самоочищення в ньому за одиницю часу (мг/с; кг/рік і т.п.) по басейнах поверхневого водного об'єкта або його ділянки.

По-друге – ступенем соціальних наслідків, які може спричинити надмірний вміст ЗР у поверхневому водному об'єкті з точки зору використання води на потреби населення і економіки.

По-третє – обсягом фінансових коштів, які можуть бути вкладені з

бюджетів всіх рівнів в заходи по скороченню надходження ЗР у поверхневий водний об'єкт і поліпшенню його екологічного стану та якості води.

Таким чином, нормативи НДВ, що встановлюються, повинні носити техніко-соціально-економічний характер, що забезпечить:

- рівність у прогностичній оцінці якості вод різних поверхневих водних басейнів та їх ділянок, розташованих на території України;

- реалізацію соціальної рівності населення в можливостях використання води для особистих і виробничих потреб;

- рівномірне і найбільш ефективно вкладення коштів у заходи щодо поліпшення якості природних вод.

Крім того, при призначенні НДВ слід передбачати:

- районування території України для цілей управління якістю поверхневих водних об'єктів;

- безперервний моніторинг якості поверхневих водних об'єктів, визначення природної складової надходження ЗР у поверхневі водні об'єкти і регулярне коригування нормативів НДВ за результатами моніторингу;

- розподіл коштів на реалізацію заходів щодо підвищення якості вод на підставі показника існуючого стану, при цьому порушення пріоритетності при фінансуванні заходів за рахунок державних і місцевих бюджетів не допускається;

- пропорційність виділення коштів на заходи з підвищення екологічної якості вод з урахуванням надходження ЗР у поверхневий водний об'єкт, що склалася на цей час.

5.1 Районування території України для цілей прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів у межах річкових басейнів

В основу районування території України для цілей прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів покладено методи порівняльної бальної оцінки за пріоритетними регіональними ЗР, які докладно описані в розділі 4. Сутність районування поверхневих водних об'єктів різного порядку проводиться, як по їх басейнах, так і по адміністративних утвореннях і являється у вигляді матриці формату «басейн – адміністративна одиниця». Алгоритм ранжування такий.

1) На першому етапі розглядається територія держави і водотоки першого порядку розбиваються по басейнах.

2) В межах кожного басейну по всіх k -х водотоках по замикаючому створу розраховується інтегральна порівняльна бальна оцінка якості води за обраним переліком пріоритетних регіональних ЗР.

3) Проводиться ранжування всіх k -их водотоках по басейнах в межах держави за надходженням ЗР; виявляються з усього переліку ті ЗР або їх з'єднання, які мають максимальну масову витрату, і можливі джерела їх надходження; визначається пріоритетність вкладення коштів у конкретні поверхневі водні об'єкти з підвищення їх якості, з метою досягнення максимального екологічного ефекту в цілому по державі.

4) На другому етапі кожен k -й поверхневий водний об'єкт першого порядку в межах своєї водозбірної площі розбивається на ділянки по адміністративних утвореннях.

5) Розраховується інтегральна порівняльна бальна оцінка існуючого стану розглянутого басейну k -го водотоку по ділянкам в межах кожної z -ї області.

6) Проводиться ранжування всіх виділених ділянок у межах кожної z -ї області за надходженням ЗР з їх водозбірної площі.

7) На заключному етапі здійснюється ранжування по всіх розглянутих ділянках басейнів k -х водотоків у межах z -ї області за надходженням ЗР в цілому по території держави.

Пропонована методика районування території України дозволяє:

- по-перше, ранжувати всі розглянуті ділянки водотоків за максимальним надходженням ЗР;
- по-друге, виявити можливі джерела їх надходження;
- по-третє, визначити пріоритетність вкладення коштів у конкретні поверхневі водні об'єкти з розробки водоохоронних програм і подальшої їх реалізації по стабілізації існуючого екологічного стану і подальшому підвищенню їх якості з метою досягнення максимального екологічного ефекту в цілому по території України.

5.2 Призначення нормативів НДВ на поверхневі водні об'єкти та їх водозбори в межах басейнового управління

Наступним етапом і, можливо, одним з основних у підготовці пропонованого методичного комплексу НДВ для цілей прогнозування зміни екологічного стану поверхневих водних об'єктів, є розробка програми водоохоронних заходів.

Основне завдання розрахунку нормативів НДВ полягає в необхідності нормування не складу вод природних поверхневих водних об'єктів, а техногенної діяльності на їх водозборах, а також тієї частини водних ресурсів, яка використовується для тих чи інших цілей водокористування. Кінцевим результатом нормативів НДВ є отримання даних, що характеризують досліджуване явище в майбутньому, коли будуть реалізовуватися плановані заходи.

Призначення нормативів НДВ на поверхневі водні об'єкти та їх водозбори проводиться на підставі фактичного стану поверхневого водного об'єкта, яке, як це було зазначено в розділі 4, визначається

показником існуючого стану, що розраховується з використанням пріоритетних регіональних ЗР.

Сучасний фактичний стан поверхневого водного об'єкта і відхилення його від природного залежить від величезної кількості чинників. До того ж, як це було зазначено вище, до цього часу по переважній більшості навіть достатньо великих поверхневих водних об'єктів є дуже обмежені в історичному масштабі рядів спостережень за хімічним складом вод (як правило, вже обтяжених техногенним впливом).

Тому немає сенсу сподіватися на розробку «еталона», до якого слід прагнути. Зазначений процес навряд чи вдасться на сучасному рівні ідеально спрогнозувати і можливий тільки «покроковий» підхід до нормування. Отже, передбачувані нормативи повинні мати тимчасовий характер і переглядатися у міру накопичення даних регулярного моніторингу.

Комплексність обліку ЗР реалізується у вигляді матриці «зміна збільшення мас ЗР – ділянки поверхневого водного об'єкта за довжиною» для водотоків, або «прирощення маси в порівнянні з вихідним станом – рік спостереження» – для водойм. Від достовірності вихідних даних і проведеної оцінки у значній мірі залежить перелік пропонованих водоохоронних заходів, прогноз зміни гідрохімічного режиму поверхневого водного об'єкта, а отже, й їх ефективність.

Розрахувати точну потребу у фінансових коштах, які можуть бути спрямовані на стабілізацію і подальше поліпшення екологічного стану поверхневого водного об'єкта, є достатньо складним процесом.

Поетапне ж відновлення поверхневого водного об'єкта у значній мірі визначається економічними можливостями водокористувачів і держави. Тому нормативи якості вод природних поверхневих водних об'єктів повинні розроблятися на регіональному рівні (на території басейнів і областей) на певний, відносно невеликий часовий період і в ув'язці з конкретними водоохоронними програмами. Інакше кажучи, вони не

можуть бути ідентичними в масштабах держави або планети, а мають базуватися на оцінці якості, властивій природним водам, і носити порівняльний характер.

Таким чином, основні принципи призначення нормативів НДВ наступні:

– перший – регіональність – для такої великої держави, як Україна, склад природних вод ніколи не був і не може бути абсолютно ідентичним. Він формується за басейновим принципом з урахуванням геоекологічних процесів (як природного, так і техногенного характеру), що відбуваються як на водозборі, так і в самому поверхневому водному об'єкті. Отже, нормативні показники повинні носити регіонально-басейновий характер;

– другий – тимчасовість – оскільки за переважною більшістю навіть дуже великих поверхневих водних об'єктів є дуже обмежені в історичному масштабі ряди спостережень за хімічним складом вод (як правило, вже схильних до техногенного впливу), то передбачувані нормативи матимуть тимчасовий характер і повинні переглядатися у міру накопичення даних регулярного моніторингу;

– третій – розробка програми водоохоронних заходів – для досягнення основної мети необхідне зменшення техногенного впливу на поверхневий водний об'єкт, тобто виконання ряду конкретних природоохоронних, організаційно-технічних заходів на водозборі. Заходи ці пов'язані з фінансовими вкладеннями. Отже, нормативи, що встановлюються, повинні бути нерозривно пов'язані з цільовими програмами, які враховують сучасну якість вод поверхневого водного об'єкта і планований рівень його поліпшення, пов'язаний з економічними можливостями регіону (басейну);

– четвертий – регулярний моніторинг і перегляд нормативів;

– п'ятий – ув'язка з наявністю фінансових коштів – обмеженість фінансових коштів на реалізацію водоохоронних програм вимагає такого підходу, який дозволяв би спрямовувати наявні кошти на першочергові

заходи.

У цих умовах найбільш ефективно застосовувати наступний підхід до розрахунку нормативів НДВ на поверхневі водні об'єкти:

– на першому етапі розрахункові нормативи НДВ носять тимчасовий характер, спрямовані на стабілізацію існуючого екологічного стану поверхневого водного об'єкта, який визначається показником існуючого стану. Вони не повинні суперечити діючим нормативам;

– одночасно розробляється перелік «програми водоохоронних заходів» щодо стабілізації та поетапного відновлення поверхневого водного об'єкта, а також орієнтовний необхідний рівень поліпшення його екологічного стану при реалізації намічених заходів і термін виконання програми (для умов БУВР);

– у процесі реалізації намічених заходів «Програми ...» на підставі безперервного моніторингу нормативи повинні періодично переглядатися з урахуванням знову накопичених даних фактичної зміни екологічного стану поверхневого водного об'єкта, а також досягнутого рівня в порівнянні з планованим. Ведуться спостереження щодо уточнення природного фону;

– на всіх наступних етапах вводяться нормативи, що посилюються в бік наближення до уточненого природного фону.

Відповідно до зазначеного підходу пропонується під тимчасовим нормативом НДВ на поверхневий водний об'єкт (його ділянку) за надходженням ЗР розуміти комплекс наступних показників:

1. Показник існуючого стану поверхневого водного об'єкта (ділянки) за надходженням ЗР – ПІС;

2. Орієнтовний необхідний рівень зниження техногенного впливу на поверхневий водний об'єкт (ділянку) за надходженням ЗР – ОНРЗ;

3. Програму водоохоронних заходів – ПВЗ;

4. Термін виконання програми ПЗЗ та досягнення орієнтовного рівня шкідливого впливу на поверхневий водний об'єкт (ділянку) – ТВП.

Реалізація програми повинна здійснюватися при постійному моніторингу стану поверхневого водного об'єкта, що дозволить оцінити ефективність пропонованих заходів, ступінь їх впливу на стан поверхневого водного об'єкта і зробити їх коригування на наступних етапах.

5.3 Прогнозування впливу техногенного навантаження на зміну екологічного стану поверхневого водного об'єкта (ділянку) в межах басейнового управління

Теоретичні дослідження і практичний досвід як вітчизняних, так і закордонних авторів показали, що навіть для досить великого поверхневого водного об'єкта ефективність прогнозних моделей якісного складу вод значною мірою визначається повнотою й адекватністю задання вихідної інформації. Традиційні методи прогнозування, розроблені для використання без сучасних інформаційно-обчислювальних засобів, як правило, є мало ефективними при вирішенні складних практичних завдань. Для кожного поверхневого водного об'єкта повинні створюватися їх гідродинамічні моделі, повністю адаптовані до їх особливостей. При цьому модель повинна відповідати наступним вимогам:

1. Модель перенесення повинна відображати основні закономірності поширення ЗР у поверхневих водних об'єктах.
2. Розрахунок трансформації ЗР повинен проводитися за відносно короткий час і при економному використанні необхідних ресурсів.
3. Повинні бути вказані методи ідентифікації параметрів моделі.
4. Точність результатів розрахунку повинна порівнюватися з точністю вихідних даних, а також із можливою точністю контролю процесу розсіювання ЗР у природних умовах.

При схематизації процесу адвективно-дифузійного переносу домішок необхідно враховувати основні визначальні чинники процесу

перенесення ЗР у розглянутому поверхневому водному об'єкті, характер водного режиму, його гідравлічні, морфологічні й гідрохімічні характеристики, умови випуску стічних вод, фактори та умови самоочищення поверхневого водного об'єкта. Тому побудова і реалізація єдиної уніфікованої моделі, що базується на сучасній системі збору та аналізу вихідної інформації, а також з урахуванням обмеженої потужності наявних обчислювальних засобів, на цей час є досить складною задачею.

Для прогнозування трансформації ЗР у поверхневих водних об'єктах використовується велика кількість різних моделей, спрямованих на вирішення наступних завдань:

- трансформації ЗР за довжиною водотоку;
- гідрологічного і гідрохімічного режимів поверхневого водного об'єкта;
- типів джерел забруднення;
- розмірів розрахункової області;
- повноти і точності заданих вихідних даних;
- необхідної, за умовами завдання, точності розрахунків і наявності обчислювальних засобів.

Розроблені на цей час математичні моделі, в залежності від виду рівняння, досліджуваної області та крайових умов для розрахунку поля концентрацій домішок, дозволяє отримати один з наступних методів рішення:

- точне аналітичне рішення, яке є дуже зручним для практики. Але навіть порівняно прості задачі стаціонарної адвекції-дифузії вирішити в явному вигляді досить складно. Труднощі зростають при переході до завдання нестационарної конвективної дифузії, й тому більшість практичних завдань вирішити точним аналітичним методом неможливо;
- наближені аналітичні методи, що дозволяють отримати рішення цілого ряду щодо простих завдань прогнозу якості води. Однак під час дослідження процесів адвективно-дифузійного переносу в природних

поверхневих водних об'єктах зі складною морфометрією при змінних граничних умовах цей потужний математичний апарат стає громіздким і втрачає свою головну перевагу – простоту і точність;

– метод гідравлічного моделювання широко застосовується при дослідженні процесів розбавлення стічних вод у поверхневих водних об'єктах. Істотним недоліком даного методу є складність і висока вартість гідравлічних моделей і самого експерименту, неможливість урахування всіх діючих у природі факторів, а в ряді випадків – неможливість досягнення динамічної подоби;

– чисельні методи, реалізовані з використанням сучасних ЕОМ, і дозволяють вирішувати найскладніші завдання, які не можна вирішити ні аналітично, ні методами гідравлічного моделювання.

До вказаних методів відносяться:

– одновимірні моделі руслових течій, основні труднощі при використанні одновимірних задач у застосуванні до річкових потоків полягають у складності знаходження коефіцієнта шорсткості (або коефіцієнта Шезі), чисельне значення якого задається «методом підбору» з великою похибкою. Для дослідження поширення консервативної домішки за течією ріки додатково вирішується рівняння переносу. Необхідно відзначити, що при вирішенні рівняння масопереносу, крім урахування температури і динамічних характеристик водотоків-приймачів, необхідно враховувати і взаємодію компонентів між собою;

– двовимірні (в горизонтальній площині) моделі дозволяють описати складніші процеси і розглядати ширший клас прикладних задач та реалізуються з використанням системи рівнянь «мілкої води»;

– двовимірні (у вертикальній площині) моделі;

– тривимірні моделі, які застосовуються в тому випадку, коли течію води у поверхневому водному об'єкті не можна вважати сталою і плавно мінливою. Для опису тривимірної картини течій використовують різні модифікації теорії «мілкої води», які дозволяють розраховувати

гідрохімічний режим водотоку в залежності від зміни швидкості течії потоку, температури, концентрації домішок та інших характеристик, як по його акваторії, так і по глибині.

Застосування чисельних методів на цей час обмежений з двох причин. По-перше, для використання цих методів потрібна значна кількість вихідних даних і великі обчислювальні засоби. По-друге, точність вихідних даних не дозволяє використовувати дуже потужні обчислювальні засоби, а у разі використання тільки усереднених по перетину потоку характеристик модель істотно втрачає свої переваги.

Ще більш складною є проблема оцінки вихідних параметрів моделей. Як правило, складні багатокomпонентні моделі більш чутливі до точності задання вихідних параметрів, ніж більш прості. Досить адекватне задання параметрів таких моделей в загальному випадку є можливим на основі багаторічних, детальних комплексних гідрохімічних, гідрологічних і гідробіологічних спостережень.

Тому при створенні системи оперативного прогнозування та нормування техногенних навантажень, за досить обмеженого обсягу вихідної інформації, в першу чергу, гідрохімічного, гідробіологічного характеру, доцільно використовувати більш прості моделі.

Пропонується наступний підхід призначення орієнтовного необхідного рівня зниження техногенного впливу на поверхневий водний об'єкт (ділянку) за надходженням ЗР (ОНРЗ), який використовує просте рівняння матеріального балансу.

Розглянемо виділену ділянку річки, обмежену верхнім i -м і нижнім $(i+1)$ -м створами (рис. 5.1).

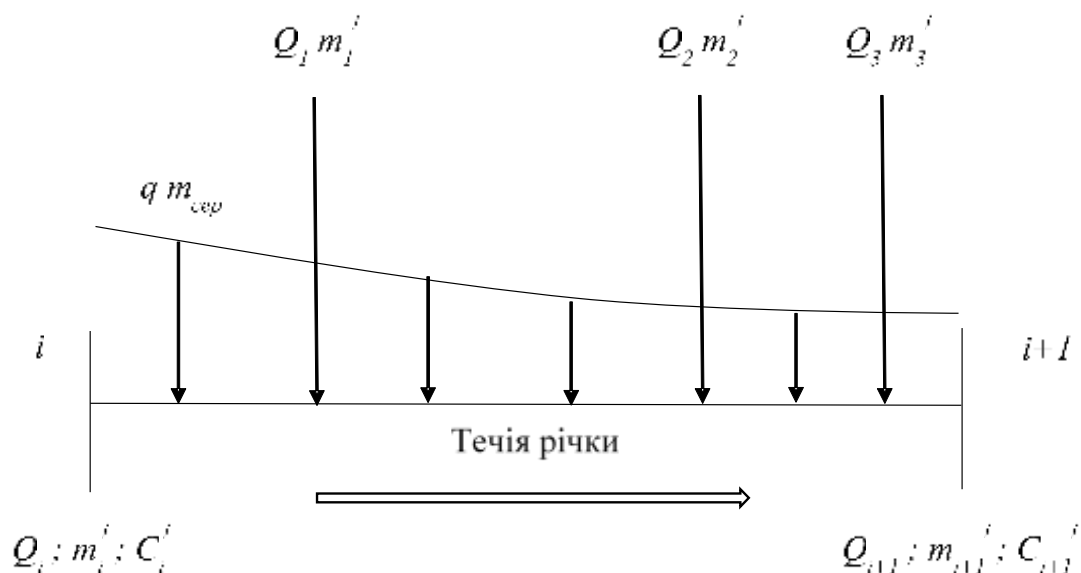


Рисунок 5.1 – Схема зміни витрат води в річці, масової витрати і концентрації j -тої ЗР, на ділянці річки від верхнього i -ого створу до нижнього $(i+1)$ -ого створу

Витрата води в нижньому створі складається із транзитних витрат, що протікають через верхній створ (Q_i), і що сформувався з витрат у межах виділеної ділянки як за рахунок зосередженого, так і дифузійного стоків ($\Delta Q_{np}^{i+1,i}$). Отже, витрату води в нижньому створі можна розрахувати як:

$$Q_{i+1} = \Delta Q_i + \Delta Q_{np}^{i+1,i}, \text{ при цьому } \Delta Q_{np}^{i+1,i} = \Delta Q_{i+1,i} = Q_{i+1} - Q_i.$$

В межах виділеної ділянки річки трансформація вмісту j -ї ЗР у воді відбувається за рахунок ряду процесів.

По-перше, за рахунок надходження додаткової кількості ЗР із зосередженим ($m_1^j; m_2^j; m_3^j$) і дифузійним ($m_{i+1,i}^{j(диф)} = q \cdot m_{i+1,i}^{j(сер)}$) стоками з водозбору і його розведення через збільшення витрат з огляду на зосереджений ($Q_1; Q_2; Q_3$) і дифузійний (q) стоки, в тому числі й підземний.

По-друге, у природних поверхневих водних об'єктах процеси зміни вмісту ЗР не обмежуються «механічним» надходженням і розведенням. В руслі річки між виділеними верхнім i -м і нижнім $(i+1)$ -м створами (рис.

5.1) безперервно відбуваються складні природні процеси. До таких можна віднести процеси хімічної, біологічної, фізико-хімічної та ін. природи (хімічні реакції, поглинання і виділення інгредієнтів біотою, ґрунтами, адсорбція, абсорбція, десорбція і багато інших). Всі вони призводять до трансформації ЗР.

Розглянемо масову витрату ЗР у нижньому створі (m_{i+1}^j) через подібну у верхньому (m_i^j). Самоочисну здатність водного об'єкта через ($m_{i+1,i}^j$). Надходження ЗР у межах виділеної ділянки (дифузійне, з точковими стоками) через ($m_{i+1,i}^j$ (зос) = $\sum_{n=1}^N Q_n \cdot C_n^j$, де N – кількість зосереджених приток), тобто $m_{i+1,i}^j$ (ност) = $m_{i+1,i}^j$ (зос) + $m_{i+1,i}^j$ (дф) :

$$m_{i+1}^j = m_i^j + m_{i+1,i}^j$$
 (надх) - $m_{i+1,i}^j$ (ко) . (5.1)

Якщо врахувати, що $\Delta m_{i+1,i}^j = m_{i+1,i}^j$ (надх) - $m_{i+1,i}^j$ (ко), тоді рівняння (5.1) можна переписати:

$$\Delta m_{i+1,i}^j = m_{i+1,i}^j$$
 (надх) - $m_{i+1,i}^j$ (ко) . (5.2)

Вирішити рівняння (5.2) досить складно, оскільки розділити надходження даної ЗР у межах виділеної ділянки, а так само її самоочищення є неможливим. У той же час, як це було зазначено вище, формування якісного складу води безпосередньо в поверхневому водному об'єкті відбувається під дією двох взаємозалежних процесів. Перший з яких – це процес «чистого «механічного» розведення» ЗР. Другий – це трансформація гідрохімічного режиму під дією природних процесів (хімічні, біологічні, фізико-хімічні та ін. природи).

Розглянемо окремий випадок зміни якісного складу водотоків,

оснований на їх асиміляційній здатності й який найбільш часто застосовують у практиці гідрохімічних розрахунків, – це випадок так званого «чистого розведення». Для нього характерні такі умови:

1. Зміна концентрацій ЗР відбувається тільки за рахунок їх надходження і подальшого розведення в межах виділеної ділянки, тобто

$$\Delta C_{i+1,i}^j = \Delta C_{i+1,i(\text{чрз})}^j = C_{i+1}^j - C_i^j = C_{i+1,i(\text{чрз})}^j - C_i^j.$$

2. Зміни мас ЗР і, як наслідок, їх концентрацій за рахунок процесів всередині водойми (самоочищення, надходження з донних відкладень, гідробіологічних процесів і т.д.). Оскільки зміна їх мас у руслі річки в межах виділеної ділянки не відбувається, то: $\Delta m_{i+1}^j = m_i^j + \Delta m_{i+1,i(\text{чрз})}^j$.

3. Витрата в нижньому створі складається із транзитної витрати, що входить у верхній створ (Q), і витрат вхідних у межах розглянутої ділянки ($\Delta Q_{i+1,i(\text{нр})}$), тобто ($\Delta Q_{i+1} = \Delta Q_{i+1,i} + Q_i$).

Отже, рівняння для розрахунку концентрації j -ї ЗР у нижньому ($i+1$)-му створі для умов «чистого розведення» може бути записане в наступному вигляді:

$$C_{i+1}^j = \frac{m_{i+1}^j}{Q_{i+1}} = \frac{m_i^j + \Delta m_{i+1,i(\text{чрз})}^j}{Q_{i+1}}, \quad (5.3)$$

а приріст концентрацій цієї ж речовини між розглянутими створами, що являє собою різницю концентрацій в нижньому ($i+1$)-му (C_{i+1}^j) і в верхньому (i -му) створах (C_i^j), або: $\Delta C_{i+1,i}^j = C_{i+1}^j - C_i^j$, дорівнюватиме:

$$\Delta C_{i+1,i}^j = C_{i+1}^j - C_i^j = \frac{m_i^j + \Delta m_{i+1,i(\text{чрз})}^j}{Q_{i+1}} - C_i^j. \quad (5.4)$$

Після деяких перетворень рівняння (5.4) отримуємо рівняння:

$$\Delta C_{i,i+1}^j = \frac{1}{Q_{i+1}} \cdot \Delta m_{i+1,i}^j - (C_i^j) \cdot \left(1 - \frac{Q_i}{Q_{i+1}}\right), \quad (5.5)$$

яке й описує трансформацію розглянутої ЗР у випадку «чистого розведення».

В рівняння (5.5) вводимо позначення $d_{i+1,i}^j = \frac{1}{Q_{i+1}}$, яке дозволяє дійти висновку, що воно не залежить від виду ЗР і є зворотно пропорційним величині витрати водотоку в замикаючому $(i+1)$ -му створі. Та додатково – $f_{i+1,s}^j = \frac{m_i^j \cdot Q_{i+1} - m_i^j \cdot Q_i}{Q_i \cdot Q_{i+1}} = (C_i^j) \cdot \left(1 - \frac{Q_i}{Q_{i+1}}\right)$, то рівняння (5.5) може бути перетворене до лінійного вигляду:

$$\Delta C_{i,i+1}^j = d_{i+1,i}^j \cdot \Delta m_{i+1,i}^j - f_{i+1,i}^j. \quad (5.6)$$

Отже, аналізуючи рівняння (5.6), можна дійти висновку, що чисельне значення кутового коефіцієнта ($d_{i+1,i}^j$) не залежить від виду ЗР, тому що являє собою зворотну величину витрати водотоку в замикаючому $(i+1)$ -му створі, тобто $d_{i+1,i}^j = \frac{1}{Q_{i+1}}$.

Слід також відзначити, що якщо для умов «чистого розведення» в межах виділеної ділянки притікаючі витрати відсутні, тобто $\Delta Q_{i+1,i} = 0$, втрати води на випаровування і всмоктування не великі. Враховуючи це твердження, можна прийняти припущення про сталість витрати водотоку, тобто $Q_i = Q_{i+1} + Q_{const}$, і, як наслідок, збільшення витрат в даному випадку дорівнюватиме нулю. Це дає змогу дійти висновку, що прирощення масової витрати і концентрації в межах ділянки, що аналізується дорівнюють нулю. Тобто $\Delta m_{i+1,i}^j = 0$ і $\Delta C_{i+1,i}^j = 0$, і лінійна залежність ($\Delta C_{i+1,i}^j = f(\Delta m_{i+1,i}^j)$), що описує «чисте розведення», буде проходити

через початок координат.

Розглянемо реальний водний об'єкт, для якого процеси самоочищення і надходження в самому руслі є нероздільними. І ті, й інші практично завжди наявні. Причому чисельні значення зазначених величин, за винятком самоочищення, яке може бути рівним нулю (природні процеси хімічної, біологічної, фізико-хімічної та ін. природи практично відсутні), або позитивним (самоочищення переважає над надходженням ЗР), можуть бути як позитивними, так і негативними.

Отже, в реальних умовах трансформація ЗР або сполук відбувається як за рахунок «чистого розведення», так і природних процесів у поверхневих водних об'єктах, і приріст масових витрати дорівнюватиме їх сумі, тобто $\Delta m_{i+1,i}^j(\text{дн}) = \Delta m_{i+1,i}^j(\text{чпз}) + \Delta m_{i+1,i}^j(\text{ен})$.

Фактичний баланс всіх процесів для реальних умов описується рівнянням:

$$\begin{aligned} \Delta m_{i+1,i}^j &= (\Delta m_{i+1,i}^j) - (\Delta m_{i+1,i}^j)_{\text{уч}} = \\ &= (Q_i \cdot \Delta C_{i+1,i}^j + \Delta Q_{i+1,i} \cdot \Delta C_{i+1,i} - Q_i \cdot C_i^j) - (\Delta m_{i+1,i}^j)_{\text{уч}} \end{aligned} \quad (5.7)$$

Чисельне значення $\Delta m_{i+1,i}^j$ в рівнянні (5.7) являє собою дійсний приріст масової витрати розглянутої j -ї ЗР у межах виділеної ділянки водотоку.

Використовуючи дані ретроспективного аналізу екологічного стану Дніпра як реального поверхневого водного об'єкта, було проведено їх математичну обробку. Проведене моделювання процесів зміни концентрації ЗР дає можливість стверджувати, що в реальних умовах залежність збільшення дійсної концентрації j -ї ЗР ($\Delta C_{i+1,i}^j(\text{дн})$) від збільшення їх мас ($\Delta m_{i+1,i}^j(\text{дн})$) в межах ділянок водотоку, обмежених існуючими стаціонарними створами, описується лінійним рівнянням виду:

$$\Delta C_{i+1,i(\partial n)}^j = \Delta m_{i+1,i(\partial n)}^j \cdot \alpha_{i+1,i}^j - \beta_{i+1,i}^j, \quad (5.8)$$

де $m_{i+1,i(\partial n)}^j$, $m_{i(\partial n)}^j$, $C_{i+1,i(\partial n)}^j$ і $C_{i(\partial n)}^j$ – відповідно дійсні маси і концентрації j -ї ЗР у верхньому і нижньому створах водотоку. Відповідно $\alpha_{i+1,i}^j$ і $\beta_{i+1,i}^j$ – значення кутового коефіцієнта і вільного члена для цієї ж речовини. Чисельні значення показників для розглянутих ділянок водотоку в цілому та для різних водотоків – не однакові. Вони враховують як історично сформовані умови формування кількісних і якісних показників, так і унікальність басейну, в межах якого відбувається їх формування.

Рівняння (5.8) дозволяє розрахувати масові витрати j -ї ЗР або її концентрацію в будь-якому створі. Додатково за його допомогою можна проводити моделювання зміни збільшення як масової витрати ЗР, так і її концентрації в межах виділеної, а також на нижчих ділянках, при розробці водоохоронних програм. На основі ж водоохоронних програм можна розподіляти плановані нормативи НДВ між водокористувачами, розташованими в межах цієї ділянки.

Відомо, що ЗР поділяються на консервативні й неконсервативні. Комплексної оцінки ступеня забрудненості поверхневих вод за гідрохімічними показниками чіткого поділу речовин на консервативні й неконсервативні немає. Тому такий поділ слід багато в чому вважати умовним, оскільки в залежності від водності року, гідравлічного, термічного і гідрохімічного режимів «консервативність» або «неконсервативність» ЗР проявляється в різній мірі. В той же час, методика розробки НДВ передбачає при їх розрахунку застосовувати коефіцієнт неконсервативний, чисельне значення якого передбачено визначати на підставі даних натурних спостережень або за довідковими даними і перераховувати в залежності від температури води та швидкості течії. Через мізерну кількість або практично повну відсутність даних

визначити значення коефіцієнта неконсервативності тієї чи іншої ЗР, уточнити її довідкове значення часто не є можливим.

Пропонується наступний методичний підхід до визначення консервативності ЗР. Як приклад на рисунках 5.2 і 5.3 показані лінійні залежності, що описують трансформацію ЗР в руслі річки в межах виділеної ділянки водотоку між верхнім i -м і нижнім $(i+1)$ -м створами як для умов «чистого розведення» (лінія 1р – $\Delta C_{i+1,i}^j(\text{чрз}) = f(\Delta m_{i+1,i}^j)_{\text{чрз}}$), так і в природних поверхневих водних об'єктах, зміна якісного складу в яких відбувається за рахунок складних процесів (лінія 2 – $\Delta C_{i+1,i}^j(\text{дн}) = f(\Delta m_{i+1,i}^j)_{\text{дн}}$). На рисунку 5.2 ці залежності наведені для неконсервативних речовин (наприклад, для біогенів), а на рисунку 5.3 – для консервативних речовин (наприклад, для СПАР).

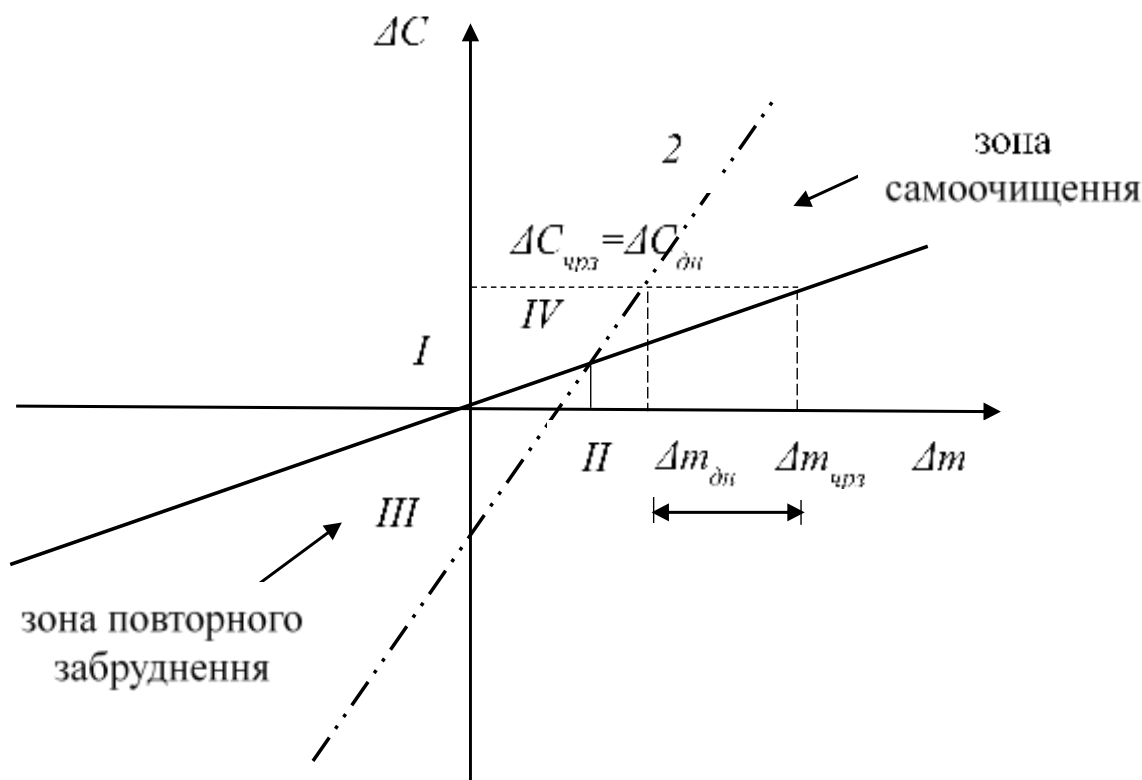


Рисунок 5.2 – Трансформація неконсервативних ЗР (біогенів)

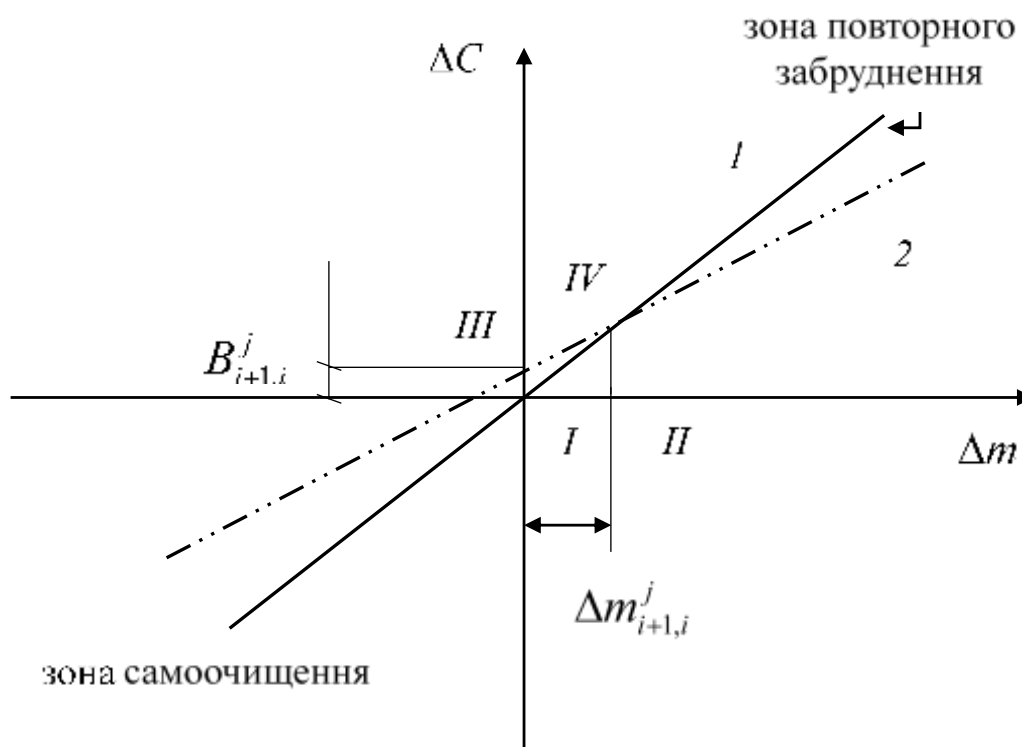


Рисунок 5.3 – Трансформація консервативної ЗР (СПАР)

Аналіз рис. 5.2 і 5.3 дозволяє виділити наступні характерні точки:

Для лінійної залежності 1 («чистого розведення») – це точка I, що проходить через початок координат: ($\Delta C_{i+1,i}^{j(\text{чрз})} = 0$ і $\Delta m_{i+1,i}^{j(\text{чрз})} = 0$).

Для лінійної залежності 2 (реальний поверхневий водний об'єкт) – це точка II (при $\Delta C_{i+1,i}^{j(\text{чрз})} = 0$) з координатами: $(\frac{b_{i+1,i}^j}{a_{i+1,i}^j}; 0)$ і точка III (при $\Delta m_{i+1,i}^{j(\text{дн})} = 0$), координати якої: $(0; b_{i+1,i}^j)$.

Точка IV – перетин двох лінійних залежностей, в якому «чисте розбавлення» відповідає трансформації j -ї ЗР у реальному водному об'єкті, отже, рівняння (5.8) і (5.6) можуть бути прирівняні, тобто:

$$\Delta m_{i+1,i}^{j(\text{чрз})} = \Delta m_{i+1,i}^{j(\text{дн})} \quad (5.9)$$

або

$$d_{i+1,i}^j \cdot \Delta m_{i+1,i}^j - r_{i+1,i}^j = \Delta m_{i+1,i}^j \cdot a_{i+1,i}^j - b_{i+1,i}^j \quad (5.10)$$

Координату цієї точки на осі абсцис можна знайти, якщо з рівняння (5.10) виразити приріст масової витрати:

$$\Delta m_{i+1,i}^j = \Delta m_{i+1,i}^j = \frac{b_{i+1,i}^j - r_{i+1,i}^j}{a_{i+1,i}^j - d_{i+1,i}^j} \quad (5.11)$$

Для розрахунку координати на осі ординат можна використовувати як рівняння (5.6), так і рівняння (5.8). Наприклад, якщо в рівняння (5.8) підставити рівняння (5.11), отримаємо:

$$\Delta C_{i+1,i}^j = \left(\frac{b_{i+1,i}^j - r_{i+1,i}^j}{a_{i+1,i}^j - d_{i+1,i}^j} \right) \cdot a_{i+1,i}^j - b_{i+1,i}^j \quad (5.12)$$

Отже, координати точки IV:

$$\left(\frac{b_{i+1,i}^j - r_{i+1,i}^j}{a_{i+1,i}^j - d_{i+1,i}^j} \right); \left(\frac{b_{i+1,i}^j - r_{i+1,i}^j}{a_{i+1,i}^j - d_{i+1,i}^j} \right) \cdot a_{i+1,i}^j - b_{i+1,i}^j .$$

Таким чином, можна констатувати, що:

1. Характерна точка II показує, що при виконанні даних умов у реальному поверхневому водному об'єкті приріст масової витрати розглянутої ЗР відбувається тільки за рахунок зміни витрати в межах виділеної ділянки; концентрація ж цієї речовини на даній ділянці залишається постійною.

2. Характерна точка III показує, що при виконанні даних умов у реальному поверхневому водному об'єкті приріст масової витрати розглянутої ЗР відбувається тільки за рахунок зміни її концентрації в межах виділеної ділянки, в той час як витрата на цій ділянці залишається постійною.

3. Характерна точка IV показує співвідношення між «чистим розведенням» і процесами всередині водойми, яке залежить від виду ЗР.

За рівних значень збільшення концентрацій $\Delta C_{i+1,i(\partial n)}^j = \Delta C_{i+1,i(\text{чрз})}^j$ для неконсервативних речовин, збільшення масової витрати для реального водного об'єкта ($\Delta m_{i+1,i(\partial n)}^j$) буде менше, ніж для умов «чистого розведення» ($\Delta m_{i+1,i(\text{чрз})}^j$). Тобто в реальному водному об'єкті зі збільшенням приросту концентрації посилюються природні процеси ($\Delta m_{i+1,i(\partial n)}^j$) (хімічні реакції, поглинання і виділення інгредієнтів біотою, ґрунтами, адсорбція, абсорбція, десорбція і багато інших).

Співвідношення збільшень концентрацій в реальному поверхневому водному об'єкті і для умов «чистого розведення», за умови рівного зниження приростів масової витрати, тобто $\Delta m_{i+1,i(\text{чрз})}^j = \Delta m_{i+1,i(\partial n)}^j$, можна знайти з рівняння:

$$\Delta C_{i+1,i(\partial n)}^j = \Delta C_{i+1,i(\text{чрз})}^j \left(\frac{\overline{Q}_{i+1} (\Delta m_{i+1,i}^j - b_{i+1,i}^j)}{\Delta m_{i+1,i}^j - C_i^j \cdot \Delta Q_{i+1,i}} \right). \quad (5.13)$$

Таким чином, для неконсервативних ЗР за значення збільшення масових витрат меншого, ніж розраховані за рівнянням (5.13), в реальному поверхневому водному об'єкті активізуються процеси вторинного забруднення.

Це дозволяє дійти висновку, що існуюча на цей час практика за самоочисну здатність поверхневого водного об'єкта приймати в «запас» не завжди виправдана. Зокрема для неконсервативних ЗР слід очікувати збільшення надходження цих речовин за рахунок вторинного забруднення.

Для консервативних же речовин (рис. 5.3) співвідношення вищеописаних процесів виходять прямо протилежними. Якщо приріст концентрацій в реальному поверхневому водному об'єкті виходять більше,

ніж розраховані за формулою (5.12), то «чисте розведення» переважає над природними процесами і навпаки.

Отже, можна констатувати, що при розрахунку трансформації для неконсервативних ЗР слід враховувати природні процеси хімічної, біологічної, фізико-хімічної та ін. природи (хімічні реакції, поглинання і виділення інгредієнтів біотою, ґрунтами, адсорбція, абсорбція, десорбція і багато інших), тобто:

$$\Delta m_{i+1,i}^j(\partial n) = C_{i+1,i}^j(\text{надх}) \cdot Q_{i+1}(\text{надх}) \pm \Delta m_{i+1,i}^j(\text{вн}) \quad (5.14)$$

а для консервативних речовин розрахунки можна проводити як для умов «чистого розведення»:

$$\Delta m_{i+1,i}^j(\partial n) = C_{i+1,i}^j(\text{надх}) \cdot Q_{i+1}(\text{надх}) \cdot \quad (5.15)$$

Розглянемо окремий випадок трансформації j -ї ЗР, тобто точку IV – перетин двох лінійних залежностей, в якій «чисте розведення» відповідає процесам у реальному водному об'єкті. Якщо порівняти загальний вигляд рівнянь (5.6) і (5.8), то вони практично збігаються. Тоді результати розрахунків за цими рівняннями для розглянутого випадку за середньорічними даними так само повинні бути рівні:

$$\begin{cases} \Delta C_{\text{реал.річки}} = \Delta C_{\text{«чист» розв}} \\ \Delta m_{\text{реал.річки}} = \Delta m_{\text{«чист» розв}} \\ \Delta m_{i+1,i}^j(\text{вн}) \Rightarrow 0 \end{cases}$$

Виходячи з цього, робимо припущення. Якщо виконується умова: $\alpha_{i+1,i}^j - d_{i+1,i}^j(\text{чрз}) \approx \pm \delta_Q$, де δ_Q – похибка вимірювання витрати води у водотоці; та друга умова: $b_{i+1,i}^j - r_{i+1,i}^j(\text{чрз}) \approx \pm \sqrt{\delta_Q^2 + \delta_C^2}$, де δ_Q – похибка визначення

концентрації j -ї ЗР, то ЗР, яка витримує виконання цих умов, є консервативною, в іншому випадку – неконсервативною для конкретних умов ділянки водотоку.

Якщо для даного окремого випадку прирівняти рівняння (5.6) і (5.8):

$$a_i \Delta m_{i+1,i(\text{дн})}^j - b_{i+1,i} = d_{i+1,i(\text{чрз})}^j \cdot \Delta m_{i+1,i(\text{чрз})}^j - f_{i+1,i(\text{чрз})}^j, \quad (5.16)$$

то остаточно рівняння (5.15) можна записати:

$$\Delta m_{i+1,i(\text{дн})}^j = \Delta m_{i+1,i(\text{чрз})}^j = \frac{b_{i+1,i}^j - f_{i+1,i(\text{чрз})}^j}{a_{i+1,i}^j - d_{i+1,i(\text{чрз})}^j} \quad (5.17)$$

У рівнянні (5.17) усі величини відомі. Емпіричні значення кутового коефіцієнта ($a_{i+1,i}^j$) та вільного члена ($b_{i+1,i}^j$) для реального поверхневого водного об'єкта і розглянутої ЗР отримані на підставі математичної обробки багаторічних середньорічних даних гідрохімічних і гідрологічних спостережень. Чисельне значення вільного члена для випадку чистого «механічного» розведення розраховується за формулою:

$$r_{i+1,i(\text{чрз})}^j = C_i^j \left(1 - \frac{Q_i^j}{Q_{i+1}^j} \right), \text{ а кутового коефіцієнта: } d_{i+1,i(\text{чрз})}^j = \frac{1}{Q_{i+1}^j}.$$

Оцінка ступеня консервативності речовини може бути проведена, в першому наближенні, й за коефіцієнтом кореляції (R^2) експериментальної залежності (5.8). Для консервативних речовин R^2 значно нижче, ніж для неконсервативних.

Рівняння (5.7) для розрахунку приросту масової витрати будь-якої ЗР або сполуки в межах виділеної ділянки для випадку «чистого розведення» можна записати:

$$\Delta m_{i+1,i(\text{чрз})}^j = C_{i+1}^j \cdot Q_{i+1}^j - C_i^j \cdot Q_1^j = \frac{C_{i+1(\text{чрз})}^j + r_{i+1,i(\text{чрз})}^j}{d_{i+1,i(\text{чрз})}^j} \quad (5.18)$$

Рівняння (5.18) для реального поверхневого водного об'єкта можна записати в наступному вигляді:

$$\Delta m_{i+1,i(\text{чрз})}^j + \Delta m_{i+1,i(\text{ен})}^j = C_{i+1}^j \cdot Q_{i+1}^j - C_i^j \cdot Q_1^j = \frac{\Delta C_{i+1,i}^j + b_{i+1,i}^j}{a_{i+1,i}^j}. \quad (5.19)$$

На підставі вищевикладеного можна констатувати, що в реальному поверхневому водному об'єкті в залежності від водності року можуть спостерігатися такі характерні випадки:

1) Зі збільшенням надходження зміна вмісту тієї або іншої j -х ЗР відбувається тільки за рахунок переважання процесу її надходження зосередженим і дифузійним стоком з водозбору і його розведення через збільшення витрат з огляду на той же зосереджений і дифузійний стоки.

2) Зі зменшенням надходження процес «механічного» надходження і розведення знижується і починають переважати природні процеси у поверхневих водних об'єктах.

Залежно від освоєності водозбору і, як наслідок, техногенного впливу на поверхневий водний об'єкт, а так само регіональних природно-кліматичних умов трансформація його якісного складу може відбуватися за одним з наступних сценаріїв:

1. Екологічно сприятливий стан – самоочищення переважає над надходженням ЗР, яке спостерігається у поверхневому водному об'єкті у разі виконання однієї з наступних умов:

– природні процеси у поверхневому водному об'єкті переважають над «чистим розведенням» або навпаки;

– природні процеси у поверхневому водному об'єкті є порівнянними

з «чистим розведенням».

2. Деградація поверхневого водного об'єкта – надходження ЗР переважають над самоочищенням.

Таким чином, лінійні залежності «чистого розведення» і реального поверхневого водного об'єкта будуть взаємно пересічними лініями, як це показано на рисунку 5.4.

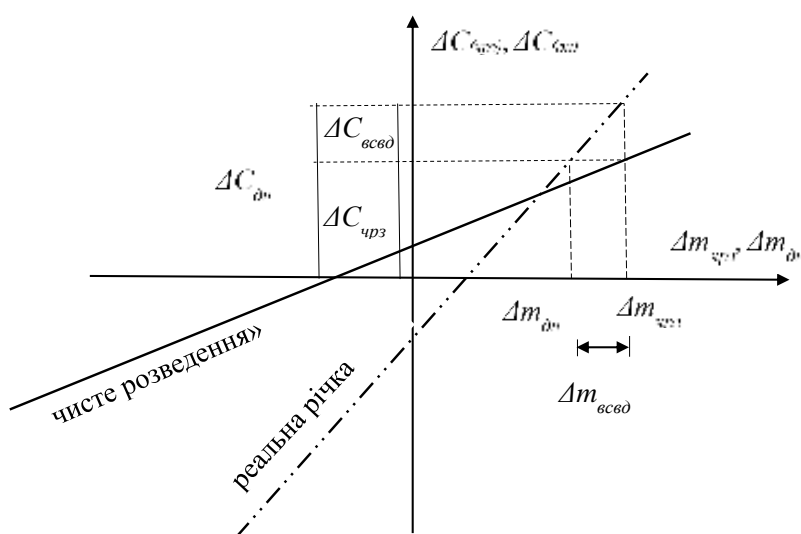


Рисунок 5.4 – Схема співвідношення зміни мас ЗР в руслі реальної річки і для випадку «чистого розведення»

Якщо знайти різницю між приростами витрат розглянутої j -ї ЗР для реального поверхневого водного об'єкта і для випадку «чистого розведення», то можна знайти зміну масової витрати цієї ЗР, що відбувається в руслі річки в межах виділеної ділянки за рахунок природних процесів, тобто:

$$\Delta m_{i+1,i(\text{рн})}^j = m_{i+1,i(\text{рн})}^j - m_{i+1,i(\text{чрз})}^j \quad (5.20)$$

Або, з урахуванням рівнянь (5.17) та (5.18):

$$\Delta m_{i+1,i(\text{чрз})}^j = \frac{C_{i+1}^j + b_{i+1,i}^j}{a_{i+1,i}^j} - \frac{\Delta C_{i+1(\text{чрз})}^j + r_{i+1,i(\text{чрз})}^j}{d_{i+1,i(\text{чрз})}^j} \quad (5.21)$$

Рівняння (5.21) за умови, що $\Delta C_{i+1}^j = \Delta C_{i+1,i(\text{чрз})}^j$, можна переписати як:

$$\Delta m_{i+1,i(\text{вн})}^j = \Delta C_{i+1}^j \left(\frac{1}{a_{i+1,i}^j} - \frac{1}{d_{i+1,i(\text{чрз})}^j} \right) + \frac{b_{i+1,i}^j}{a_{i+1,i}^j} - \frac{r_{i+1,i(\text{чрз})}^j}{d_{i+1,i(\text{чрз})}^j} \quad (5.22)$$

Необхідно відзначити, що значення кутових коефіцієнтів та вільних членів для всіх розглянутих j -х інгредієнтів ЗР або їх сполук розраховувалися на підставі середньорічних значень витрат водотоку, а також їх концентрацій, тобто \overline{C}_i^j та \overline{Q}_i де i – номер створу.

Аналіз рівняння (5.21) дозволяє зробити висновок, що зміна масової витрати j -ї ЗР, що відбувається в руслі річки в межах виділеної ділянки за рахунок різних процесів хімічної, біологічної, фізико-хімічної та ін. природи, може бути як позитивною, так і негативною величиною. Позитивне значення вказує на переважання природних процесів у поверхневих водних об'єктах, в той час як негативне – на переважання процесу «механічного» надходження та розведення.

Фактично $\Delta m_{i+1,i(\text{вн})}^j$ є відхиленням по осі збільшень масових витрат (рис. 5.4) лінії «чистого розведення», від лінії, що відображає процеси, що відбуваються в реальному поверхневому водному об'єкті за постійних значень ΔC_{i+1}^j .

Для оцінки існуючого стану поверхневого водного об'єкта пропонується використовувати поняття – модуль трансформації j -ї ЗР, що являє собою відношення приросту масової витрати ($\Delta m_{i+1,i}^j = m_{i+1}^j - m_i^j$) до площі виділеної ділянки водозбору ($f_{i+1}^j = f_{i+1} - f_i$), тобто $M_{i+1,i}^j = \frac{\Delta m_{i+1,i}^j}{f_{i+1,i}}$.

Висловимо з рівняння модуля трансформації j -ї ЗР (5.6) приріст масової витрати ($\Delta m_{i+1,i}^j = M_{i+1,i}^j \cdot f_{i+1,i}$) і, підставивши в рівняння (5.8), отримаємо:

$$\Delta C_{i+1,i}^j = a_{i+1,i}^j \cdot M_{i+1,i}^j \cdot f_{i+1,i} - b_{i+1,i}^j \cdot \quad (5.23)$$

Рівняння (5.22) пов'язує два взаємопов'язані процеси – формування гідрохімічного режиму водного об'єкта в межах виділеної ділянки і його трансформацію безпосередньо в самому водному об'єкті. Це дозволяє дійти такого висновку – приріст концентрації j -о ЗР ($\Delta C_{i+1,i}^j$) буде негативним (процеси самоочищення будуть переважати над надходженням) в наступних випадках: при $M_{i+1,i}^j > 0$ тільки якщо: $a_{i+1,i}^j = M_{i+1,i}^j \cdot f_{i+1,i} < b_{i+1,i}^j$ завжди при $M_{i+1,i}^j < 0$.

5.4. Орієнтовний необхідний рівень зниження шкідливого техногенного впливу на поверхневий водний об'єкт з метою зменшення в ньому вмісту шкідливих домішок

Якщо рівняння (5.9) перетворити $M_{i+1,i}^j = \frac{\Delta C_{i+1,i}^j}{a_{i+1,i}^j \cdot f_{i+1,i}} + \frac{b_{i+1,i}^j}{a_{i+1,i}^j \cdot f_{i+1,i}}$, то на основі обробки багаточисельних, досить тривалих рядів середньорічних спостережень можна переконатися, що другий член фактично буде існуючим (сучасним) регіональним «фоном» з даної ЗР. Що стосується першого члена, то він відображатиме процес трансформації інгредієнта, що розглядається, як у водотоці, так і в його водозборі. За значенням першого члена слід і призначати програму водоохоронних заходів (призначення ОНРЗ), виходячи з планової зміни модуля трансформації j -ї ЗР.

Розробка програм по стабілізації й подальшому поліпшенню

екологічного стану водних об'єктів вимагає значних технічних, матеріальних і тимчасових витрат. Завдання, пов'язані зі зниженням матеріальних витрат, стає особливо актуальним у процесі виконання цих програм, оскільки потрібно проводити безперервний моніторинг зміни гідрохімічного стану водотоку для подальшого коректування запроектованих водоохоронних заходів. У той же час відомо, що витрати (матеріальні й тимчасові) на визначення вмісту у водному об'єкті різних ЗР є неоднаковими. Тому пропонується наступний підхід щодо зниження цих витрат.

Призначення ОНРЗ для водного об'єкта направлене на стабілізацію його якісного складу на існуючому рівні, а в подальшому й на поліпшення і повернення до його природного стану. Припустимо, за рахунок проведення водоохоронних заходів надходження ЗР знижується і, як наслідок, концентрація j -ї ЗР по довжині водотоку зменшується, тобто виконується умова: $C_i^j > C_{i+1}^j$ (рис. 5.4). Тоді в будь-якому довільному створі ($L_i \leq L_x \leq L_{i+1}$), розташованому між існуючими стаціонарними, концентрація будь-якої ЗР може бути розрахована за формулою:

$$C_x^j = C_i^j \left(\frac{C_{i+1}^j}{C_i^j} \right)^{\frac{L_x - L_i}{L_{i+1} - L_i}}.$$
 Якщо довільно обраний створ збігається з вище розташованих, тобто $L_i = L_x$, тоді показник ступеня в ній перетворюється на нуль і $C_{x=L}^j = C_i^j$.

Крім того, як це було зазначено вище, для двох довільно вибраних ЗР на даній ділянці водотоку залежності збільшення концентрацій від масових витрат описуються лінійними рівняннями, як це показано на рис. 5.5.

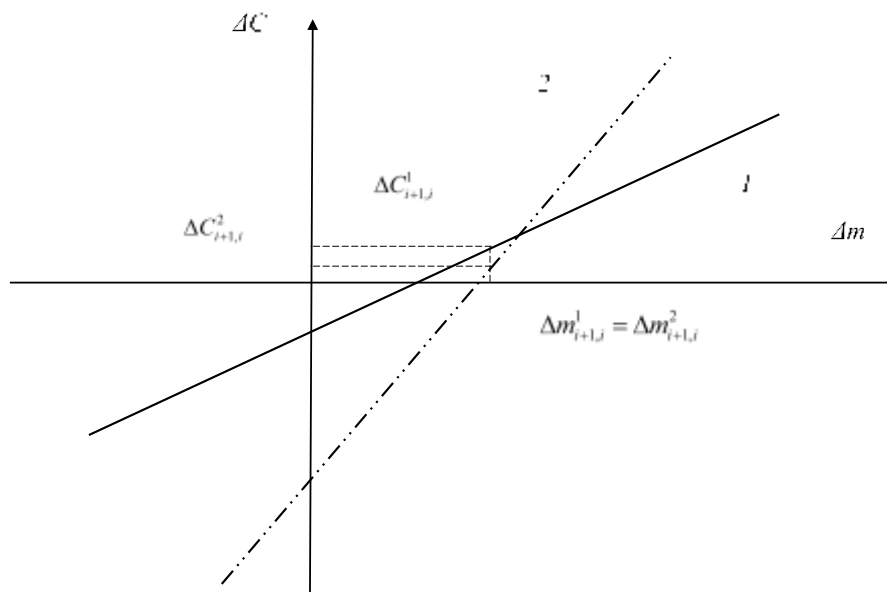


Рисунок 5.5 – Залежності збільшення концентрації від масової витрати для речовини 1 ($\Delta C_{i+1,i(\partial n)}^1 = \Delta m_{i+1,i(\partial n)}^1 \cdot a_{i+1,i}^1 - b_{i+1,i}^1$) і для речовини 2

$$(\Delta C_{i+1,i(\partial n)}^2 = \Delta m_{i+1,i(\partial n)}^2 \cdot a_{i+1,i}^2 - b_{i+1,i}^2)$$

Виберемо довільний відрізок на осі абсцис $\Delta m_{i+1,i} = \Delta m_{i+1,i}^1 = \Delta m_{i+1,i}^2$ (рис. 5.5) і проведемо нормаль до даної осі. Отримаємо для першої речовини ординату $\Delta C_{i+1,i}^1$, а для другої – $\Delta C_{i+1,i}^2$. Тоді в першому наближенні можна припустити наступне.

1) Якщо з першого рівняння виразити приріст масової витрати ЗР

$$\Delta_{i+1,i}^1 = \frac{1}{a_{i+1,i}^1} \cdot (\Delta C_{i+1,i}^1 - b_{i+1,i}^1) \text{ і підставити у друге, отримаємо:}$$

$$\Delta C_{i+1,i}^2 = \frac{a_{i+1,i}^2}{a_{i+1,i}^1} (\Delta C_{i+1,i}^1 - b_{i+1,i}^1) + b_{i+1,i}^2. \quad (5.24)$$

Як приклад наведемо використання рівняння (5.24) для розрахунку вмісту сульфатів у водотоці. На підставі обробки середньобагаторічних даних лінійна залежність для сульфатів на ділянці між 3 та 4-м постами на прикладі річки Дніпро матиме вигляд:

$$\Delta C_{\text{сульф}} = 0,022 \cdot \Delta m_{\text{сульф}} - 0,001,$$

а для хлоридів:

$$\Delta C_{\text{хлорид}} = 0,0143 \cdot \Delta m_{\text{хлорид}} - 0,033$$

З урахуванням вище проведених міркувань залежність вмісту сульфатів від вмісту хлоридів можна представити як:

$$\Delta C_{\text{сульф}} = 1,559 \cdot \Delta m_{\text{хлорид}} + 2,286$$

Рівняння (5.24) дозволяє в першому наближенні проводити розрахунок збільшення концентрації однієї ЗР за умови, що приріст концентрації іншої ЗР є відомим.

2) Якщо є середньо-багаторічні дані щодо змін збільшень концентрацій декількох ЗР, то залежність збільшення концентрації ($\Delta C_{i+1,i}^n$) будь-якої з них може бути виражена через аналогічні залежності інших:

$$\begin{aligned} \Delta C_{i+1,i}^n = & \frac{a_{i+1,i}^n}{(n-1) \cdot a_{i+1,i}^1} \cdot \Delta C_{i+1,i}^1 + \frac{a_{i+1,i}^n}{(n-1) \cdot a_{i+1,i}^2} \cdot \Delta C_{i+1,i}^2 + \dots + \frac{a_{i+1,i}^n}{(n-1) \cdot a_{i+1,i}^{n-1}} \cdot \Delta C_{i+1,i}^{n-1} + \\ & + \left[b_{i+1,i}^n - \frac{a_{i+1,i}^n}{(n-1)} \left(\frac{b_{i+1,i}^1}{a_{i+1,i}^1} + \frac{b_{i+1,i}^2}{a_{i+1,i}^2} + \dots + \frac{b_{i+1,i}^{n-1}}{a_{i+1,i}^{n-1}} \right) \right] \end{aligned} \quad (5.25)$$

або

$$\Delta C_{i+1,i}^n = \frac{a_{i+1,i}^n}{(n-1) \cdot a_{i+1,i}^1} \left[\frac{1}{a_{i+1,i}^1} (\Delta C_{i+1,i}^1 - b_{i+1,i}^1) + \frac{1}{a_{i+1,i}^2} (\Delta C_{i+1,i}^2 - b_{i+1,i}^2) + \dots + \frac{1}{a_{i+1,i}^{n-1}} (\Delta C_{i+1,i}^{n-1} - b_{i+1,i}^{n-1}) \right] + b_{i+1,i}^n$$

при $n \geq 2$

Наприклад, для розглянутої ділянки лінійна залежність для фосфатів має вигляд: $\Delta C_{\text{фосф}} = 0,019 \cdot \Delta m_{\text{фосф}} - 0,020$;

сульфатів: $\Delta C_{\text{сульф}} = 0,022 \cdot \Delta m_{\text{сульф}} - 0,001$;

хлоридів: $\Delta C_{\text{хлорид}} = 0,0143 \cdot \Delta m_{\text{хлорид}} - 0,033$.

Тоді залежність вмісту фосфатів від вмісту сульфатів буде мати вигляд:

$$\Delta C_{\text{фасф}} = 0,066 \cdot \Delta C_{\text{хлорид}} + 0,422 \Delta C_{\text{сульф}} - 0,017$$

Це дозволяє в будь-якому проміжному створі розрахувати трансформацію однієї з ЗР за даними для інших ЗР.

3) Залежність суми збільшень концентрацій декількох ЗР ($\sum_{n=1}^N \Delta C_{i+1,i}^n$) від їх складових ($\Delta C_{i+1,i}^1, \Delta C_{i+1,i}^2, \dots, \Delta C_{i+1,i}^n$) можна розраховувати за формулою (5.11), вважаючи, що ($\sum_{n=1}^N \Delta C_{i+1,i}^n = \Delta C_{i+1,i}^{n+1}$).

Таким чином, наведені залежності (5.23) та (5.24) в будь-якому довільному створі в першому наближенні дозволяють розрахувати збільшення концентрацій ЗР. Це дозволяє значно знизити матеріальні й часові витрати на визначення вмісту ЗР в порівнянні з традиційними методиками визначення.

Висновки до розділу 5

1. Доведено, що нормативи НДВ на поверхневі водні об'єкти повинні розроблятися і затверджуватися для кожного поверхневого водного об'єкта за басейновим принципом, по адміністративним одиницям і по ділянках [17], [278].

2. Для реалізації даного принципу запропонована методика районування території басейну, який базується на методах порівняльної бальної оцінки по пріоритетним регіональним ЗР. Сутність районування поверхневих водних об'єктів різного порядку проводиться, як по їх

басейнах, так і по областям і являється у вигляді матриці формату «басейн – адміністративна одиниця» [168], [298]-[303].

3. Визначено основні принципи призначення нормативів НДВ наступні: регіональність; тимчасовість; розробка програми водоохоронних заходів; регулярний моніторинг і перегляд нормативів та ув'язка з наявністю фінансових можливостей. Відповідно до даного підходу пропонується під тимчасовим нормативом НДВ на поверхневий водний об'єкт (його ділянку) по надходженню ЗР розуміти комплекс наступних показників: показник існуючого стану поверхневого водного об'єкта (ділянки) по надходженню ЗР – ППС; орієнтовний необхідний рівень зниження шкідливого впливу на поверхневий водний об'єкт (ділянку) по надходженню ЗР – ОНРЗ; програму водоохоронних заходів – ПВМ; термін виконання програми ПВМ та досягнення орієнтовного рівня техногенного впливу на поверхневий водний об'єкт (ділянку) – ТВП [97].

4. Визначено причиною, що обмежують проведення прогнозування зміни екологічного існуючого стану поверхневих водних об'єктів через застосування чисельних методів [267].

5. Запропоновано методикау призначення орієнтовного необхідного рівня зниження техногенного впливу на поверхневий водний об'єкт (ділянку) по надходженню ЗР – ОНРЗ [300].

6. Вперше на підставі математичної обробки тривалого ряду спостережень, як по гідрологічним, так і за гідрохімічними характеристиками поверхневого водного об'єкта для кожної ЗР, показано, що в реальних умовах залежність збільшення концентрацій j -тої ЗР ($\Delta C_{i+1,i(\partial n)}^j = C_{i+1,i(\partial n)}^j - C_{i(\partial n)}^j$) від збільшення мас цієї ж речовини ($\Delta m_{i+1,i(\partial n)}^j = m_{i+1,i(\partial n)}^j - m_{i(\partial n)}^j$) в межах ділянок водотоку, обмежених існуючими стаціонарними створами, описується в першому наближенні лінійним рівнянням [278], [280]-[301].

7. У першому наближенні запропонована методика оцінки міри консервативності ЗР, в т.ч. по коефіцієнту кореляції (R^2) експериментальної залежності [301].

8. Аналіз лінійних залежностей дозволив дійти висновку, що незалежно від виду ЗР, вони мають IV певні характерні точки:

Для лінійної залежності «чистого розведення» – це точка I проходить через початок координат: ($\Delta C_{i+1,i(\text{чрз})}^j = 0$ та $\Delta m_{i+1,i(\text{дн})}^j = 0$). Для лінійної залежності реального поверхневого водного об'єкта – це точка II (при $\Delta C_{i+1,i(\text{чрз})}^j = 0$) з координатами: $(\frac{b_{i+1,i}^j}{a_{i+1,i}^j}; 0)$ і точка III (при $\Delta m_{i+1,i(\text{дн})}^j = 0$),

координати якої: $(0; b_{i+1,i}^j)$. Точка IV – перетин двох лінійних залежностей в якій «чисте розведення» відповідає трансформації j -того ЗР в реальному поверхневому водному об'єкті.

9. Запропоновано залежності, які в першому наближенні в будь-якому довільному створі дозволяють розраховувати збільшення концентрацій деяких ЗР. Це дозволяє спрогнозувати зміну вмісту тих чи інших ЗР, в будь-який момент часу [280], [282].

РОЗДІЛ 6

РЕАЛІЗАЦІЯ ЗАПРОПОНОВАНОГО ПІДХОДУ В УМОВАХ БАСЕЙНОВОГО ПРИНЦИПУ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ (НА ПРИКЛАДІ БАСЕЙНУ РІЧКИ ДНІПРО)

До кінця ХХ століття практично всі поверхневі водні об'єкти почали відчувати значне техногенне навантаження за надходженням ЗР, внаслідок чого гідрохімічний режим природних вод зазнав значних змін, і багато поверхневих водних об'єктів із природного перейшли до природно-техногенного й техногенного стану.

Оскільки гідрохімічний режим поверхневих водних об'єктів визначає можливість використання вод для потреб економіки, господарсько-питних і комунально-побутових цілей населення, то, в кінцевому рахунку, якість вод поверхневих водних об'єктів багато в чому визначає успішний соціально-економічний розвиток, тобто конституційні права громадян на чисту воду і сприятливе екологічне середовище.

Згідно Конституції України водні ресурси є об'єктами права власності Українського народу. Від імені Українського народу права власника здійснюють органи державної влади та органи місцевого самоврядування в межах, визначених Конституцією.

Розробка угод і програм по комплексному використанню відновленню і охороні поверхневих водних об'єктів повинна здійснюватися на підставі даних моніторингу, який проводиться відповідними службами Державного агентства водних ресурсів України, науковими і проектними організаціями. Види, склад, періодичність спостережень, відбір проб визначаються відповідно до ПКМ України від 19 вересня 2018 р. № 758 «Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод» [3] з урахуванням вимог Водного кодексу України, Закону України «Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення» та Порядку розроблення плану управління річковим

басейном, затвердженого ПКМ України від 18 травня 2017 р. № 336 (Офіційний вісник України, 2017 р., № 43, ст. 1342), та інших нормативних документів.

З гідрології відомо [41], що формування кількісних і якісних показників поверхневого водного об'єкта відбувається під впливом багатofакторних процесів, що представляють собою результат дії великого числа подій, ступінь впливу кожної з яких у повній мірі оцінити не можна. Крім того, всі вони взаємозалежні і кожен з них, в свою чергу, зумовлений низкою діючих факторів.

З'ясувати закономірності, властиві сукупності явищ, які формуються як наслідок багатofакторних зв'язків, можна лише статистичними методами, використання яких заснована на тому, що характеристики явищ розглядаються як сукупність випадкових величин, що являються собою послідовність появи події, не пов'язаної з появою попередніх значень цієї ж величини.

Ця властивість випадкових явищ досить чітко проявляється в рядах гідрологічних величин і, отже, коливання стоку, будучи залежними від мінливості в часі великого числа факторів, закономірності яких точно не відомі, можуть вивчатися ймовірнісними методами за допомогою кривих розподілу випадкових величин.

Таким чином, якщо при розрахунку витрат в якості розрахункової забезпеченості прийняти 50 %, тобто середньорічну, значно зростає вірогідність розрахункових даних. Похибка розрахунків буде дорівнювати помилці розрахунків середньорічної витрати розрахункових років заданої забезпеченості.

З урахуванням вищесказаного, оцінку існуючого стану поверхневих водних об'єктів передбачається проводити з використанням методів математичної статистики, основаної на теорії ймовірності, за середньорічними багаторічними даними. Це дозволить:

По-перше, використовувати закон великих чисел, згідно з яким при

багатофакторному процесі, що характеризує випадкове однорідне явище, середній результат яких практично перестає бути випадковим і може бути прогнозований з високим ступенем достовірності.

По-друге, використовувати центральну граничну теорему теорії ймовірностей, згідно з якою явища (події), що виникають під дією суми або множення великого числа незалежних (слабо залежних) випадкових факторів, утворюють випадкову сукупність, яка підпорядковується певним статистичним законам.

Наприклад, для 5 % забезпеченості річні витрати, за сумою місячних витрат, мають забезпеченість 0,04 % (тобто повторюється 1 раз в 2500 років, тобто в 125 разів більше рідкісну) і перевищують річні витрати 5 % забезпеченості на 49 %. В даному випадку є ймовірність, що витрати води і, як наслідок, масові витрати ЗР і сполук за минулими сезонами року, розраховані за середньобогаторічними даними за місячними витратами, будуть завищені в порівнянні з дійсними.

Отже, розрахункові значення НДС також будуть завищеними. Криві забезпеченості дозволяють розраховувати річні витрати заданої забезпеченості, які, з урахуванням відносного розподілу реальних років, перераховуються в середні місячні витрати за формулою:

$$Q_{mp} = K_m Q_p = \frac{Q_m}{Q_{сер}} Q_p, \quad (6.1)$$

де Q_{mp} та Q_p – відповідно середні місячні та річні витрати розрахункових років забезпеченості p %; Q_m та $Q_{сер}$ – відповідно середні місячні й річні витрати характерних років, прийнятих в якості моделей; K_m – відносні значення місячних витрат характерних років-моделей.

В основі запропонованої методології лежить системний підхід, що враховує існуючу водогосподарську обстановку та тенденції її зміни,

дозволяє розробити план конкретних заходів для Басейнового управління водними ресурсами для досягнення по всіх елементах водогосподарської системи якісних екологічних та кількісних характеристик водних ресурсів на задані часові рівні, а також механізм реалізації цього плану.

Існуюча мережа стаціонарних постів ДАВР України за поверхневими водними об'єктами не завжди в повній мірі дозволяє здійснювати оцінку їх існуючого стану.

Наприклад р. Сож, площа водозбору якої становить 41,4, тис. км², із середньо-річним стоком 207 м³/с та довжиною водотоку 648 км, яка є водотоком басейну Дніпра, в цей час є всього один стаціонарний пост. Враховуючи, той факт, що річка є трансграничним водним об'єктом, отже, доцільним і необхідним є проведення і експедиційних обстежень.

6.1 Використання стаціонарних та експедиційних спостережень для планування управління не поєднаного річкового басейну

Відповідно до Порядку розроблення плану управління річковим басейном, затвердженого ПКМ України від 18 травня 2017 р. № 336, – план управління річковим басейном розробляється з метою досягнення екологічних цілей, визначених для кожного району річкового басейну, в установлені строки.

Стратегічною екологічною ціллю для всіх районів річкових басейнів є досягнення/підтримання «доброго» екологічного стану масивів поверхневих та підземних вод, а також «доброго» екологічного потенціалу штучних або істотно змінених масивів поверхневих вод.

Розроблення перших планів управління річковим басейном для кожного району річкового басейну здійснюється в період виконання Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року, затвердженої Законом України від 24 травня 2012 р. № 4836-VI.

Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України забезпечує проведення стратегічної екологічної оцінки проектів планів управління річковими басейнами відповідно до Протоколу про стратегічну екологічну оцінку до Конвенції про оцінку впливу на навколишнє середовище у транскордонному контексті, ратифікованого Законом України 1 липня 2015 р. № 562-VIII.

Перші плани управління річковими басейнами для кожного району річкового басейну подаються до Кабінету Міністрів України для затвердження не пізніше 1 серпня 2024 року.

Фінансування заходів щодо розроблення перших планів управління річковими басейнами для кожного району річкового басейну здійснюється за рахунок коштів державного бюджету, що передбачено Загальнодержавною цільовою програмою розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року, затвердженою Законом України від 24 травня 2012 р. № 4836-VI, в межах видатків, передбачених Державним бюджетом України на відповідний рік, а також інших джерел, не заборонених законодавством.

Фінансування заходів, передбачених у планах управління річковими басейнами, здійснюється за рахунок коштів державного і місцевих бюджетів, а також інших джерел, не заборонених законодавством.

На території України контроль за якістю водотоків та водойм (моніторинг річок та озер), дані яких повинні використовуватися під час розроблення планів управління річковим басейном, здійснює ДСНС України та ДАВР.

Аналіз даних моніторингу існуючої мережі постів Державного агентства водних ресурсів України показує, що в багатьох створах неодноразово спостерігається істотне перевищення ГДК ЗР.

При цьому докладної інвентаризації ДЗ не проводиться. У ряді випадків виявити причини надходження ЗР у поверхневі водні об'єкти через недостатню кількість мережі стаціонарних постів є неможливим.

Таким чином, на підставі даних моніторингу існуючої мережі постів Державного агентства водних ресурсів України важко в повному обсязі виконати рекомендації Порядку розроблення плану управління річковим басейном, а саме:

- оцінювати і порівнювати якість вод як у межах конкретних адміністративно-територіальних утворень, так і в межах природних водних басейнів та їх ділянок;

- ранжувати за ступенем внеску в загальне забруднення природних вод конкретних суббасейнів, адміністративних утворень і ділянок;

- виходячи з наявних та реальних джерел фінансування, планувати вкладення їх у заходи щодо поліпшення екологічного стану вод, які дадуть найбільший і найшвидший ефект;

- враховувати регіональні особливості формування якості вод і природне внесення ЗР, який знижувати недоцільно;

- планувати можливість використання вод водотоків і водойм на обраних ділянках для конкретних цілей;

- оптимізувати систему моніторингу якості вод природних поверхневих водних об'єктів;

- розраховувати НДВ на поверхневі водні об'єкти та їх ділянки ЗР, які можуть бути реально досягнуті;

- переглядати вищевказані нормативи на підставі оцінки змін якості вод, що вже сталися.

Для реалізації розроблення плану управління річковим басейном, з метою розширення і уточнення даних про якісний склад вод поверхневих водних об'єктів, розташованих у межах БУВР, необхідно провести їх експедиційне обстеження.

6.2 Дослідження якості води поверхневого водного об'єкта. Цілі й завдання

Для реалізації вищезазначеної задачі за безпосередньої участі автора було проведено обстеження водних ресурсів поверхневих джерел питного басейну Дніпра, в рамках виконання проект-гранту «Розробка та поширення науково обґрунтованих рекомендацій з організації басейнового принципу управління водними ресурсами поверхневих джерел питного водопостачання» (нетехнічний компонент проекту «Український інститут нетрадиційного газу») в період з 15 січня по 17 липня 2015 року.

Метою проекту було підвищення рівня екологічної безпеки питного водопостачання регіону за рахунок розробки, впровадження та поширення науково обґрунтованих рекомендацій басейнових принципів управління поверхневих джерел водопостачання задля надійного забезпечення якості питної води.

Проектом було передбачене вирішення наступних завдань:

- аналіз еколого-технологічних аспектів підготовки питної води та визначення причини погіршення екологічного стану природної води поверхневих джерел водопостачання в Україні;

- розробка методології формування басейнового принципу управління поверхневими джерелами водопостачання;

- розробка технічних рекомендацій щодо підвищення рівня екологічної безпеки питного водопостачання регіону при значному техногенному навантаженні на поверхневі джерела, з урахуванням їх незадовільного екологічного стану, за рахунок реалізації басейнового принципу управління водними ресурсами.

Основною метою експедиційного обстеження поверхневих водних об'єктів було одержання докладного гідрохімічного профілю за довжиною обстежуваних водотоків, виявлення основних джерел надходження ЗР, порівняльна оцінка якості вод у межах басейну річки та ділянок за

надходженням цих речовин і відстеження процесів «надходження – самоочищення» по ділянках поверхневого водного об'єкта.

Основні завдання експедиційного обстеження зводилися до наступного:

1. Докладне вивчення і опис стану басейну річки, включаючи господарську діяльність на водозборі, стан лісового фонду та ін.

2. Виявлення основних джерел надходження ЗР (зосереджених і дифузійних), що впливають на якісні характеристики водних ресурсів.

3. Обстеження населених пунктів, розташованих на водозбірній площі обстежуваної річки, особливо в межах водоохоронних зон та прибережних смуг, наявність огорож та скидів стічних вод.

4. Стан русел і берегів обстежуваної річки та основних приток.

5. Виявлення можливих причин забруднення вод, періодів року, в яке воно спостерігалось, фактів порушення водного законодавства, а також чи спостерігалися раніше прояви погіршення екологічної якості води шляхом опитування місцевих жителів та представників територіальних органів влади.

6. Збір пропозицій територіальних органів влади щодо поліпшення стану обстежуваної річки та її басейну.

7. Відбір проб і визначення гідрохімічних показників у заздалегідь намічених створах обстежуваної річки та їх основних приток.

8. Відбір проб для гідробіологічних аналізів у цих же створах.

Перелік пріоритетних ЗР, за якими в подальшому проводилися гідрохімічні аналізи, був складений на основі попереднього аналізу можливих характерних джерел забруднень, гідрохімічних даних Ізюмського комунально-виробничого водопровідно-каналізаційного підприємства.

Пункти відбору проб намічались виходячи з освоєності водозабору в господарському відношенні, на кордонах населених пунктів утворень.

Ув'язка визначених за результатами аналізів концентрацій ЗР із

витратами води проводилася на основі щодобових даних постів Ізюмського комунально-виробничого водопровідно-каналізаційного підприємства. Витрати у проміжних створах між постами визначалися шляхом інтерполяції з урахуванням часу добігання.

6.2.1 Дослідження якості води річки Дніпро

В Україні майже 80 % населення забезпечені питною водою з поверхневих джерел, зокрема, майже 75 % – із Дніпра. Дніпро – третя за розміром річка Європи (після Волги і Дунаю). Дніпро є транскордонним водотоком: 20 % басейну річки розташовано на території Російської Федерації, 23 % – Республіки Білорусь та 57 % – України. Річка Дніпро є основною водною артерією України, її водні ресурси становлять понад 60 % усіх водних ресурсів країни. Загальна площа басейну Дніпра – 504 тис. км², з них 286 тис. км² знаходиться у межах України у її найбільш розвиненій в економічному відношенні частині. Водами Дніпра живляться 80 % площ земель України через зрошувальні й обводнювальні системи.

Основними проблемами поверхневих вод басейну Дніпра на цей час є:

- велика засміченість берегів;
- забудова прибережних захисних смуг;
- погіршення стану гідротехнічних споруд, яке загрожує аваріями та забрудненням водойм;
- надмірне заростання акваторії водною рослинністю;
- відведення дощової каналізації практично без очищення;
- скид неочищених комунально-побутових стоків від помешкань, які не підключені до централізованої каналізації;
- послаблення державного контролю щодо правопорушень у сфері довкілля;
- неефективна система моніторингу водних об'єктів;

– недосконалість наявної системи державного управління у сфері використання, охорони і відновлення водних ресурсів, відсутність чіткого розмежування функцій;

– незастосування в повної мірі вітчизняних наукових інновацій у сфері біохімії.

Оцінку якості води проводили з урахуванням показників: БСК₅ і O₂ як обов'язкових, а інших – за найбільшими відношеннями до ГДК зі списку: SO₄²⁻, Cl⁻, ХСК, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, Fe загальний, Mn²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺, Cr⁶⁺, Ni²⁺, Al³⁺, Pb²⁺, Hg²⁺, As³⁺, НП, СПАР. Визначення зміни якості води Дніпра проводили з урахуванням зміни вмісту нормованих показників: суми аніонів (NO₂⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻, Cl⁻), з перерахунком у молярну масу, з метою нівелювання різниці між масою різного атомарного складу аніонів; розчиненого кисню у воді; біохімічного споживання кисню (БСК₅); фосфатів PO₄³⁻ нітритів, нітратів, а також амонію NH₄⁺.

Оцінку зміни складу води поверхневого джерела проводили шляхом ретроспективного аналізу даних моніторингу та екологічної оцінки водних ресурсів України ДАВР України за період із січня 2010 року по січень 2019 року.

Ретроспективний аналіз якісного стану води було проведено за даними проб контрольного забору води р. Дніпро в межах Басейнового управління водними ресурсами по 14 постах (рис. 6.1):

– пост 1: р. Сож, 32 км, с. Ст. Яриловичі, Ріпкинського р-ну (кордон із Білоруссю);

– пост 2: р. Дніпро, 1116 км, с. Кам'янка, нижче села, Ріпкинського р-ну (кордон з Білоруссю));

– пост 3: р. Уж, 15 км, с. Черевач, питний в/з м. Чорнобиль;

– пост 4: р. Дніпро, 897 км, м. Вишгород, н/б Київської ГЕС, питний в/з м. Київ;

– пост 5: р. Дніпро, 833 км, м. Українка, нижче міста, вище в/з водоводу Біла Церква-Умань;

- пост 6: р. Дніпро, 678 км, с. Сокірне, питний в/з м. Черкаси;
- пост 7: р. Дніпро, 580 км, с. Власівка, лівий берег, питний в/з м. Кременчук;
- пост 8: р. Дніпро, 462 км, смт. Аули, питний в/з м. Дніпро та м. Кам'янське);
- пост 9: р. Дніпро, 404 км, м. Дніпро, ВП «ПдТЭС» ПАТ «ДТЕК Дніпроенерго», питний в/з;
- пост 10: р. Дніпро, 312 км, м. Запоріжжя, ГНС Запорізької ЗС;
- пост 11: р. Дніпро, 253 км, м. Енергодар, вплив Запорізької АЕС;
- пост 12: р. Дніпро, 160 км, смт. Велика Лепетиха, Рубанівська ЗС;
- пост 13: р. Дніпро, 65 км, с. Іванівка, Білозерського району, у р-ні питного в/з Миколаївського водоканалу;
- пост 14: р. Дніпро, 0 км, с. Кізомис (рукав Рвач).

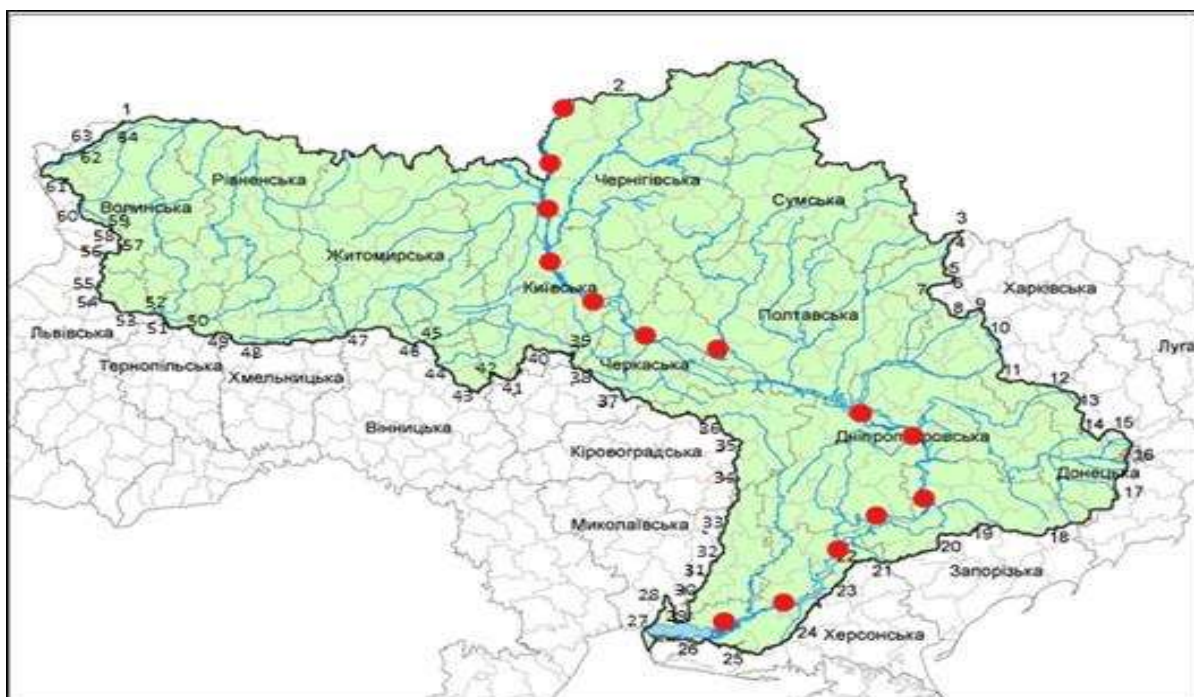


Рисунок 6.1 – Схематичне розміщення 14 постів контрольного забору води, за даними яких проводилось дослідження

На пунктах стаціонарної мережі перелік компонентів якості води визначається переважно складом і об'ємом стічних вод, які скидаються у

водний об'єкт, їхньою токсичністю і вимогами з боку споживачів води. До них належать: температура води, завислі речовини, мінералізація, кольоровість, рН, розчинений кисень, ХСК і БСК, запах, головні іони, біогенні речовини, а також дуже поширені забруднювальні речовини, такі як нафтопродукти, СПАР, леткі феноли, біогенні речовини, важкі метали.

Підхід до організації системи спостережень за біологічними показниками загалом такий, як і за фізичними, так і хімічними, тобто передбачає проведення спостережень і контролю у встановлених пунктах у погоджені терміни та за єдиною уніфікованою методикою.

Для визначення програми гідробіологічних спостережень необхідно протягом деякого періоду накопичувати гідробіологічну інформацію за різними видами: макрофітами, фіто-, бактеріо- і зоопланктоном, зообентосом, нейстоном, перифітоном.

Із 17 основних приток Дніпра 15 впадає у річку в межах України (рис. 6.2, табл. 6.1). Найбільшими серед них є річки Прип'ять і Десна, що несуть до Дніпра основну масу води.

Притоки Дніпра протікають по території найважливіших промислових центрів і населених пунктів України, створюючи широко розгалужену складну річкову систему, яка має важливе економічне, соціальне й екологічне значення. Дніпро, що зазнав значних змін внаслідок будівництва каскаду водосховищ, більше не є річковою екосистемою, здатною до саморегуляції.

Таблиця 6.1 – Основні характеристики обстежених річок басейну Дніпра

Найменування водного об'єкта (основні притоки)	Області, по яким протікає	Характеристики водного об'єкта		
		Площа водозбору, тис. км ²	Середньо-річний стік, м ³ /с	Довжина водотоку, км
р. Сож	Росія (Смоленська область) Республіка Білорусь (Могилевська область, Гомельська область) Україна (Чернігівська область)	41,4	207	648
р. Прип'ять	Республіка Білорусь (Брестська область, Гомельська область) Україна (Волинська область, Рівненська область, Київська область)	121	460	775
р. Тетерів	Україна (Житомирська область, Київська область)	15,3	18,4	385
р. Ірпінь	Україна (Житомирська область, Київська область)	3,3	173,6	162
р. Десна	Росія (Смоленська область, Брянська область) Україна (Чернігівська область, Сумська область, Київська область)	88,9	360	1130
р. Трубіж	Україна (Чернігівська область, Київська область)	4,7	3,6	113
р. Рось	Україна (Вінницька область, Київська область, Черкаська область)	12,6	22,5	346

Продовження таблиці 6.1

Найменування водного об'єкта (основні притоки)	Області, по яким протікає	Характеристики водного об'єкта		
		Площа водозбору, тис. км ²	Середньо-річний стік, м ³ /с	Довжина водотоку, км
р. Супій	Україна (Черкаська область, Київська область, Чернігівська область)	2	6,0	130
р. Сула	Україна (Сумська область, Полтавська область)	19,6	29	363
р. Тясмин	Україна (Кіровоградська область, Черкаська область)	4,5	0,2	161
р. Псел	Росія (Курська область, Білгородська область) Україна (Сумська область, Полтавська область)	22,8	55	717
р. Ворскла	Росія (Белгородська область), Україна (Сумська область, Полтавська область)	14,7	36	464
р. Оріль	Україна (Харківська область, Полтавська область, Дніпропетровська область)	9,8	13,2	346
р. Самара	Україна (Донецька область, Харківська область, Дніпропетровська область)	22,7	17	320
р. Інгулець	Україна (Кіровоградська область, Дніпропетровська область, Миколаївська область, Херсонська область)	14,9	8,5	549

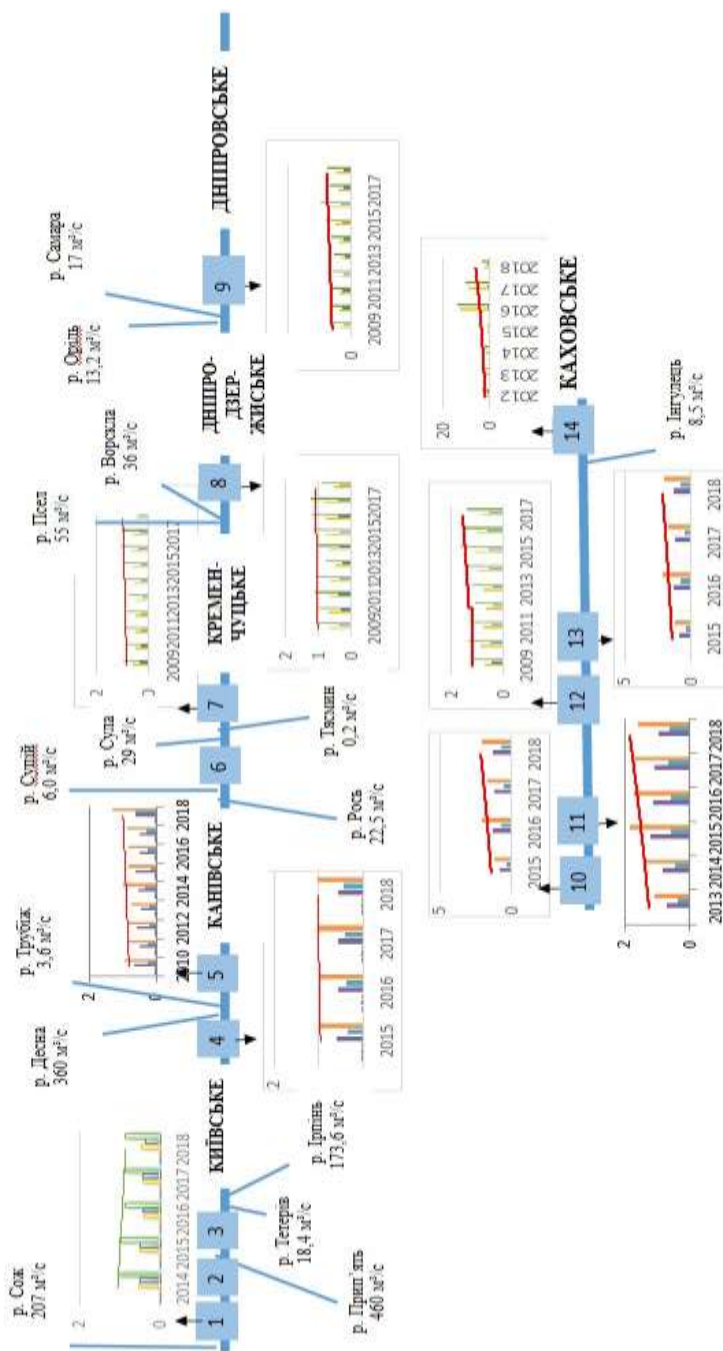


Рисунок 6.2 – Схема формування водотоку басейну Дніпра, з позначенням основних 15 приток та відображенням їх витрат води, а також графічним відображенням змін сумарного вмісту аніонів

Результати проведеного аналізу щодо визначення різниці сумарного вмісту аніонів між постами заборів води басейну Дніпра наведені у таблиці 6.2.

При проведенні ретроспективного аналізу сумарного вмісту аніонів у

воді Середнього Дніпра необхідно враховувати факт можливого впливу на вихідну воду басейну вод річок Прип'ять, Тетерів, Ірпінь, Десна, Трубіж, Рось, Супій, Сула, Тясмин, Ворскла та Псел, а також їх приток (рис. 6.2).

Виходячи з отриманих даних (табл. 6.2), можна стверджувати про постійне збільшення сумарного вмісту аніонів з поста забору 3 та далі вниз за течією до самого гирла Дніпра.

Таблиця 6.2 – Різниці загального вмісту аніонів між постами заборів води басейну Дніпра

Рік	$\Delta \Sigma$ аніонів, ммоль/дм ³										
	П2-П1	П4-П3	П5-П4	П6-П5	П7-П6	П8-П7	П10-9	П11-10	П12-11	П13-12	П14-П13
2009	-0,04				0,11	0,04	-	-	-	-	-
2010	0,18			-0,08	-0,07	0,22	-	-	-	-	-
2011	-0,04			0,14	-0,08	0,23	-	-	-	-0,08	0,62
2012	-0,09			0	0	0,2	-	-	-	-0,16	0,80
2013	-0,06			0,09	-0,07	0,02	-	-	0,01	0,06	-0,10
2014	0,02			-0,1	0,04	0,13	-	-	-0,12	-0,35	12,99
2015	0,11	0,05	-0,11	0,16	-0,07	0,21	0,07	-0,27	-0,35	-0,02	8,75
2016	0,01	0,08	-0,15	0,07	0,19	0,12	-0,67	-0,03	-0,03	0,14	1,41
2017	0,03	-0,2	-0,12	0,07	0,08	0,22	0,35	-0,32	-0,19	0,11	2,08
2018	0,01	-0,05	0,29	-0,45	0,09	-0,04	-0,36	0,06	-0,19	0,06	3,96

Загальний вміст аніонів по постах заборів води басейну Дніпра за 2017 рік наведений на рис. 6.3.

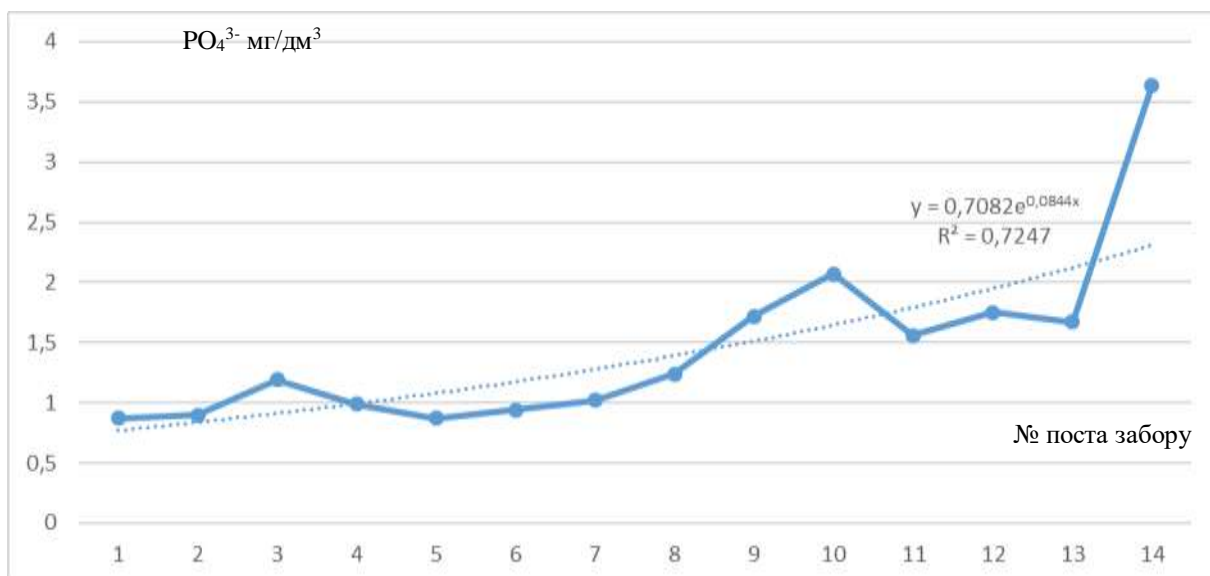


Рисунок 6.3 – Загальний вміст аніонів по постах заборів води басейну Дніпра за 2017 рік

З наведених у таблиці 6.2 і на рисунку 6.3 даних чітко спостерігається зростання загального вмісту аніонів уздовж всієї течії р. Дніпро. І, незважаючи на те, що на трьох ділянках (між постами 3–4–5, 10–11) забезпечується незначне самоочищення, все ж після них знов спостерігається суттєве збільшення забруднення.

Іон NH_4^+ нестійкий, він швидко окислюється до нітритів і нітратів. Підвищений вміст амонію свідчить про анаеробні умови формування хімічного складу води і про її незадовільну якість.

При проведенні аналізу було виявлено тенденцію до зменшення вмісту фосфатів за (рис. 6.4) від поста 1 до 14 поста у воді басейну Дніпра.

Але при цьому відмічається локальне їх збільшення особливо між 5–6-м постами, а також 7–8-м, що може бути обумовлено впливом на них приток, а також між 12–13-м постами. Значне зменшення вмісту фосфатів відмічається між 6–7-м постами, а також 11–12-м (табл. 6.3).

Таблиця 6.3 – Різниці вмісту фосфатів іонів PO_4^{3-} між постами заборів води басейну Дніпра

Рік	ΔPO_4^{3-} мг/дм ³										
	П2-П1	П4-П3	П5-П4	П6-П5	П7-П6	П8-П7	П10-П9	П11-10	П12-11	П13-12	П14-П13
2009	-0,18	-	-	-	-0,07	-0,12	-	-	-	-	-
2010	-0,06	-	-	0,22	-0,23	0,17	-	-	-	-	-
2011	0,01	-	-	0,19	-0,15	0	-	-	-	-	-
2012	-0,03	-	-	0,11	-0,24	0,32	-	-	-	0,03	0
2013	0,01	-	-	0,09	-0,09	0,23	-	-	-0,12	0,05	0
2014	0,02	-	-	0,04	-0,19	0,03	-0,07	0,02	-0,05	0,08	-0,01
2015	-0,03	-0,04	0,15	0	-0,18	0,13	-0,07	0,06	-0,04	-0,04	0,02
2016	-0,01	0,1	0,04	0,32	-0,33	0,1	-0,12	0,07	0	0,04	-0,01
2017	0,03	0,07	0,04	0,21	-0,28	0,14	0,01	0,01	-0,14	0,15	-0,05
2018	-0,04	0,18	0,07	0,1	-0,23	0,07	0,15	-0,06	-0,14	0,1	-0,02

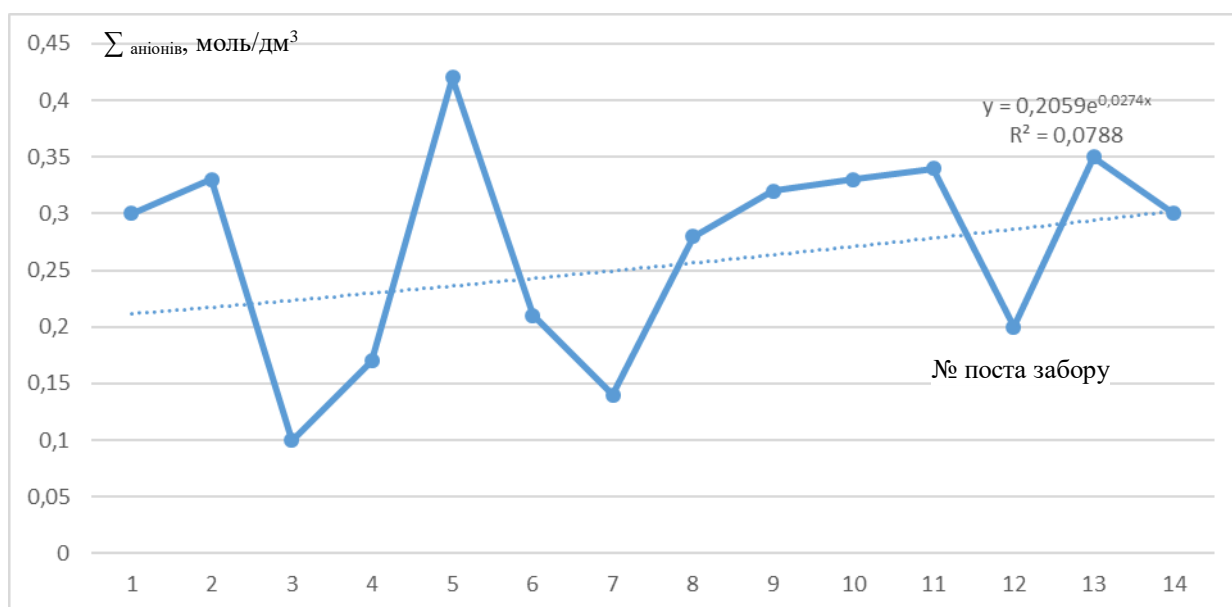


Рисунок 6.4 – Загальний вміст фосфатів іонів PO_4^{3-} по постах заборів води басейну Дніпра за 2017 рік

І, незважаючи на те, що на п'яти ділянках (між постами 2–3, 5–7, 11–12, 13–14) забезпечується часткове самоочищення, все ж між іншими постами спостерігається суттєве збільшення забруднення.

Таблиця 6.4 – Різниця вмісту амонію NH_4^+ між постами заборів води басейну Дніпра

Рік	ΔNH_4^+ мг/дм ³										
	П2-П1	П4-П3	П5-П4	П6-П5	П7-П6	П8-П7	П10-П9	П11-10	П12-11	П13-12	П14-П13
2009	-0,16	-	-	-	-0,07	-0,15	-	-	-	-	-
2010	-0,06	-	-	0,18	-0,11	0	-	-	-	-	-
2011	-0,14	-	-	0,27	-0,42	-0,11	-	-	-	-	-
2012	-0,15	-	-	0,19	-0,17	-0,1	-	-	-	-0,05	-0,06
2013	-0,02	-	-	0,18	-0,25	-0,12	-	-	-0,13	-0,01	0,04
2014	-0,09	-	-	0	-0,09	-0,06	-0,03	-0,08	-0,01	-0,05	0
2015	0,04	-0,1	0	0,08	0,05	-0,1	0,13	-0,17	-0,09	-0,05	-0,01
2016	0,03	0,03	-0,09	0,14	-0,06	0,04	0,09	-0,1	-0,14	0	0,01
2017	0,06	0,07	-0,14	0,18	-0,05	-0,01	0,15	-0,12	-0,14	-0,03	0,01
2018	-0,04	-0,08	-0,05	0,19	-0,23	0,05	0,29	-0,19	-0,15	-0,17	0,02

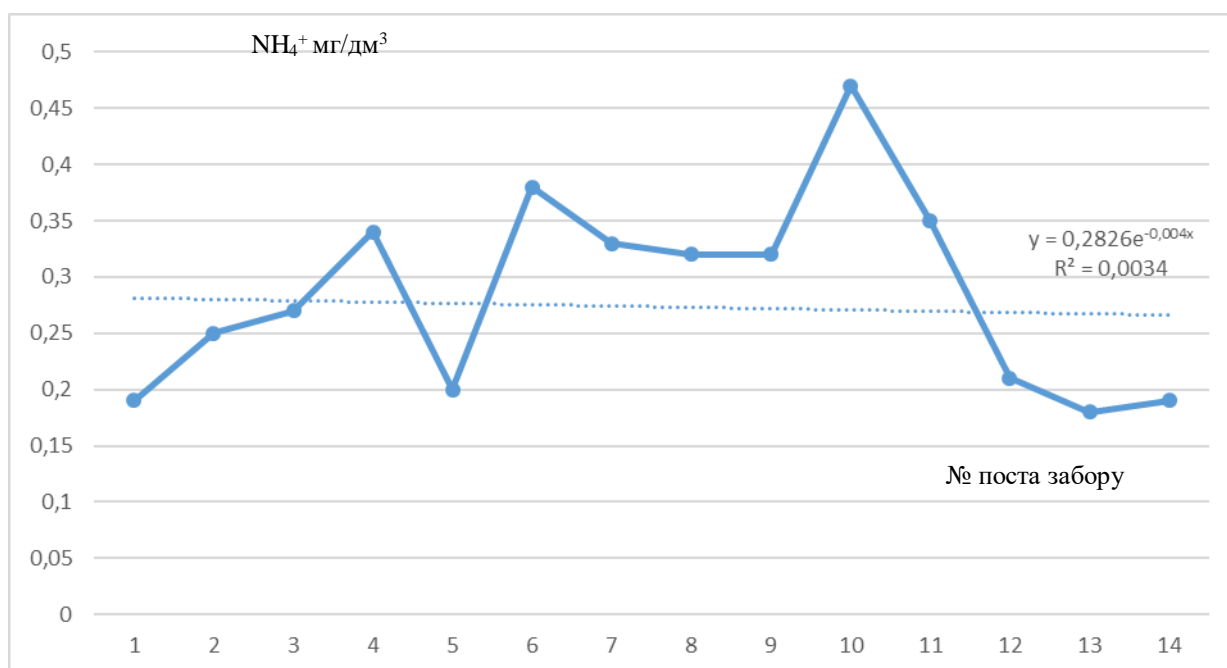


Рисунок 6.5 – Загальний вміст амонію NH_4^+ по постах заборів води басейну Дніпра за 2017 рік

Вмісту амонію (2017 рік) змінюється дещо відмінно від вмісту фосфат-іонів. З наведених у таблиці 6.4 на рисунку 6.5 даних спостерігається зміна вмісту амонію NH_4^+ уздовж всієї течії р. Дніпро. Так,

на ділянках між постами 2–3, 5–7, 10-13 забезпечується часткове самоочищення, все ж між п'яти іншими постами спостерігається суттєве збільшення забруднення.

Аналіз зміни значень відношення БСК₅ до концентрації розчиненого у воді кисню (табл. 6.5, рис. 6.6) показав, що лише на 4 постах забору проб води спостерігається тенденція до покращення кисневого режиму води, на решті 10 постах його постійне погіршення, що вказує на втрату спроможності вод басейну Дніпра до самоочищення.

Таблиця 6.5 – Різниця вмісту за відношенням БСК₅ до концентрації розчиненого кисню між постами заборів води басейну Дніпра

Рік	Δ БСК/CO ₂ мг/дм ³										
	П2-П1	П4-П3	П5-П4	П6-П5	П7-П6	П8-П7	П10-П9	П11-10	П12-11	П13-12	П14-П13
2009	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2010	-0,01	0,37	-0,39	0,2	0,09	-0,18	-	-	-	-	-
2011	-0,04	0,3	-0,41	0,07	0,09	-0,12	-	-	-	-	-
2012	-0,03	0,08	-0,11	0,11	0,02	-0,08	-	-	-	-0,03	0,03
2013	0,02	0,07	0,12	-0,16	0,02	-0,07	0,05	0,02	-0,18	0,01	-0,01
2014	0	0	-0,06	-0,09	0,15	-0,17	0,03	0,03	-0,19	-0,04	0,04
2015	0	0,04	-0,05	-0,17	0,28	-0,33	0,15	0,00	-0,15	-0,08	0,08
2016	0,01	0,11	-0,21	-0,07	0,17	-0,18	0,05	0,05	-0,19	-0,05	0,05
2017	0,02	0,53	-0,52	-0,03	0,19	-0,25	0,08	0,01	-0,23	-0,03	0,03
2018	-0,01	0,41	-0,43	-0,02	0,16	-0,13	0,08	0,11	-0,24	-0,08	0,08

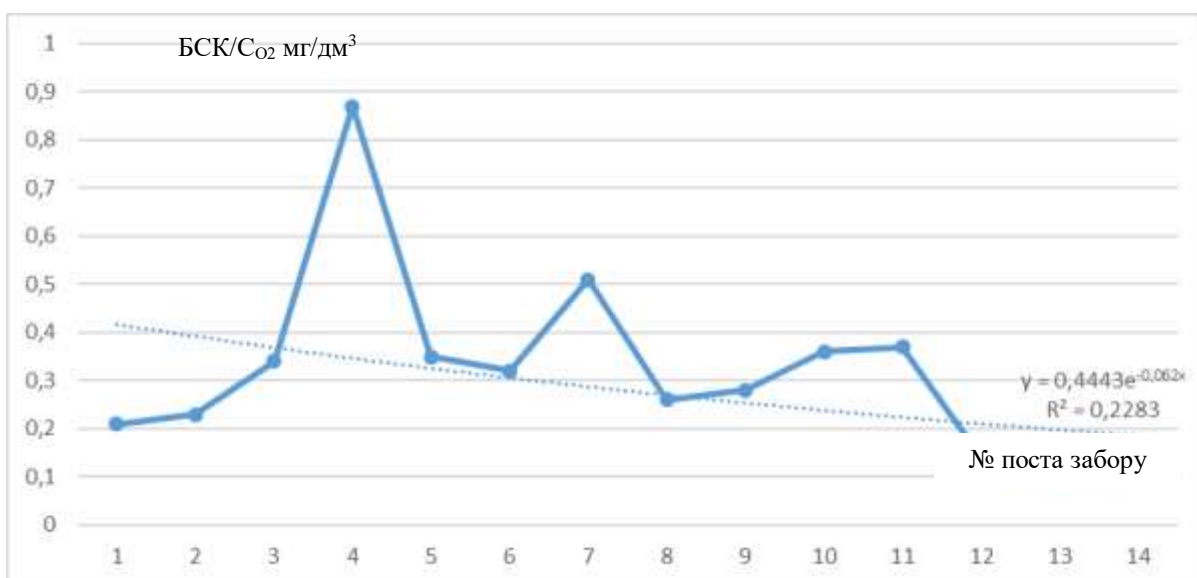


Рисунок 6.6 – Загальний вміст за відношенням БСК₅ до концентрації розчиненого кисню по постах заборів води басейну Дніпра за 2017 рік

Вміст нітратів, нітритів є важливим показником хімічного складу природної води, що використовується при проведенні екологічної оцінки та нормуванні якості природних вод. Зв'язок між вмістом яких, крім оцінки якості води, може бути використаний як індикатор при вирішенні питань про баланс біогенних елементів, взаємозв'язок між процесами життєдіяльності водних організмів і хімічним складом води. Тому доцільним було встановлення кореляційної залежності між вмістом нітратів та нітритів на досліджуваних постах забору (рис. 6.7).

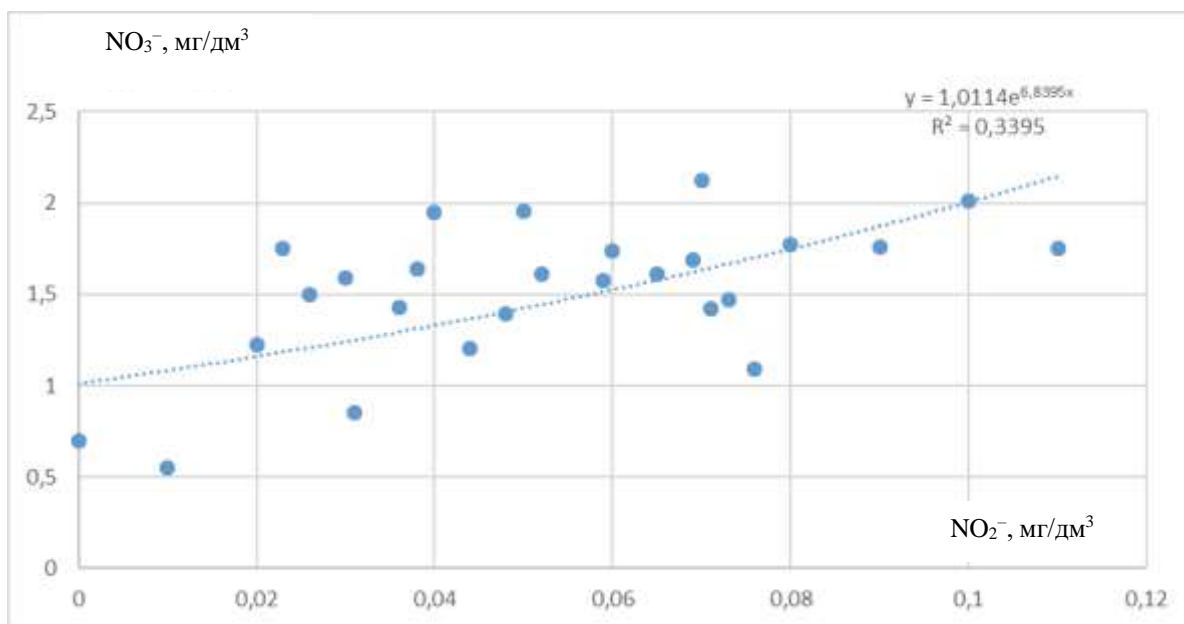


Рисунок 6.7 – Кореляційна залежність між середньорічними концентраціями нітрит та нітрат іонів в воді Дніпра за період 2009-2018 рр

Додатково треба приймати також до уваги той факт, що бурхливий розвиток біопланктону синьо-зелених водоростей провокує цвітіння води на мілководді водосховищ Дніпра, які складають понад 30 % їх території.

В умовах пересичення Дніпровської води органічними і біогенними речовинами посилюються процеси відмирання, гниття, розкладу водоростей і біопланктону, що обумовлює погіршення кисневого режиму, зниження рН води у придонному шарі й, як наслідок, підвищується концентрація іону мангану у вигляді Mn^{2+} . Концентрація мангану в період липень – серпень збільшується, порівняно із зимовим періодом, у 3–10 разів і складає близько $1,9 \div 7,0$ мг/дм³.

Перш за все слід зазначити, що іон мангану Mn^{2+} належить до складу досить сильних відновників. Реакція $MnO_2 + 4H + 2e^- = Mn^{2+} + 2H_2O$ характеризується значенням Red-Ox потенціалу $E_0 = 1,23$ В. Але в умовах літнього періоду, коли концентрація кисню у воді поверхневих джерел значно зменшується, його як природного окиснювача у воді не вистачає для того, щоб перевести добре розчинний у воді іон мангану Mn^{2+} до важко розчинної сполуки MnO_2 .

На основі проведеного обстеження басейну р. Дніпро і результатів гідрохімічних аналізів, з використанням розробленої інтегральної матричної оцінки стану, був складений ранжований ряд за виділеними ділянками по її довжині (табл. 6.6).

Таблиця 6.6 – Ранжований ряд ділянок по надходженню забруднюючих речовин між постами заборів води р. Дніпро

№ п/п	Ділянки між постами	Внесок ділянки
1-2	р. Сож, 32 км, с. Ст. Яриловичі, Ріпкинського р-ну (кордон з Білоруссю) – р. Дніпро, 1116 км, с. Кам'янка, нижче села, Ріпкинського р-ну (кордон з Білоруссю)	0,09
3-4	р. Уж, 15 км, с. Черевач, питний в/з м. Чорнобиль – р. Дніпро, 897 км, м. Вишгород, н/б Київської ГЕС, питний в/з м. Київ	0,32
5-6	р. Дніпро, 833 км, м. Українка, нижче міста, вище в/з водоводу Біла Церква-Умань – р. Дніпро, 678 км, с. Сокірне, питний в/з м. Черкаси	0,23
7-8	р. Дніпро, 580 км, с. Власівка, лівий берег, питний в/з м. Кременчук – р. Дніпро, 462 км, смт. Аули, питний в/з м. Дніпро та м. Кам'янське	0,09
9-10	р. Дніпро, 404 км, м. Дніпро, ВП «ПдТЭС» ПАТ «ДТЕК Дніпроенерго», питний в/з – р. Дніпро, 312 км, м. Запоріжжя, ГНС Запорізької ЗС	0,18
11-12	р. Дніпро, 253 км, м. Енергодар, вплив Запорізької АЕС – р. Дніпро, 160 км, смт. Велика Лепетиха, Рубанівська ЗС	0,06

Продовження таблиці 6.6

№ п/п	Ділянки між постами	Внесок ділянки
13-14	р. Дніпро, 65 км, с. Іванівка, Білозерського району, у р-ні питного в/з Миколаївського водоканалу – р. Дніпро, 0 км, с. Кізомис (рукав Рвач).	0,03
Сума	1	

Таким чином, результати проведених досліджень дозволяють стверджувати про суттєве погіршення екологічного стану Дніпра, що вже сьогодні, внаслідок техногенного впливу, призводить до погіршення якості води і режиму його річкового стоку.

Використання запропонованого інтерпретованого методологічного підходу щодо визначення оцінки забруднення вод басейну Дніпра дає можливість стверджувати про характер та ступінь його забрудненості; при цьому в подальшому потребує більш детального вивчення впливу 15 приток Дніпра, які, впадаючи у річку у межах України, на зміну його екологічного стану.

Причинами постійного збільшення сумарного вмісту аніонів у водах Дніпра можуть бути комунально-побутові стоки, а також стоки підприємств, особливо на фоні неспроможності, за рахунок зарегульованості побудовою каскаду водосховищ Дніпра, до його самоочищення.

Винятком виявилась частина акваторії між 5 та 4-м постом, можливою причиною чого може бути розбавлення води Дніпра водами річок Десна та Трубіж, сумарні витрати води яких складають більше 400 м³/с.

Однак слід відмітити, що в акваторії між 10 по 12-м постами забору відмічається процес самоочищення; це може пояснюватись тим фактом, що на проміжку між цими постами немає жодної притоки (рис. 6.2). Цей

факт може бути підтвердженням о здатності Дніпра до самоочищення, а основним джерелом забруднень можуть бути його притоки.

Виявлену тенденцію до зміни вмісту фосфат-іонів та амонію, в бік їх збільшення, можна пояснити тим, що разом з інтенсифікацією біопродукційних процесів у водоймах та внесенням азотних і фосфорних добрив у воді може зростати концентрація амонійних і фосфатних іонів. Вплив фосфат-іонів та амонію на якісний екологічний стан поверхневого джерела пояснюється їх можливістю виступати хімічними каталізаторами процесу техногенного евтрофування поверхневих вод, який характеризується різким збільшенням біомаси водоростей, вищої водної рослинності, фітопланктону за рахунок надходження поживних біогенних речовин техногенного генезису.

В результаті біохімічного розкладу цієї біомаси у воді річок та водосховищ може виникати, особливо в літній період, дефіцит кисню, що супроводжується заморними явищами й являє собою значну загрозу для життєдіяльності багатьох гідробіонтів. Окрім того, в результаті розкладу рослинних організмів у воду надходять токсичні речовини, небезпечні як для тварин, так і для людини (анатоксини, афантотоксини, мікроцистини, метаболіти та біологічно активні речовини – сірководень, метан, аміак, фітогормони й ензими).

Додатковою причиною збільшення вмісту фосфатів може бути надходження у води Дніпра неочищених та не достатньо очищених стічних вод від комунальних, промислових та сільськогосподарських підприємств на фоні постійного зростання використання населенням різноманітних миючих засобів та іншої побутової хімії, а також підтверджує факт недостатньої ефективності очисних споруду більшості малих населених пунктів, у тому числі дачних поселень, площі під забудову яких уздовж узбережжя річок збільшуються з кожним роком без дотримання водозахисних зон.

Особливе занепокоєння викликає збільшення вмісту фосфатів (як і амонію) між постами забору 5 та 6, враховуючи модну тенденцію та престижність забудов приватного сектора на березі Канівського водосховища та враховуючи основні джерела їх надходження у воду поверхневого джерела; причини цього збільшення мають логічне пояснення та дають змогу стверджувати про прогнозне збільшення їх вмісту і надалі.

Додатковими джерелами надходження іонів амонію у водні об'єкти можуть бути тваринницькі ферми, господарсько-побутові стічні води, а також стічні води підприємств харчової, коксохімічної, лісохімічної й хімічної промисловості.

Концентрація розчиненого у воді кисню напряму залежить від ступеня забрудненості поверхневих вод. Від вмісту розчиненого у воді кисню залежить життя водяних організмів, що використовують кисень для дихання, інтенсивність процесів окиснення та розкладання органічних решток, самоочищення водойм.

Підвищений рівень БСК₅ вказує на недостатню кількість розчиненого кисню, який витрачається на аеробне біохімічне окиснення нестійких органічних сполук до CO₂, H₂O, NH₃. Додатково БСК₅ також характеризує сумарний вміст у воді органічних речовин та стан забруднення водних об'єктів, основними індикаторами якого є вміст органічних речовин та амонійних сполук, від яких у значній мірі залежать умови для забезпечення необхідного рівня вмісту кисню у річках.

Джерелом підвищеного вмісту нітратів в воді поверхневого джерела можуть бути поверхневі води за рахунок внутрішньоводоймових процесів нітрифікації амонійних іонів під дією нітрифікуючих бактерій, з атмосферними опадами, скидами промислових і побутових стічних вод, стоком із сільськогосподарських угідь, в яких містяться азотні добрива.

Пониження концентрацій нітратів пов'язане зі споживанням їх фітопланктоном і денітрифікуючими бактеріями (водними рослинами).

Відомий факт, що сьогодні внаслідок широкого застосування мінеральних добрив у багатьох районах світу відбуваються випадки забруднення поверхневих вод нітратами.

Небезпека вживання води з підвищеним вмістом NO_3^- полягає в тому, що нітрати, попадаючи з водою в організм людини, відновлюються мікрофлорою травного тракту і тканинними ферментами до нітритів, токсичність яких у 10–20 разів вище, ніж у NO_3^- , і реагують з амінокислотами, утворюючи канцерогенні сполуки нітритоаміни.

Нітрити NO_2^- є проміжною формою у ланцюзі бактеріальних процесів окислення амонію до нітратів (нітрифікація – в аеробних умовах) і, навпаки, відновлення нітратів до азоту та аміаку (денітрифікація – за нестачі кисню). Нітрати надходять у поверхневі води при застосуванні нітритів в якості інгібіторів корозії у водопідготовці технологічної води, зі скидами стічних вод харчової промисловості, стоком із сільськогосподарських угідь.

Підвищення концентрацій нітритів вказує на посилення процесів розкладу органічних речовин в умовах більш повільного окиснення. Підвищена концентрація нітритів свідчить про інтенсивність розкладу органічних речовин і затримку окиснення NO_2^- до NO_3^- , що чітко свідчить про забруднення водойми.

Додатковим підтвердженням погіршення екологічного стану вод басейну Дніпра стали виявлені в результаті проведених досліджень тенденції щодо підвищення концентрації іонів мангану у вигляді Mn^{2+} внаслідок бурхливого розвитку біопланктону синьо-зелених водоростей та цвітіння води внаслідок їх наявності.

Виявлені джерела надходження ЗР, дані гідрохімічних аналізів і стан водозборів у подальшому послужили основою для розробки програм з комплексного використання, відновлення та охорони поверхневих водних об'єктів для БУВР.

Оцінка існуючого стану поверхневого водного об'єкта проводиться

за дійсною масою ЗР Δm_s , в той час як частина з них Δm_n має природне походження і, що немало важно, іноді значно перевищує встановлені ГДК. Отже, планування програмних заходів (ЦП) за цими речовинами носить явно завищені значення і практично недосяжні; зниження ж їх «за всяку ціну» просто є вкрай дорогим. Тому перед призначенням ЦП для поверхневого водного об'єкта необхідно передбачати підпрограму наукового супроводу за визначенням або уточнення природного фону ЗР.

Результати цієї підпрограми дозволяють при призначенні ЦП врахувати цей фон і заощадити кошти за рахунок зниження вимог або відмови від частини заходів.

Природні гідрохімічні характеристики поверхневого водного об'єкта залежать від регіональних природно-кліматичних умов формування водних ресурсів, таких як залісеність, заболоченість, гідрогеологічні та геологічні умови водозбору; фази стоку: меженний стік, повінь або паводок і т.д. У той же час, в цей час відсутня єдина думка щодо визначення природного фону, відсутня також і методика визначення цього фону.

Тому було запропоновано за екологічні нормативи природного регіонального фону в поверхневому водному об'єкті брати гідрохімічні характеристики якості води у створах, розташованих на ділянках із підтвердженим екологічним благополуччям.

Висновки до розділу 6

1. Доведено, що існуюча мережа стаціонарних постів в межах басейну Дніпра не дозволяє: виконати детальний аналіз зміни змісту ЗР на найбільш напружених ділянках; здійснювати прогнозну оцінку їх існуючого екологічного стану; вимагає коригування їх місця розташування і періодичності спостережень. У багатьох створах неодноразово спостерігається істотне перевищення ГДК ЗР. При цьому докладної

інвентаризації джерел забруднення не проводиться. У ряді випадків виявити причини надходження ЗР у поверхневі водні об'єкти не є можливим [267]-[303].

2. Результати дослідження зміни екологічного стану Дніпра показали наступне: найбільш техногенно-навантаженими ділянками Дніпра є водні масиви поблизу великих міст; істотною причиною забруднення поверхневих водних об'єктів є нераціональна господарська діяльність, порушення водного законодавства, недбалість населення і відсутність достатньої організації і контролю з боку Басейнових Рад та БУВР, а також міських та селищних адміністрацій [288].

Значну частку неврахованого забруднення вносять як природні ЗР, зумовлені геологічною будовою водозбору, так і надзвичайні ситуації (щорічні степові та лісові пожежі, що призводять до зміни стокових характеристик і насиченню вод фенолами та іншими ЗР) [301]-[303].

Ці дані в подальшому можуть бути використанні БУВР для:

- розробки проекту цільової програми «Захист від забруднення поверхневих водних об'єктів» і намітити основні заходи по стабілізації і подальшого поліпшенню екологічного стану цих поверхневих водних об'єктів;
- визначити необхідні фінансові та матеріальні ресурси, терміни реалізації заходів;
- розробити механізми управління і контролю при їх реалізації.

РОЗДІЛ 7

ВИКОРИСТАННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕННЯ ЯКОСТІ ВОД З МЕТОЮ ВИРІШЕННЯ КОНКРЕТНИХ ПРИКЛАДНИХ ЗАДАЧ ДЛЯ ПОТРЕБ БАСЕЙНОВИХ УПРАВЛІНЬ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ

Як було зазначено вище, оцінка існуючого стану поверхневих водних об'єктів у межах басейну Дніпра та їх ранжування за внесенням ЗР здійснюється на підставі їх порівняльної оцінки якості за пріоритетними регіональними ЗР в замикаючих створах. Розроблена методика була апробована на прикладі басейну Дніпра.

7.1 Ранжований ряд основних поверхневих водних об'єктів, розташованих в межах басейнового управління річки Дніпро

Загальна площа басейну – 504 тис. км². Басейн річки Дніпро є транскордонною системою: 20 % його площі знаходиться в Російській Федерації, 23 % – у Республіці Білорусь та 57 % – у межах України. Бере початок на висоті 252 м над рівнем моря, різниця висоти витoku і гирла становить 220 м, середній похил становить 11 см на 1 км. Довжина судноплавної ділянки – 1018 км.

Кількість річок різного порядку в межах району басейну річки Дніпро за класифікацією ВРД ЄС 2000/60/ЄС:

- малі (10–100 км²) – н/д (604 мають довжину > 10 км);
- середні (100–1000 км²) – 615;
- великі (1,0–10 тис. км²) – 66;
- дуже великі річки (понад 10 тис. км²) – 15.

Озера району басейну річки Дніпро переважно заплавної походження (озера-стариці), але зустрічаються льодовиково-аккумулятивні (моренні) та карстові озера. Найбільші за площею озера розташовані у

межах Волинського Полісся (Волинська та Рівненська області). Це озера Люб'язь, Нобель, Біле та інші.

На геопорталі Держводагентства України розміщено інформацію щодо 91 озера в межах району басейну Дніпра, що мають площу понад 0,5 кв. км.

Найбільшими істотно зміненими водними об'єктами є водосховища Дніпровського каскаду. Площа водної поверхні каскаду – 6,88 тис. км². Повний об'єм – 43,7 км³. Корисний об'єм – 18,6 км³. Корисний об'єм до рівня навігаційного спрацювання – 9,2 км³.

Експлуатація водосховищ каскаду здійснюється на основі «Правил експлуатації...», прийнятих у 2003 р. Ними враховано пріоритетність водокористування окремих галузей господарства:

- комунальне господарство;
- промисловість;
- гідроенергетика;
- водний транспорт;
- рибне господарство.

Повинні також підтримуватися мінімальні екологічні витрати в нижніх б'єфах гідровузлів. Крім Дніпровського каскаду, в межах району басейну функціонує 498 водосховищ (повний об'єм – 2,2 км³; корисний об'єм – 1,8 км³). Найбільше водосховищ у межах Дніпропетровської обл. – 101; Полтавської обл. – 69; Київської обл. – 59. В межах району басейну Дніпра побудовано 24043 ставка повним об'ємом 2,1 км³. Найбільше ставків – у межах: Дніпропетровської обл. – 3292; Київської обл. – 2931; Полтавської обл. – 2688.

Основні гідрогеологічні структури в межах району басейну річки Дніпро: Волино-Подільський артезіанський басейн (частка ресурсів від загальних по басейну – 19,0 %); Український масив тріщинних вод (10,4 %); Прип'ятський артезіанський басейн (0,7 %); Дніпровський

артезіанський басейн (63,4 %); Донецька гідрогеологічна складчаста область (2,4 %); Причорноморський артезіанський басейн (4,1 %).

Прогнозні ресурси підземних вод у басейні Дніпра складають 38151,37 тис. м³/добу, або 60 % суми всіх ПРПВ України. Експлуатаційні запаси підземних вод – 7213,56 тис. м³/добу, або 44 % всіх ЕЗПВ України. Величина видобутку підземних вод у басейні Дніпра складала на 2018 р. 1885,3 тис. м³/добу, або близько 26,1 % від їх експлуатаційних запасів та лише 4,9 % від прогнозних ресурсів підземних вод у межах району басейну Дніпра.

За запропованою методикою, викладеною в розділі 4, на підставі середньобагаторічних даних ДАВР по замикаючих створах основних поверхневих водних об'єктів була виконана інтегральна порівняльна оцінка існуючого стану трьох основних водотоків Дніпра.

В якості основних поверхневих водних об'єктів були прийняті наступні: р. Прип'ять (середньорічний стік – 460 м³/с); р. Десна (середньорічний стік – 360 м³/с); р. Ірпінь (середньорічний стік – 173,6 м³/с). Результати розрахунків (в умовних балах, див. розд. 4.2) наведені в таблиці 7.1.

Таблиця 7.1 – Оцінка найбільших за середньорічним стоком поверхневих водних об'єктів, розташованих в межах басейну Дніпра

ЗР	р. При- п'ять	р. Дес- на	р. Ірпінь	Сума для басейну	Середнє для басейну	Внесок ЗР для басейну
Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО/дм ³	0,194	0,125	0,144	0,463	0,154	0,076

Продовження таблиці 7.1

ЗР	р. При- п'ять	р. Дес- на	р. Ірпінь	Сума для басейну	Середнє для басейну	Внесок ЗР для басейну
Сульфат-іони, мг/дм ³	0,527	0,616	0,725	1,868	0,623	0,308
Хлорид-іони, мг/дм ³	0,923	0,460	1,199	2,582	0,861	0,426
Амоній-іони, мг/дм ³	0,015	0,012	0,014	0,041	0,014	0,007
Нітрат-іони, мг/дм ³	0,073	0,079	0,053	0,205	0,068	0,034
Нітрит-іони, мг/дм ³	0,001	0,001	0,003	0,006	0,002	0,001
Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	0,001	0,002	0,001	0,004	0,001	0,001
Сума для поверхневого водного об'єкта	2,030	1,695	2,342	6,068		
Середнє для поверхневого водного об'єкта	0,254	0,212	0,293		2,023	
Внесок поверхневого водного об'єкта	0,335	0,279	0,386			1,000

Аналіз отриманих результатів (табл. 7.1) показав, що в найбільш несприятливому екологічному стані перебуває р. Ірпінь.

Що стосується р. Десна, то слід зазначити таке:

По-перше, ця річка за обсягами промислового і сільськогосподарського виробництва має досить помірне техногенне навантаження, рівномірно розподілене по території.

По-друге, в розрахунках використовувалися дані гідрохімічних аналізів по замикаючих створах.

Таким чином, з урахуванням вищевикладеного слід припустити, що вельми істотне значення сумарного бала для зазначеної річки пояснюється підвищеним природним фоном.

Внесок розглянутих ЗР р. Ірпінь у воду Дніпра розподілився наступним чином (табл. 7.2).

Таблиця 7.2 – Внесок розглянутих ЗР в межах р. Ірпінь

Показник, що розглядається	р. Ірпінь
Сульфат-іони, мг/дм ³	69,6
Хлорид-іони, мг/дм ³	41,97
Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	8,7
Нітрат-іони, мг/дм ³	3,3
Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО/дм ³	2,3
Амоній-іони, мг/дм ³	0,25
Нітрит-іони, мг/дм ³	0,14
Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	0,12

Ранжований ряд основних (15) поверхневих водних об'єктів в межах басейну Дніпра представлений в таблиці 7.3.

Таблиця 7.3 – Ранжований ряд основних поверхневих водних об'єктів в межах басейну Дніпра

Поверхневий водний об'єкт	Внесок поверхневого водного об'єкта в загальне забруднення вод Дніпра
р. Самара	0,347
р. Оріль	0,229
р. Тетерів	0,062
р. Інгулець	0,058
р. Ворскла	0,047
р. Ірпінь	0,037
р. Сула	0,036
р. Псел	0,033
р. Прип'ять	0,03
р. Рось	0,029
р. Десна	0,028
р. Трубіж	0,023
р. Сож	0,022
р. Тясмин	0,019
р. Супій	дані ДАВР відсутні

Додатково на основі запропонованого підходу та середньо-багаторічних даних ДАВР, було проведено ранжування 8 з 9 басейнів України результати якого представлені в таблиці 7.4.

Таблиця 7.4 – Ранжований ряд 8 басейнів України

ЗР (показник середньо-багаторічний, 2010-2019 рр.)	Район річкового басейну							
	Річки Причорномор'я	Річки Приазов'я	Південний Буг	Дунай	Дон	Дністер	Дніпро	Вісла
Амоній-іони, мг/дм ³	0,74	0,14	0,21	0,35	0,82	0,6	0,57	1,59

Продовження таблиці 7.4

ЗР (показник середньо-багаторічний, 2010-2019 рр.)	Район річкового басейну							
	Річки Причорномор'я	Річки Приазов'я	Південний Буг	Дунай	Дон	Дністер	Дніпро	Вісла
БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	11,78	3,14	3,75	3,05	3,75	5,3	2,97	5,59
Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	105,9	28,75	24,9	19,2	12,6	24,5	9,33	20,5
Нітрат-іони, мг/дм ³	11,42	2,17	3,4	5,43	10,8	5,3	2,58	7,3
Нітрит-іони, мг/дм ³	0,17	0,52	0,15	1,85	0,25	0,09	0,09	0,3
Сумарний внесок ЗР в поверхневі водні об'єкти в межах БУВР	2902,52	1845,24	507,49	513,84	635,41	327,92	233,54	167,58
Ранжований ряд басейнів України	0,407	0,259	0,071	0,072	0,089	0,046	0,033	0,023
	1	2	5	4	3	6	7	8

Аналіз отриманих результатів для 8 басейнів (окрім басейну річок Криму – дані на сайті ДАВР відсутні) (табл. 7.5) показав, що в найбільш несприятливому екологічному стані, у порівнянні з іншими басейнами, перебувають поверхневі водні об'єкти басейну річок Причорномор'я та річок Приазов'я. І навпаки, найбільш сприятливий екологічний стан притаманний поверхневим водним об'єктам басейну Вісли.

Транскордонний моніторинг стану поверхневих вод ДАВР України здійснено у рамках Програми державного моніторингу вод. На виконання зобов'язань України згідно з міжурядовими угодами із сусідніми країнами

з питань водного господарства на прикордонних водних об'єктах організації, що належать до сфери управління ДАВР України, беруть участь у виконанні домовленостей у рамках двосторонніх угод щодо спільного використання та охорони транскордонних водних об'єктів.

Таблиця 7.5 – Ранжований ряд річки Дніпро по довжині на території України

ЗР середньо-багаторічні дані/Річкова ділянка по довжині	По посту: р. Дніпро, 1116 км (кордон з Білоруссю)	По посту: р. Дніпро, 550 км (Кам'янське в-ще)	По посту: р. Дніпро, 0 км (гирло Дніпра)
Амоній-іони, мг/дм ³	0,34	0,56	0,15
БСК5, мгО2/дм ³	1,99	3,5	1,71
Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	11,6	6,19	0,86
Нітрат-іони, мг/дм ³	1,43	0,63	0,84
Нітрит-іони, мг/дм ³	0,05	0,04	0,01
Сульфат-іони, мг/дм ³	40,83	33,45	74,29
Фосфат-іони, мг/дм ³	0,34	0,19	0,31
Хлорид-іони, мг/дм ³	17,9	22,3	159,4
Сумарний внесок ЗР в поверхневі водні об'єкти в межах БУВР	74,48	66,86	237,57
Ранжований ряд	0,197	0,176	0,627

ДАВР України реалізує повноваження у галузі водного господарства на прикордонних водах з усіма сусідніми країнами у рамках виконання міжурядових та міжвідомчих угод, що за дорученням Кабінету Міністрів України укладено з Білоруссю, Молдовою, Росією, Румунією, Словаччиною, Польщею, Угорщиною в басейнах Дніпра, Десни,

Сіверського Дінця, Дунаю, Тиси, Дністра, Західного Бугу. ДАВР України забезпечує виконання Технічного протоколу щодо співробітництва у сфері моніторингу та обміну інформацією щодо якісного стану поверхневих вод на транскордонних ділянках водних об'єктів між Україною та Республікою Білорусь. Спостереження за станом поверхневих вод здійснено у річках басейнів Прип'яті, Дніпра та Західного Бугу в 10 створах.

Також на основі запропонованого підходу та середньо-багаторічних даних ДАВР, було проведено ранжування 4 найбільших річок України, що протікають на території України (Дніпро, Вісла, Південний Буг, Дністер) результати якого наведені в таблицях 7.5–7.8).

Таблиця 7.6 – Ранжований ряд річки Південний Буг довжині на території України

ЗР середньо-багаторічні дані/річкова ділянка по довжині	По посту: р. Південний Буг, 773 км (Мар'янівське в-ще)	По посту: р. Південний Буг, 400 км (Ладижинське в-ще)	По посту: р. Південний Буг, 0,5 км (Бузький лиман)
1	2	3	4
Амоній-іони, мг/дм ³	0,77	0,22	0,18
БСК5, мгО ₂ /дм ³	5,14	6,33	4,12
Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	17,1	8,11	54,42
Нітрат-іони, мг/дм ³	4,49	3,1	18,5
Нітрит-іони, мг/дм ³	0,26	0,09	0,09
Сульфат-іони, мг/дм ³	49,45	35,4	448
Фосфат-іони, мг/дм ³	0,36	0,3	0,29

Продовження таблиці 7.6

1	2	3	4
Хлорид-іони, мг/дм ³	33,3	32,7	2612,9
Сумарний внесок ЗР в поверхневі водні об'єкти в межах БУВР	110,87	86,25	3138,5
Ранжований ряд	0,033	0,026	0,941

Додатково було проведено ранжування річок між собою за ступенем забруднення (табл. 7.9).

Показники якості води з Румунією контролюються у 4 транскордонних створах на річках Прут, Серет, Тиса та Дунай. Протягом 2019 року в контрольних створах на транскордонних річках Прут та Серет ситуація щодо якісного стану поверхневих вод залишалася стабільною. Якість води в пунктах спостережень за категорією «слабко забруднені».

Прикордонні створи між Україною та Російською Федерацією на водних об'єктах басейну р. Дніпро, а саме річках: Ворскла, Ворсклиця, Сейм, Псьол, Бобрик, Знобовка та струмку Знаменка в 2014 році перенесено на українську територію.

За програмою моніторингу спостереження за якісним станом водних об'єктів на транскордонних з Угорщиною та Словаччиною ділянках здійснено на 4 (по 2 з кожною країною) створах у басейні р. Тиса. Протягом 2019 року в басейні р. Тиса надзвичайних забруднень транскордонного характеру, що призвели б до погіршення якості води, не зафіксовано.

За програмою моніторингу спостереження за якістю поверхневих вод на прикордонних ділянках з Республікою Молдова здійснюються в транскордонних створах, розташованих у басейнах річок Дністер, Дунай та річок Причорномор'я.

Таблиця 7.7 – Ранжований ряд річки Дністер по довжині на території України

ЗР середньо-багаторічні дані/річкова ділянка по довжині	По посту: р. Дністер, 1278 км (верхів'я р. Дністер)	По посту: р. Дністер, 674 км, (Дністровське в-ще)	По посту: р. Дністер, 16 км (ГНС Нижньо-Дністровської ЗС)
Амоній-іони, мг/дм ³	0,47	0,21	0,29
БСК5, мгО2/дм ³	2,07	2,29	2,55
Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	8,37	7,76	46,75
Нітрат-іони, мг/дм ³	3,43	1,45	5,26
Нітрит-іони, мг/дм ³	0,07	4,55	0,1
Сульфат-іони, мг/дм ³	35,94	60,22	127,1
Фосфат-іони, мг/дм ³	0,06	0,11	0,24
Хлорид-іони, мг/дм ³	21,41	26,73	2332,18
Сумарний внесок ЗР в поверхневі водні об'єкти в межах БУВР	71,82	103,32	2514,47
Ранжований ряд	0,027	0,038	0,935

Випадків перевищення порогових значень показників (встановлених за домовленістю Української та Білоруської сторін), що характеризують фізико-хімічний стан поверхневих вод у 2019 році, не виявлено.

Таблиця 7.8 – Ранжований ряд річки Дунай по довжині на території України

ЗР середньо-багаторічні дані/річкова ділянка по довжині	По посту: р. Дунай, 163 км (кордон з Румунією)	По посту: р. Дунай, 94 км	По посту: р. Дунай, 20 км
Амоній-іони, мг/дм ³	0,13	0,13	0,12
БСК5, мгО2/дм ³	2,66	2,8	2
Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	35,69	42,39	38,53
Нітрат-іони, мг/дм ³	5,19	5,61	5,44
Нітрит-іони, мг/дм ³	0,7	0,07	0,07
Сульфат-іони, мг/дм ³	42,81	40,58	39,97
Фосфат-іони, мг/дм ³	0,14	0,14	0,13
Хлорид-іони, мг/дм ³	29,18	29,39	29,96
Сумарний внесок ЗР в поверхневі водні об'єкти в межах БУВР	116,5	121,11	116,22
Ранжований ряд	0,329	0,342	0,328

Моніторинг якісного стану поверхневих вод на транскордонних з Польщею ділянках здійснено у створах річок Західний Буг та притоках р. Сян: Шкло, Вишня, Завадівка. У 2019 році поверхнева вода в контрольованих створах характеризувалася як «слабко забруднена». Зафіксовано перевищення нормативів за показниками БСК, азот амонійний, фосфати та підвищений вміст заліза загального. Для вод у

створі р. Шкло, смт Краківець притаманний високий вміст сульфатів і кальцію, що зумовлено природними чинниками.

Таблиця 7.9 – Ранжований ряд основних річок України по довжині на її території на початку

ЗР середньо-багаторічні дані/пост спостереження	По посту: р. Дунай, 163 км (кордон з Румунією)	По посту: р. Дністер, 1278 км (верхів'я р. Дністер)	По посту: р. Південний Буг, 773 км (Мар'янівське в-ще)	По посту: р. Дніпро, 1116 км (кордон з Білоруссю)
Амоній-іони, мг/дм ³	0,13	0,47	0,77	0,34
БСК5, мгО ₂ /дм ³	2,66	2,07	5,14	1,99
Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	35,69	8,37	17,1	11,6
Нітрат-іони, мг/дм ³	5,19	3,43	4,49	1,43
Нітрит-іони, мг/дм ³	0,7	0,07	0,26	0,05
Сульфат-іони, мг/дм ³	42,81	35,94	49,45	40,83
Фосфат-іони, мг/дм ³	0,14	0,06	0,36	0,34
Хлорид-іони, мг/дм ³	29,18	21,41	33,3	17,9

Продовження таблиці 7.9

ЗР середньо-багаторічні дані/пост спостереження	По посту: р. Дунай, 163 км (кордон з Румунією)	По посту: р. Дністер, 1278 км (верхів'я р. Дністер)	По посту: р. Південний Буг, 773 км (Мар'янівське в-ще)	По посту: р. Дніпро, 1116 км (кордон з Білоруссю)
Сумарний внесок ЗР	116,5	71,82	110,87	74,48
Ранжований ряд	0,312	0,192	0,297	0,199

На р. Дністер розташовано 7 транскордонних пунктів спостереження. Три з них (біля с. Наславча, м. Могилів-Подільський, с. Цикинівка) розташовані до входу дністровських вод на територію Республіки Молдова та 4 – на притоках Дністра після виходу з території Республіки Молдова, на території Одеської області (табл. 7.10).

Таблиця 7.10 – Ранжований ряд основних річок України по довжині на її території в середній їх частині

ЗР середньо-багаторічні дані/пост спостереження	По посту: р. Дунай, 94 км	По посту: р. Дністер, 674 км, (Дністровське в-ще)	По посту: р. Південний Буг, 400 км (Ладизинське в-ще)	По посту: р. Дніпро, 550 км (Камянське в-ще)
Амоній-іони, мг/дм ³	0,13	0,21	0,22	0,56
БСК5, мгО ₂ /дм ³	2,8	2,29	6,33	3,5
Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	42,39	7,76	8,11	6,19

Продовження таблиці 7.10

ЗР середньо-багаторічні дані/пост спостереження	По посту: р. Дунай, 94 км	По посту: р. Дністер, 674 км, (Дністровське в-ще)	По посту: р. Південний Буг, 400 км (Ладизинське в-ще)	По посту: р. Дніпро, 550 км (Камянське в-ще)
Нітрат-іони, мг/дм ³	5,61	1,45	3,1	0,63
Нітрит-іони, мг/дм ³	0,07	4,55	0,09	0,04
Сульфат-іони, мг/дм ³	40,58	60,22	35,4	33,45
Фосфат-іони, мг/дм ³	0,14	0,11	0,3	0,19
Хлорид-іони, мг/дм ³	29,39	26,73	32,7	22,3
Сумарний внесок ЗР	121,11	103,32	86,25	66,86
Ранжований ряд	0,321	0,274	0,228	0,177

Найбільші забруднення води в річках зафіксовано в пробах, відібраних у вересні та листопаді.

Спільний українсько-російський відбір проб та обмін інформацією не здійснюється з II півріччя 2014 року. Вміст забруднюючих речовин у відібраних у 2016 році пробах поверхневих вод, за результатами інструментально-лабораторних вимірювань, був стабільним, без різких коливань (табл. 7.11).

Таблиця 7.11 – Ранжований ряд основних річок України по довжині на її території в гирлі

ЗР середньо-багаторічні дані/пост спостереження	По посту: р. Дунай, 20 км	По посту: р. Дністер, 16 км (ГНС Нижньо-Дністровської ЗС)	По посту: р. Південний Буг, 0,5 км (Бузький лиман)	По посту: р. Дніпро, 0 км (гирло Дніпра)
Амоній-іони, мг/дм ³	0,12	0,29	0,18	0,15
БСК5, мгО ₂ /дм ³	2	2,55	4,12	1,71
Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	38,53	46,75	54,42	0,86
Нітрат-іони, мг/дм ³	5,44	5,26	18,5	0,84
Нітрит-іони, мг/дм ³	0,07	0,1	0,09	0,01
Сульфат-іони, мг/дм ³	39,97	127,1	448	74,29
Фосфат-іони, мг/дм ³	0,13	0,24	0,29	0,31
Хлорид-іони, мг/дм ³	29,96	2332,18	2612,9	159,4
Сумарний внесок ЗР	116,22	2514,47	3138,5	237,57
Ранжований ряд	0,019	0,419	0,522	0,040

У створах р. Дністер, розташованих на українській території до кордону з Республікою Молдова, якісний стан води в 2019 році, як

зазвичай, кращий ніж після перетину кордону з Республікою Молдова, на території Одеської області. Окрім створу на р. Білочі (с. Шершенці), де вода характеризується як чиста, транскордонні створи на території Одеської області характеризуються як забруднені. Найбільш забрудненою з усіх транскордонних створів залишається вода у створі р. Дунай – 49 км, р. Киргиз-Китай, с. Малий Ярославець.

7.2 Аналіз гідрохімічних показників якості води транскордонних водних об'єктів для обґрунтування вибору контрольних створів (на прикладі р. Дніпро)

Розробка програм використання, відтворення та охорони поверхневих водних об'єктів, як відомо, починається з оцінки їх існуючого екологічного стану і, перш за все, з визначення їх фонових (природних) гідрохімічних показників якості води. Ці дані є основою при призначенні переліку програми водоохоронних заходів. Найбільш оптимальним варіантом є перелік таких заходів, при реалізації яких і подальших їх коригуваннях, на основі постійного моніторингу, досягався б природний фон.

Інтенсивний економічний розвиток суміжних держав і зумовлене цим зростання техногенного впливу на водозбірних площах висуває на перший план проблему двосторонніх взаємодій у сфері відновлення та охорони поверхневих водних об'єктів. Тому особливого значення при прогнозуванні зміни екологічного стану, оцінці фонових (природних) гідрохімічних показників якості води необхідно приділяти транскордонним водним об'єктам, оскільки в даному випадку зачіпаються інтереси сусідніх держав.

Дніпро є трансграничним водним об'єктом. Від витoku до гирла Дніпро протікає територією трьох держав: Росії, Білорусі та України. Річка та її притоки на окремих ділянках слугують природним кордоном між

країнами. Вони також зрошують 12 густозаселених областей, 1 – в Росії (Смоленська область), 3 – в Республіці Білорусь (Мінська, Могильовська, Гомельська області), 8 – в Україні (Чернігівська, Київська, Черкаська, Кіровоградська, Полтавська, Дніпропетровська, Запорізька та Херсонська області). На берегах річки розташовані більше півсотні великих і малих міст, в тому числі столиця України – Київ. На річці Свіслоч – права притока річки Березини, басейн Дніпра – розташована столиця Білорусі – Мінськ (табл. 7.12).

На українській ділянці Дніпра розмістилися 25 міст: Вишгород (22 933 мешканців), Київ (2 967 285), Українка (13 978), Канів (26 426), Черкаси (295 500), Світловодськ (49 938), Кременчук (232 000), Горішні Плавні (51 832), Верхньодніпровськ (16 680), Кам'янське (273 700), Дніпро (1 040 000), Запоріжжя (786 000), Василівка (15 507), Дніпрорудне (21 900), Енергодар (55 800), Нікополь (128 369), Кам'янка-Дніпровська (15 406), Берислав (15 425), Каховка (38 000), Нова Каховка (52 611), Таврійськ (11 757), Олешки (31 100), Херсон (312 000), Гола Пристань (15 902), Очаків (17 109).

Таблиця 7.12 – Дані моніторингу поста спостереження по посту: р. Прип'ять, 570 км, с. Сенчиці, кордон з Білоруссю

Дата	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітрит-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
11.05.2011	0,69	1,14	12,20	7,75	3,09	0,04	23,85	0,05	7,80
04.08.2011	0,64	0,45	8,80	6,75	0,92	0,02	18,52	0,01	9,22
14.11.2012	0,64	2,00	1,50	9,30	2,90	0,02	7,83	0,05	9,22
25.05.2013	0,61	1,06	4,50	6,37	1,20	0,00	45,37	0,07	7,09
01.08.2013	0,59	1,25	3,80	7,15	1,31	0,00	33,12	0,08	9,21
05.11.2013	0,08	1,00	4,00	9,14	0,54	0,09	30,15	0,69	17,02
08.02.2014	0,06	4,85	3,80	10,20	1,46	0,03	28,29	0,35	4,96
06.05.2014	0,11	3,43	5,60	8,85	1,82	0,03	26,12	0,05	13,47
06.08.2014	0,13	5,41	4,70	8,10	1,74	0,03	26,55	0,10	15,60
11.11.2014	0,05	4,89	8,80	11,22	0,08	0,01	16,36	0,03	11,34

Продовження таблиці 7.12

Дата	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітриг-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
10.02.2015	0,05	5,13	6,60	10,90	3,65	0,07	10,80	0,21	19,14
07.05.2015	0,64	5,03	5,80	7,92	2,87	0,08	14,09	0,06	7,80
06.08.2015	0,09	5,63	7,40	8,03	3,74	0,02	27,80	0,03	11,34
04.11.2015	0,08	3,79	6,40	8,11	3,74	0,05	27,05	0,05	21,98
03.02.2016	0,74	0,48	5,70	5,08	3,12	0,04	28,08	0,09	46,09
06.05.2016	0,63	7,85	4,40	11,78	2,12	0,04	25,00	0,03	14,18
04.08.2016	1,02	2,21	2,00	4,64	1,35	0,01	22,16	0,05	13,47
02.11.2016	0,79	4,11	3,80	7,70	1,68	0,13	21,18	0,07	12,76
02.02.2017	0,92	3,75	3,40	8,17	1,35	0,06	27,73	0,04	11,34
04.05.2017	0,35	2,84	3,20	5,68	2,24	0,04	28,68	0,21	19,14
03.08.2017	0,03	1,75	2,00	6,90	0,54	0,13	25,20	0,06	12,76
07.11.2017	0,18	4,05	2,80	7,88	0,67	0,01	25,25	0,03	19,14
02.02.2018	0,95	1,53	4,10	8,05	4,29	0,09	24,69	0,40	34,71
08.05.2018	0,18	3,91	9,10	5,88	1,35	0,03	28,91	0,00	14,18
01.08.2018	0,81	3,74	6,60	5,51	1,52	0,03	24,85	0,07	15,59
12.11.2018	0,44	3,16	4,10	7,76	1,80	0,04	0,10	0,06	14,90

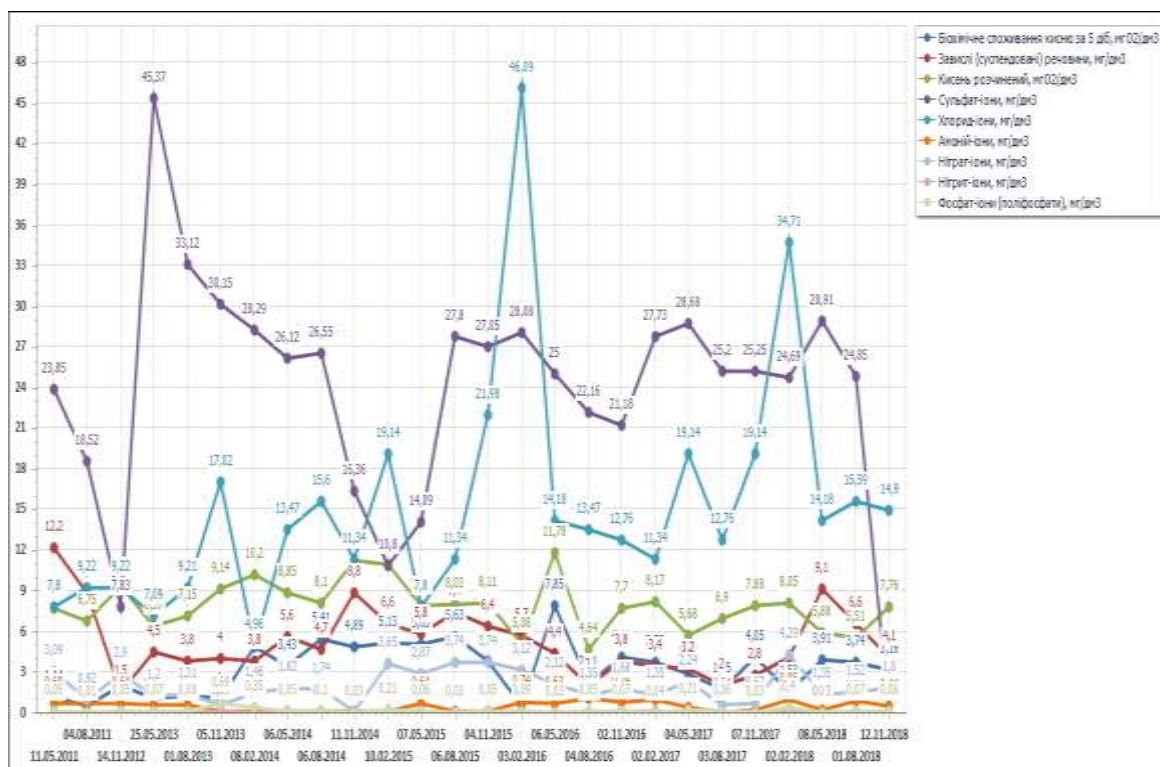


Рисунок 7.1 – Графічне зображення зміни вмісту ЗР за 10 років в р. Прип'ять, 570 км, с. Сенчиці, кордон з Білоруссю

Пости спостереження району річкового басейну Дніпро, за ознаками транскордонних створів із Республікою Білорусь (дані моніторингу постів наведені в додатках В-Ц):

- р. Прип'ять, 570 км, с. Сенчиці (лабораторія моніторингу вод та ґрунтів Регіонального офісу водних ресурсів у Рівненській області);
- р. Стир, 48 км, смт. Зарічне (лабораторія моніторингу вод та ґрунтів Регіонального офісу водних ресурсів у Рівненській області);
- р. Горинь, 67 км, с. Висоцьк (лабораторія моніторингу вод та ґрунтів Регіонального офісу водних ресурсів у Рівненській області);
- р. Льва, 100 км, с. Переброди (лабораторія моніторингу вод та ґрунтів Регіонального офісу водних ресурсів у Рівненській області);
- . Ствига, 95 км, с. Познань (лабораторія моніторингу вод та ґрунтів Регіонального офісу водних ресурсів у Рівненській області);
- р. Уборть, 120 км, с. Рудня Хочинська (лабораторія моніторингу вод та ґрунтів Басейнового управління водних ресурсів річки Прип'ять);
- р. Прип'ять, 60 км, с. Довляди (басейнова лабораторія моніторингу вод Міжрегіонального офісу захисних масивів дніпровських водосховищ).

Розміщення 7 постів контрольного забору води, за даними яких проводилось дослідження, наведені на рис. 7.2.

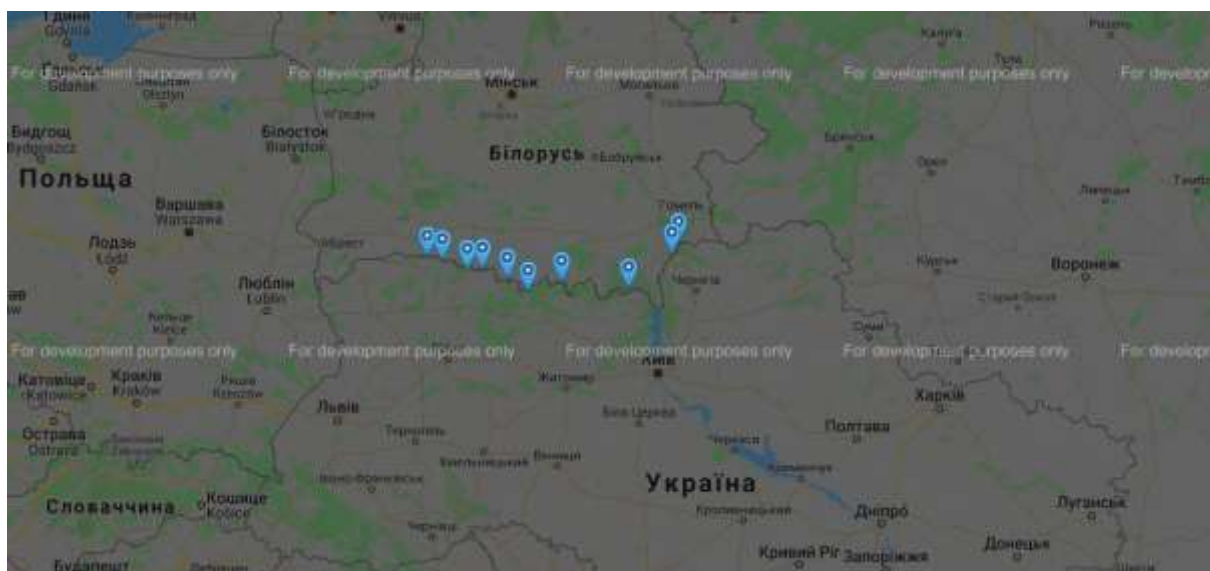


Рисунок 7.2 – Розміщення постів контрольного забору води району річкового басейну Дніпра, за ознаками транскордонних створів із Республікою Білорусь

Проведені дослідження дозволили встановити стан якості вод транскордонного водотоку Дніпра та виявити основні ЗР, що перевищують значення ГДК, і зробити аналіз можливих причин забруднення (табл. 7.13, рис. 7.3 та 7.4).

Таблиця 7.13 – Загальні дані середньобаторічного моніторингу за даними поста спостереження транскордонного водотоку створів басейну Дніпра (р. Прип'ять)

Показник середньобаторічний (2010-2019 рр.)	р. Прип'ять, 60 км, с. Довляди, кордон з Білоруссю	р. Прип'ять, 26 км, м. Чорнобиль (Україна)	Різниця між постами заборів
1	2	3	4
Амоній-іони, мг/дм ³	0,38	0,61	+0,23
Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	3,96	4,43	+0,47
Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	9,75	14,17	+4,42

Продовження таблиці 7.13

1	2	3	4
Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	8,79	8,49	-0,30
Нітрат-іони, мг/дм ³	2,98	2,36	-0,62
Нітрит-іони, мг/дм ³	0,11	0,04	-0,07
Сульфат-іони, мг/дм ³	48,38	41,29	-7,09
Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	0,09	0,13	+0,04
Хлорид-іони, мг/дм ³	23,41	19,75	-3,66

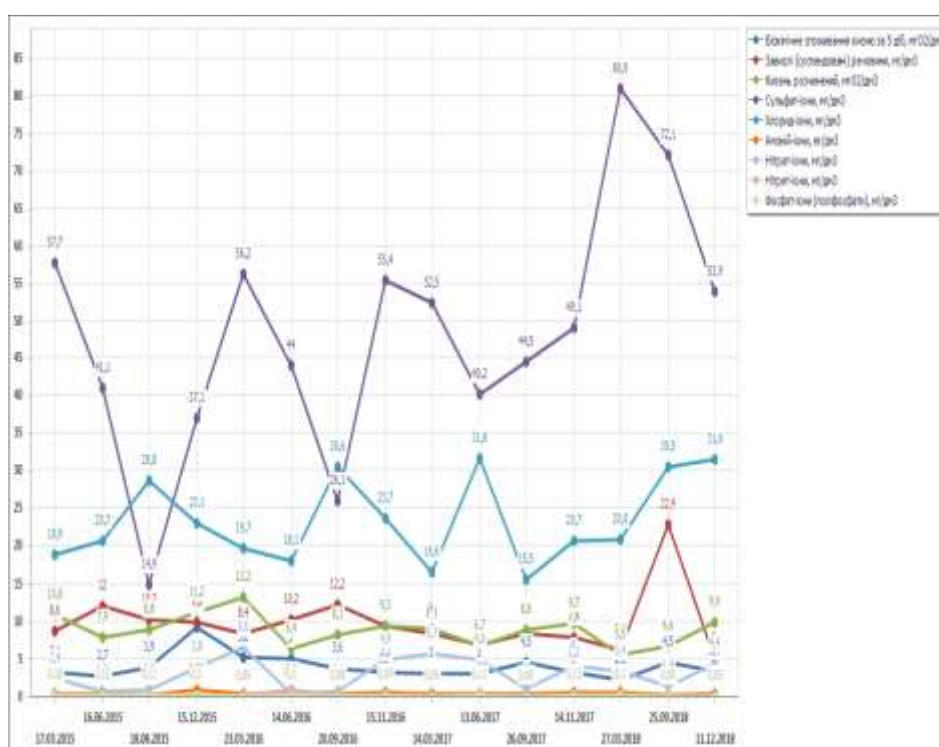


Рисунок 7.3 – Графічне зображення зміни вмісту ЗР за 10 років в р. Прип'ять, 60 км, с. Довляди (кордон з Білоруссю)

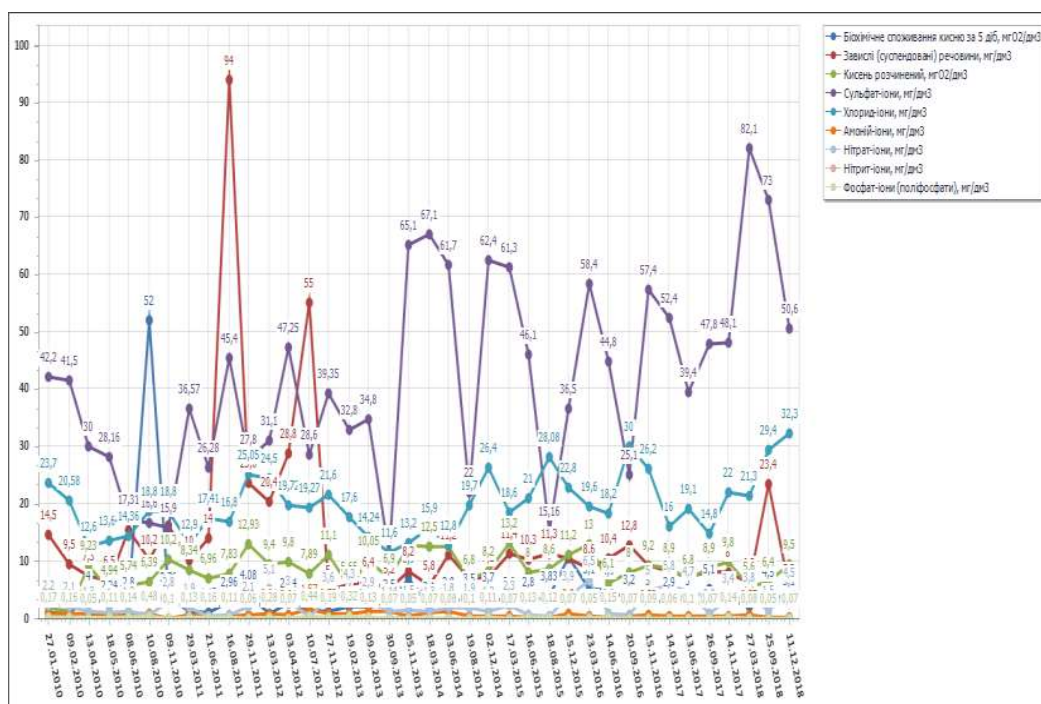


Рисунок 7.4 – Графічне зображення зміни вмісту ЗР за 10 років в р. Прип'ять, 26 км, м. Чорнобиль (Україна)

Аналіз гідрохімічних показників якості води транскордонних поверхневих водних об'єктів по басейну р. Дніпро (р. Прип'ять) показав, що надходження амоній-іонів, завислих (суспендованих) речовин, фосфат-іонів (поліфосфатів) з Білоруської сторони менше, ніж на території України.

Виявлену тенденцію до зміни вмісту фосфат-іонів та амонію, в бік їх збільшення, можна пояснити інтенсифікацією біопродукційних процесів (збільшення біомаси водоростей, вищої водної рослинності, фітопланктону) та внесенням азотних і фосфорних добрив.

Додатковою причиною збільшення вмісту фосфатів може бути надходження у води Прип'яті неочищених та недостатньо очищених стічних вод від комунальних, промислових та сільськогосподарських підприємств (за рахунок притоки р. Уж).

Підвищений рівень БСК₅ характеризує сумарний вміст у воді органічних речовин та стан забруднення водних об'єктів, основними індикаторами якого є вміст органічних речовин та амонійних сполук, від

яких у значній мірі залежать умови для забезпечення необхідного рівня вмісту кисню у річках.

Джерелом підвищеного вмісту нітратів у воді р. Прип'ять можуть бути поверхневі води за рахунок внутрішньоводоймових процесів нітрифікації амонійних іонів під дією нітрифікуючих бактерій, з атмосферними опадами, скидами промислових і побутових стічних вод, стоком із сільськогосподарських угідь, в яких містяться азотні добрива.

У той же час, скласти досить точний баланс мас забруднень р. Прип'ять через відсутність точних даних щодо витрат води в даних водотоках не є можливим. Річка є транскордонною, а питання про допуск українських фахівців за лінію фарватеру на цей час не вирішено на міжурядовому рівні.

7.3 Використання модуля трансформації забруднюючих речовин при розробці програм водоохоронних заходів (на прикладі р. Дніпро)

При розробці програм з комплексного використання, відновлення і охорони водних об'єктів необхідно враховувати умови формування гідрохімічного режиму, які відповідають регіональним природно-кліматичним умовам і господарській діяльності на їх водозбірній площі.

Призначення рівня, запланованого в результаті виконання програмних заходів, повинно відноситися не тільки до водного об'єкта, але і до діяльності на його водозборі.

Такий показник повинен бути «прив'язаний» ні до створу водного об'єкта, а через створи (як індикатори забруднень водозбору) до площі його басейну. Це дозволяє через виміряні величини ЗР у створах річки оцінювати питоме навантаження даного водозбору в порівнянні з сусідніми ділянками, басейном річки в цілому із сусідніми басейнами.

Як критерій екологічного стану водозбору і показник існуючого стану поверхневого водного об'єкта, як це було зазначено в розділі 4,

пропонується використовувати модуль трансформації ЗР в межах ділянок і в цілому по басейну, який є питомою величиною, погоджує формування водних ресурсів на водозборі й самоочищення, що відбувається, як на водозборі, так і в самому поверхневому водному об'єкті.

Пропонований підхід має ряд істотних позитивних моментів:

По-перше, дозволяє розглянутий басейн поверхневого водного об'єкта ранжувати по ділянках за надходженням ЗР.

По-друге, в межах кожної ділянки виявити характерні ЗР, які в межах розглянутої ділянки мають максимальну масу, а отже, намітити заходи щодо зменшення надходження даних речовин.

По-третє, дає можливість намітити першочергові заходи по стабілізації й подальшому поліпшенню екологічної обстановки в межах розглянутого басейну з урахуванням їх ранжування.

По-четверте, врахувати ступінь освоєності водозбору і використання водних ресурсів (щільність населення, розміщення промислових об'єктів і т.д.) і, як наслідок, обсяги надходження ЗР.

По-п'яте, на кожній розглянутій ділянці виявити як джерела ЗР, так і їх спосіб надходження (розосереджений (дифузний) або зосереджений).

По-шосте, намітити першочергові заходи щодо поліпшення екологічного стану розглянутого водотоку, як у межах розглянутих ділянок, так і вододжерела в цілому.

По-сьоме, проаналізувати процеси самоочищення, що відбуваються як на водозборі, так і у водному об'єкті.

По-восьме, розробити не тільки заходи щодо стабілізації та подальшого поліпшення екологічної обстановки, але і за укрупненими показниками оцінити витрати на їх реалізацію.

По-дев'яте, ранжування виділених ділянок розглянутого водного об'єкта і заходів дозволяє визначити пріоритетність вкладення коштів, що особливо важливо в умовах їх обмеженості.

Існуюча мережа гідропостів басейну р. Дніпро системи моніторингу ДАВР не дозволяє:

- оцінити антропогенну освоєність водозбору, отже, встановити процес формування якісного складу вод на водозборі;
- простежити трансформацію гідрохімічного режиму в міру наростання водозбірної площі, тому що показники якості вод прив'язані до контрольному створу (пункту моніторингу), де вимірюється концентрація;
- оцінити процеси самоочищення, що відбуваються як на водозборі, так і у водному об'єкті.

При оцінці існуючого екологічного стану поверхневого водного об'єкта з використанням модуля трансформації, крім концентрацій характерних ЗР, необхідні й витрати води в пунктах відбору проб.

Витрати води під час проведення досліджень у цих пунктах розраховувалися на підставі даних щоденних витрат у стаціонарних створах із використанням методу інтерполяції, з урахуванням дати відбору проб і швидкості руху води на виділених ділянках.

За розробленою методикою на підставі даних системи моніторингу ДАВР було проведено оцінку існуючого стану басейну р. Дніпро в межах найбільших міст, розташованих в його басейні (табл. 7.14).

Таблиця 7.14 – Інтегральна матрична оцінка стану басейну р. Дніпро по гідрохімічній якості води (існуючий стан)

Показник, що розглядається	Київ	Кременчук	Кам'янське	Дніпро	Запоріжжя	Херсон	Сума	Середнє по басейну	Внесок показника
Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО/дм ³	0,238	0,158	0,123	0,119	0,200	0,169	1,006	0,168	0,085
Сульфат-іони, мг/дм ³	0,605	0,396	0,400	0,600	0,594	0,663	3,257	0,543	0,274
Хлорид-іони, мг/дм ³	0,791	0,657	0,886	0,810	0,714	1,426	5,285	0,881	0,445
Амоній-іони, мг/дм ³	0,034	0,038	0,024	0,018	0,041	0,009	0,163	0,027	0,014
Нітрат-іони, мг/дм ³	0,287	0,019	0,026	0,036	0,020	0,013	0,401	0,067	0,034
Нітриг-іони, мг/дм ³	0,014	0,001	0,001	0,001	0,001	0,000	0,017	0,003	0,001
Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	0,003	0,001	0,002	0,001	0,006	0,004	0,018	0,003	0,002
Сума для поверхневого водного об'єкта	2,347	1,482	1,765	1,935	1,797	2,552	11,878		
Середнє для поверхневого водного об'єкта	0,293	0,185	0,221	0,242	0,225	0,319		1,980	
Внесок поверхневого водного об'єкта	0,198	0,125	0,149	0,163	0,151	0,215			1,000

Аналіз результатів розрахунків показує (табл. 7.13), що найбільше надходження розглянутих ЗР у цілому по басейну р. Дніпро відбувається по сульфат-іонах (312,69), хлорид-іонах (184,98) та нітрат-іонах (24,86). Максимальний внесок за надходженням ЗР має м. Київ (21 % від всього надходження ЗР в басейні р. Дніпро).

Це дає можливість виділити це місто у програмі водоохоронних заходів по басейну р. Дніпро як пріоритетний і в першу чергу намітити заходи щодо вдосконалення роботи міських очисних споруд м. Київ, результатом незадовільної роботи яких переважно є вищевказані ЗР.

Близько 20 % забруднюючих речовин (інтегральний показник 126 балів) вносить м. Херсон, що пов'язано з недостатньо ефективним очищенням стоків і стічних вод міста.

Наступним містом за внесенням ЗР (інтегральний бал 107, або 17 % від загальної кількості) є Дніпро. Найменший внесок у забруднення р. Дніпро вносить м. Кременчук (13 %) та м. Кам'янське (14 %).

Перелік основних водоохоронних заходів по стабілізації й подальшому поліпшенню екологічного стану басейну р. Дніпро проекту цільової програми зводиться до наступного (табл. 7.13):

- будівництво та реконструкція споруд, що впливають на забруднення вод Дніпра;
- розчищення русел обстежуваних річок та їх приток;
- створення водоохоронних зон у басейнах обстежуваних річок;
- науково-проектний супровід «Програми ...»;
- удосконалення управління водокористуванням у басейнах обстежуваних річок;
- водно-екологічне виховання та освіта.

Крім того, у проекті цільової програми повинні бути розроблені також заходи щодо приведення природокористування в басейні р. Дніпро у відповідність до вимог водного та природоохоронного законодавства, у тому числі такі:

1. Ліквідація несанкціонованих звалищ сміття, побутових відходів, відходів лісозаготівель і ЗР на території басейну та в долинах поверхневих водних об'єктів (виконавці – адміністрації ОДА).

2. Поліпшення екологічного стану залізних і автомобільних доріг (виконавці – адміністрації ОДА та місцеві органи самоврядування).

3. Поліпшення екологічного стану місць стоянки і випасу тварин (виконавці – місцеві органи самоврядування, Міністерство розвитку економіки, торгівлі та сільського господарства України).

Несанкціонований бездоглядний випас худоби в заплавах і по берегах річок.

4. Поліпшення екологічного стану занедбаних сільгоспугідь (виконавці – місцеві органи самоврядування, Міністерство розвитку економіки, торгівлі та сільського господарства України).

Через розпад багатьох колективних господарств необроблювані сільгоспугіддя зазнають водній ерозії та служать джерелом надходження у водні об'єкти біогенів і СПАР, призводять до зниження пропускної спроможності водних об'єктів.

Додатково необхідно розробити також перелік заходів, спрямованих на зменшення забруднення поверхневих водних об'єктів басейну р. Дніпро, виконуваних у рамках інших цільових програм:

1. Ліквідація наслідків лісових пожеж і лісовідновлення (виконавець – Державне агентство лісових ресурсів України, Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України, Державна служба України з надзвичайних ситуацій).

2. Моніторинг та використання підземних вод в межах басейну р. Дніпро (виконавець – ДАВР України).

3. Моніторинг поверхневих вод у межах басейну р. Дніпро (виконавець – ДАВР України).

4. Відновлення та охорона особливо цінних поверхневих водних об'єктів (виконавці – Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України, Міністерство охорони здоров'я України).

5. Рекультивація земель, трансформованих видобутком корисних копалин (виконавець – Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України).

Орієнтовну оцінку ефективності пропонованих заходів у басейні р. Дніпро пропонується розраховувати за формулою:

$$E = \frac{\sum \text{бал}_{\text{існуючий}} - \sum \text{бал}_{\text{перспективний}}}{\sum \text{бал}_{\text{існуючий}}} \cdot 100\% , \quad (7.1)$$

де $\sum \text{бал}_{\text{існуючий}}$ та $\sum \text{бал}_{\text{перспективний}}$ – відповідно інтегральна бальна оцінка вихідного і перспективного стану басейну р. Дніпро.

Результати розрахунків показали, що у разі виконання всіх запроєктованих водоохоронних заходів їх ефективність складе близько 65 % від існуючого екологічного стану.

Істотною відмінністю пропонованої методики, в т.ч. програми водоохоронних заходів, є механізм її реалізації в разі недостатності фінансових коштів. У цих умовах кошти слід направляти на першочергові заходи (відповідно до ранжованого ряду (глава 6), що дозволяє досягти максимально можливої ефективності вкладених коштів по стабілізації й поліпшенню екологічного стану р. Дніпро. Однак при цьому повинно бути проведене відповідне коригування термінів виконання «Програми ...».

Результати математичної обробки залежності збільшення концентрацій j -ї ЗР ($\Delta C_{i+1,i(\text{Дн})}^j$) від приросту мас цієї ж речовини ($\Delta m_{i+1,i(\text{Дн})}^j$) в цілому по басейну р. Дніпро за існуючими стаціонарним постами для зміни вмісту мангану наведені на рис. 7.5 [283].

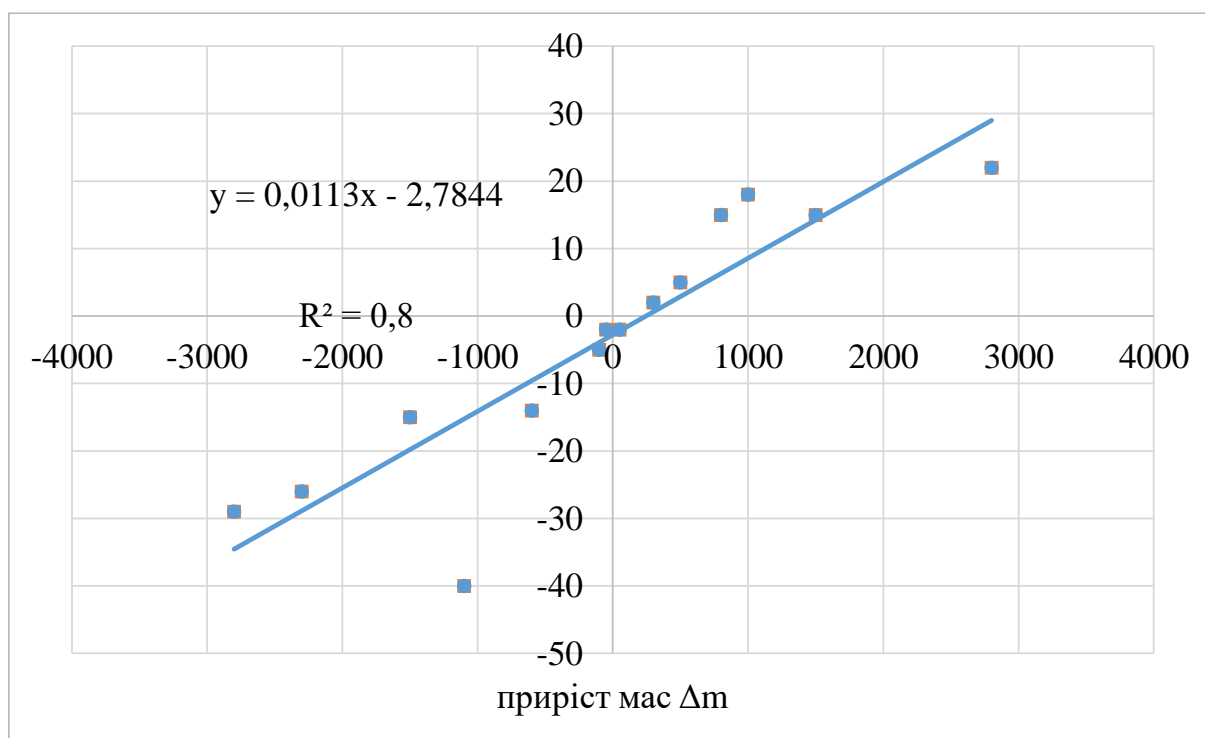


Рисунок 7.5 – Залежність зміни вмісту мангану від концентрації в початковому і кінцевому створах по всій довжині р. Дніпро

7.4 Прогноз трансформації забруднюючої речовини по довжині водотоку

Річковий басейн включає в себе дві відносно самостійні, але постійно взаємодіючі підсистеми – поверхневий водний об'єкт із притоками та його водозбір. Річковий басейн необхідно розглядати як єдину геоекосистему, що формується в конкретних фізико-географічних умовах (геологічних, ґрунтових, кліматичних), характерних для даного регіону або району.

Під впливом господарської діяльності на водозборі та в руслі екосистема поверхневого водного об'єкта змінюється, отже, при оцінці існуючого стану поверхневого водного об'єкта, розробці програм по його стабілізації й подальшому відновленню, крім стану водотоку, необхідно враховувати і освоєність водозбору, тобто характерні види господарської діяльності на ньому. Односторонні заходи можуть, у кращому випадку,

стабілізувати окремі елементи системи, але не дати бажаного результату в цілому. Тому відновлення екосистеми може бути ефективним тільки у разі одночасного проведення водоохоронних заходів, як на водозборі, так і в самому поверхневому водному об'єкті.

Концепція використання, відтворення та охорони поверхневих водних об'єктів дозволяє проводити програмно-цільове планування водогосподарської діяльності в басейні річки і вирішувати завдання оптимального водозабезпечення населення та економіки, а також покращувати екологічний стан поверхневих водних об'єктів.

Екологічно орієнтовані норми при оцінці якості води повинні враховувати основну вимогу – потреба захисту екосистеми «водний об'єкт–водозбір» у цілому, для забезпечення стабільності функціонування екосистеми поверхневого водного об'єкта і подальшого відновлення екологічної рівноваги в ньому.

Ця концепція передбачає наступні етапи:

оцінка існуючого стану поверхневого водного об'єкта, його стабілізація, виявлення джерел надходження ЗР;

– розробка водоохоронних заходів, як для поверхневого водного об'єкта, так і для його водозбору, для поетапного його відновлення до близького до природного стану;

– безперервний моніторинг гідрохімічних показників поверхневого водного об'єкта у процесі виконання водоохоронних заходів.

Приведення техногенних навантажень на поверхневі водні об'єкти та їх водозбори у відповідність до їх «екологічної ємності» відображає співвідношення між техногенним впливом і ступенем відновної здатності поверхневого водного об'єкта. Кінцева їх мета полягає в забезпеченні обґрунтованого поєднання екологічних і економічних інтересів для ефективного і стабільного використання водних ресурсів.

При розробці програм по комплексному використанню та охороні водних ресурсів необхідно оцінити ефективність планованих

водоохоронних заходів на стадії їх розробки, що, у свою чергу, дозволить визначити пріоритети з їх інвестування. Це завдання можна вирішити тільки на підставі прогнозування гідрохімічного режиму поверхневого водного об'єкта, який ґрунтується на показнику існуючого стану.

Існуючий екологічний стан поверхневих водних об'єктів, як правило, визначається на основі моніторингу, здійснюваного регіональними центрами по гідрометеорології та моніторингу навколишнього середовища. У той же час, наявна мережа стаціонарних постів не дозволяє дати об'єктивну оцінку екологічного стану поверхневого водного об'єкта, не дає можливості провести розрахунок його гідрохімічного режиму і оцінити його асимілюючу здатність.

Трансформація ЗР залежить від багатьох чинників: хімічних (розпад, з'єднання з іншими речовинами, випадання в осад); фізичних (перехід в інший агрегатний стан, адсорбція, коагуляція); гідродинамічних (перенесення течіями і розсіювання у процесі турбулентної дифузії); біологічних (аккумуляція і перенесення організмами).

В цей час є залежності, що дозволяють розраховувати трансформацію ЗР на ділянці між існуючим стаціонарним створом і довільним, розташованим на відстані L від нього, умов розведення і самоочищає, поверхневого водного об'єкта:

$$\frac{dC_L^j}{d\tau} = -K_j \cdot (C_i^j)^{-n_j}, \quad (7.2)$$

де $\tau_{i+1,i}$ – час добігання до контрольного створу ділянки, на добу;

C_i^j – концентрація j -ї ЗР в початковому стаціонарному створі ділянки;

n_j – порядок процесу;

K_j – константа швидкості процесу, що розраховується за формулою:

$$K_j = \left(\frac{1}{n_j - 1} \right) \cdot \left(\frac{1}{(\xi_{i+1,i}^j)^{n_j-1}} - 1 \right) \cdot ((C_i^j)^{n_j-1} \cdot \tau_{i+1,i})^{-1} \quad (7.3)$$

де ξ_L^j – безрозмірний параметр, що є відношенням концентрацій j -ї ЗР у довільному C_L^j і вищерозташованому стаціонарному існуючому (C_i^j) створі: $\xi_L^j = \frac{C_L^j}{C_i^j}$.

Порядок процесу (n_j) у формулі (7.1) визначається за формулою:

$$n_j = [a_j \cdot \lg(T + 1)]^2, \quad (7.4)$$

де a_j – коефіцієнт, чисельне значення якого пропонується прийняти рівним 0,5; T – температура води в розглянутому поверхневому водному об'єкті, °С.

Якщо розглянути рівняння (7.2–7.4), то вони не задовольняють теорії розмірності, а отже, можуть бути застосовні тільки в тих умовах, для яких вони отримані.

Якщо ввести допущення, що ЗР, яка розглядається, є консервативною та не взаємодіє з іншими видами забруднень ці рівняння можна привести до безрозмірного вигляду з використанням π -теорема Букінгема.

Припустимо, що явище характеризується такими величинами:

- характерним лінійним розміром, в якості якого можна прийняти перепад відміток дна, між існуючими стаціонарними створами поверхневого водного об'єкта, тому що русла більшості річок мають давнє

походження й глибокий ерозійний вріз, долини річок добре розроблені і тому мало схильні до зміни в часі;

– гідравлічною характеристикою потоку, в якості якої приймемо середню швидкість води в межах даної ділянки (V_{cp}), тому що дана величина впливає на процес насичення потоку киснем, а отже, і на процеси змішування ЗР і їх самоочищення у водотоці;

– середньою глибиною потоку $H_{i+1,1}^{cep}$;

– температурою води у водотоці (T), значення якої у значній мірі визначає швидкість процесу самоочищення;

– допустимою концентрацією вказаної речовини ($C_{ГДК}^j$), оскільки саме ГДК визначає можливість використання води для конкретного виду водокористування;

– прискоренням вільного падіння (g), оскільки рух води відбувається під дією сили тяжіння.

Якщо в якості незалежних величин прийняти наступні:

- перепад відміток дна на даній ділянці поверхневого водного об'єкта ($H_{i+1,1}^{cep}$), що розраховується за формулою: $H_{i+1,1}^{cep} = (H_i + H_{i+1})/2$, де H_i та H_{i+1} – відповідно позначки дна в існуючих стаціонарних створах поверхневого водного об'єкта;

- середню швидкість води в межах даної ділянки ($V_{i+1,1}^{cep}$);

- ГДК розглянутої речовини, а також прискорення вільного падіння (g).

Чисельні значення H_i , H_{i+1} , $V_{i+1,1}^{cep}$ можуть бути прийняті в першому наближенні за даними системи моніторингу ДАВР в існуючих стаціонарних створах.

Після нескладних перетворень отримаємо два π -члени: перший, відношення концентрації розглянутої j -ї ЗР до відповідного ГДК ($C_i^j / C_{ГДК}^j$), яке позначимо через C_{np}^j другий, зворотна величина числа

Струхала, що враховує час добігання води до довільного розглянутого створу і розраховується за рівнянням:

$$\frac{1}{Sh_{i+1,i}^{cep}} = \frac{V_{i+1,i}^{cep} \cdot \tau}{H_{i+1,i}^{cep}} \quad (7.5)$$

При перетворенні рівняння (7.5) попередньо необхідно зробити наступні зауваження.

Порядок процесу (n_j) залежить тільки від температури. Однак на процес самоочищення впливає не тільки температура, але і гідравлічні характеристики потоку, в якості яких можна прийняти: середню глибину в межах розглянутої ділянки і середню швидкість у межах цієї ж ділянки.

Використовуючи прийняті гідравлічні характеристики потоку, і з урахуванням того, що рух води відбувається під дією сили тяжіння, основним визначальним фактором якої є прискорення вільного падіння (g), на підставі π -теорема Букінгема коефіцієнт ($a_{i+1,i}^{cep}$) в рівнянні (7.5), що враховує динаміку потоку, можна висловити функцією числа Фруда ($Fr_{i+1,i}^{cep}$), тобто:

$$a_{i+1,i}^{cep} = f(Fr_{i+1,i}^{cep}) \quad (7.6)$$

чисельне значення якого розраховується за формулою:

$$Fr_{i+1,i}^{cep} = (V_{i+1,i}^{cep})^2 / (g \cdot H_{i+1,i}^{cep}) \quad (7.7)$$

В якості ж четвертого члена, що враховує перемішування суміжних шарів потоку, введемо коефіцієнт турбулентної дифузії:

$$D_{i+1,i}^{cep} = \frac{gH_{i+1,i}^{cep} V_{i+1,i}^{cep}}{m_{i+1,i}^{cep} C_{i+1,i}^{cep}} \quad (7.8)$$

де $C_{i+1,i}^{cep}$ – коефіцієнт Шезі, що розраховується за формулою

$$C_{i+1,i}^{cep} = \frac{V_{i+1,i}^{cp}}{\sqrt{H_{i+1,i}^{cp} I_{i+1,i}^{cp}}}; m_{i+1,i}^{cep} – величина, що є функцією коефіцієнта Шезі$$

$C_{i+1,i}^{cep}$ (для інтервалів $10 < C_{i+1,i}^{cep} < 60$ вона пов'язана з коефіцієнтом Шезі наступною залежністю: $m_{i+1,i}^{cep} = 0,7C_{i+1,i}^{cep} + 6$).

На процес перемішування і, як наслідок, на самоочищення водотоків, впливають поперечні течії (тобто внутрішні циркуляції в потоці), обумовлені поперечною швидкістю по вертикалі ($v_{i+1,i}^{cp}$), і пульсаційною швидкістю ($w_{i+1,i}^{cp}$).

Істотний вплив на процес перемішування води в товщі потоку справляє поперечна складова швидкості потоку. Наявність поперечних складових швидкостей, тобто внутрішньої циркуляції в потоці, призводить до інтенсифікації процесу перемішування. Середнє значення абсолютної величини поперечної складової пульсаційної швидкості у значній мірі визначається радіусом кривизни русла.

Середнє значення поперечної швидкості по вертикалі може бути розраховане за формулою: $v_{i+1,i}^{cep,z} = 0,13N_{i+1,i}^{cep} \frac{H_{i+1,i}^{cep}}{r_{i+1,i}^{cep}} v_{i+1,i}^{cep}$, де $N_{i+1,i}^{cep}$ – безрозмірне

характерне число турбулентного потоку, що визначається зі

співвідношення: $N_{i+1,i}^{cep} = \frac{m_{i+1,i}^{cep} C_{i+1,i}^{cep}}{g}$; $r_{i+1,i}^{cep}$ – радіус кривизни русла,

середньозважене значення для ділянки річки, розташованої між існуючими стаціонарними створами.

Слід зауважити, що планові деформації закрутів вельми істотні й пов'язані з шириною русла у брівках суміжних берегів. Так, на річках із

шириною русла до 400 м швидкість зсуву увігнутих берегів закрутів становить приблизно 19 м/рік, а на річках із шириною русла 600 м вона складає вже близько 32 м/рік.

Таким чином, радіус кривизни русла не є постійною величиною і тому для розрахунку усереднених за часом і глибиною значень поперечної складової швидкості можна прийняти залежність:

$$v_{i+1,i}^{cep,z} = 0,5v_{i+1,i}^{cep*} \quad (7.9)$$

де $v_{i+1,i}^{cep*} = \sqrt{gH_{i+1,i}^{cp} I_{i+1,i}^{cp}}$ – динамічна швидкість, яка може бути застосована для діапазону коефіцієнта Шезі від 30 до 70 м^{0,5}/с.

Середнє значення абсолютної величини пульсаційної швидкості розраховується:

$$w_{i+1,i}^{cp} = \frac{V_{i+1,i}^{cp}}{\sqrt{N_{i+1,i}^{cp}}} \quad (7.10)$$

Крім поперечної циркуляції в потоці, на інтенсивність процесу перемішування істотно впливає і нерівномірний розподіл глибин на даній ділянці.

При розрахунку розведення для умов плоскої задачі використовується модель схематизованого русла, яке має постійну глибину, що не дозволяє враховувати особливості природного русла, які полягають у чергуванні глибоких і дрібних ділянок. Мінливість глибин за довжиною річки на даній ділянці підсилює кінематичну неоднорідність потоку і є одним із факторів турбулізації водних мас.

Встановлена залежність коефіцієнта турбулентної дифузії від середнього значення абсолютної величини поперечної складової швидкості по вертикалі, від середнього значення абсолютної величини поперечної

складової пульсаційної швидкості і відношення: $\frac{H_{i+1,i}^{макс.шв} - H_{i+1,i}^{сеп}}{H_{i+1,i}^{сеп}} = 0$, де

$H_{i+1,i}^{макс.шв}$ – максимальна із середніх глибин води на даній ділянці, м. Для обліку цих чинників у коефіцієнт турбулентної дифузії введено поправку $k_{заг}$:

$$D_{i+1,i}^{сеп,вunp} = k_{заг} D_{i+1,i}^{сеп}, \quad (7.11)$$

де $D_{i+1,i}^{сеп,вunp}$ – виправлений коефіцієнт турбулентної дифузії, сумарно характеризує умови перемішування в річковому потоці.

Для кількісного визначення поправочного коефіцієнта у формулі (7.11) наводиться графічна залежність $k_{заг} = f\left(\frac{v_{i+1,i}^{сеп,z} - w_{i+1,i}^{сеп}}{w_{i+1,i}^{сеп}}\right)$.

До безрозмірного вигляду коефіцієнт турбулентної дифузії можна привести, якщо розділити його на коефіцієнт динамічної в'язкості (ν):

$$D_{i+1,i}^{np} = D_{i+1,i}^{сеп,вunp} / \nu \quad (7.12)$$

На підставі вищесказаного коефіцієнт ($a_{i+1,i}^{сеп}$) в рівнянні (7.4) можна виразити функцією числа Фруда ($Fr_{i+1,i}^{ср}$) і безрозмірним коефіцієнтом турбулентної дифузії, тобто:

$$a_{i+1,i}^{сеп} = f(Fr_{i+1,i}^{ср}, D_{i+1,i}^{np}). \quad (7.13)$$

Крім того, характерною особливістю річок басейну Дніпра є те, що середньодобова температура води в літній період змінюється в межах 16 – 24 °С, тобто у незначній мірі відрізняється від нормальної. Отже, температуру води у поверхневому водному об'єкті на момент відбору проб

доцільно віднести до 20 °С. Дане припущення можна обґрунтувати наступним:

По-перше, для даної температури властивості рідини визначені.

По-друге, якщо побудувати графічну залежність питомої ваги води від температури ($\gamma = f(T)$), то в діапазоні від 4 до 20 °С вона добре апроксимується лінійною залежністю (коефіцієнт кореляції дорівнює 0,94).

Отже, рівняння (7.4) можна записати:

$$n_{i+1,i}^{np} = \left[(Fr_{i+1,i}^{cp})^{k_{1,j}} (D_{i+1,i}^{np})^{k_{2,j}} \cdot \lg(T/T_{20}+1) \right]^2, \quad (7.14)$$

де k_{1j} і k_{2j} – показники ступеня, чисельне значення яких залежить від j -ї розглянутої ЗР.

З урахуванням прийнятих позначень та вищевказаних членів рівняння (7.13) в безрозмірному вигляді запишеться як:

$$K_L^{np} = \left(\frac{1}{n_{i+1,i}^{np} - 1} \right) \cdot \left(\frac{1}{(\xi_L^j)^{n_{i+1,i}^{np} - 1}} - 1 \right) \cdot \left(\left(\frac{C_i^j}{C_{ГДК}^j} \right)^{n_{i+1,i}^{np}} \cdot \frac{1}{Sh_{i+1,i}^{np}} \right)^{-1} \quad (7.15)$$

Після інтегрування і перетворення вихідне рівняння (7.12) набуде вигляду:

$$C_{L,np}^j = \left[(C_{i,np}^j)^{n_{i+1,i}^{np} + 1} - K_L^{np} \cdot (n_{i+1,i}^{np} + 1) \cdot \frac{1}{Sh_{i+1,i}^{cp}} \right]^{\frac{1}{n_{i+1,i}^{np} + 1}} \quad (7.16)$$

Якщо $C_{i,np}^j$ помножити на ГДК відповідної ЗР і на витрату водотоку в розглянутому довільному створі, то за рівнянням (7.16) можна розрахувати й її масові витрати. Це дозволить значно зменшити кількість відібраних

проб води на гідрохімічні аналізи, а отже, й фінансові витрати на проведення моніторингу.

Під час експедиційного обстеження, крім відбору проб води на гідрохімічні аналізи, слід одночасно визначати і витрати води в раніше намічених створах. Однак визначення витрат води пов'язане зі значними витратами часу, що позначається на тривалості експедиції; крім того, точність визначення витрат є невеликою.

Водні ресурси малих річок формуються під впливом численних факторів, серед яких необхідно виділити зональні й азональні. Численними спостереженнями встановлено, що на стік з малих водозборів дуже впливають місцеві (азональні) фактори (мезо- і мікрорельєф, геологічна будова ґрунту, сільськогосподарське використання земель, сніговий покрив, мікроклімат і т.д.). Саме азональні чинники визначають особливість малих річок, що проявляється у великій мінливості модуля стоку по їх довжині.

З урахуванням даного зауваження, пропонується розрахунковий спосіб визначення витрат води в довільних створах обстежуваного водотоку, незбіжних зі стаціонарними.

Сутність запропонованого способу полягає в тому, що розрахунок витрати води в довільному створі проводиться з використанням даних по стаціонарних створах, розташованих вище і нижче за течією водотоку. При цьому дати вимірювання витрат води на стаціонарних створах пов'язуються з датою і часом відбору проб у довільному створі, тобто враховується час добігання води до них.

Для розрахунків необхідні такі вихідні дані:

- за всіма наявними I -ми стаціонарними постами: щоденні витрати води на період експедиційних досліджень (Q_1, Q_2, \dots, Q_I); площі водозборів (F_1, F_2, \dots, F_I); середні швидкості течії річки по кожному стаціонарному створу (v_1, v_2, \dots, v_I); модулі стоку (M_1, M_2, \dots, M_I); відстань по фарватеру ріки до кожного стаціонарного створу (L_1, L_2, \dots, L_I).

- за всіма довільни K -м створами: відстань по фарватеру річки до кожного розглянутого створу ($L^{np_1}, L^{np_2}, \dots, L^{np_l}$) і площі водозборів ($F^{np_1}, F^{np_2}, \dots, F^{np_l}$).

За датою створення відбору проби в довільному створі розраховуються дати для стаціонарних створів, в які слід приймати виміряні витрати води в них в якості розрахункових:

$$T_{заг} = \frac{L}{v_{i+1,i} \cdot 24} + \frac{t_{вим}}{24} \quad (7.17)$$

де L – відстань між довільним та існуючими стаціонарними створами; $t_{вим}$ – час відбору проби; $v_{i+1,i} = \frac{v_{i+1} + v_i}{2}$ – середня швидкість течії річки між існуючими стаціонарними створами.

В якості розрахункових витрат на стаціонарних постах приймаються виміряні витрати з урахуванням наступного зауваження: для вище розташованого – на дату відбору проби за вирахуванням часу добігання, а для нижче розташованого – з урахуванням часу добігання.

Модуль стоку в довільному створі, розташованому на відстані L від вище розташованих, буде дорівнювати:

$$M_{вим} = M_i + (M_{i+1} - M_i) \cdot \frac{(L_{вим} - L_i)}{(L_{i+1} - L_i)} \quad (7.18)$$

де M_{i+1} та M_i – відповідно модулі стоку у вище розташованому i -му і нижче розташованому $(i+1)$ -му стаціонарних створах; $L_{i+1}, L_i, \dots, L_{вим}$ – відповідно відстані по фарватеру до цих же і до довільного створів.

Витрата води в довільному створі є похідною розрахункового модуля стоку на площу водозбору:

$$Q_{вим} = M_{вим} (F_{вим} - F_i), \quad (7.19)$$

де $F_{вим}$, F_i – відповідно площі водозборів у довільному і вище розташованому створах.

Слід зауважити, що число діб добігання води від стаціонарного до довільного створу практично завжди виходить дробовим числом, тому необхідно вводити поправку, чисельне значення якої може бути розраховане з використанням лінійної інтерполяції:

$$K_m = \frac{(Q_i \cdot F_{вим})}{(Q_{вим} \cdot F_i)} \quad (7.20)$$

де Q_i , $Q_{вим}$ – відповідно витрата річки на стаціонарному і в розглянутому створах. Тоді дійсна витрата води водотоку в довільному створі буде дорівнювати:

$$Q_{дійсн} = K_m \cdot Q_{вим} \quad (7.21)$$

Виконані дослідження показали, що швидкість течії, температура води і глибина є визначальними факторами зниження вмісту у воді неконсервативних домішок, а запропонований підхід дозволяє виробляти чисельне моделювання вмісту у воді цих домішок.

7.5 Аналіз зміни екологічного стану водойми-охолоджувача Зміївської ТЕЦ Харківської області

Оцінка існуючого стану водойм, що зазнають значного техногенного навантаження, трансформація їх екологічного стану в часі повинна

проводитися за комплексною оцінкою, тобто за гідрохімічними і гідробіологічними показниками, враховувати як характерні природні умови формування складу вод, так і техногенний вплив.

Дана комплексна оцінка була виконана на прикладі природної поверхневої водойми озера Лиман, використовуваного Зміївською ТЕЦ, Харківська область, в якості ставка-охолоджувача. Оцінка стану озера проводилася на аналізі змін його водного, теплового та гідрохімічного балансів (з урахуванням зворотної системи водопостачання, гідрозолевидалення та золовідвалу), а також змін гідробіоценозу за період його використання за технологічною схемою ТЕЦ.

Інтегральна порівняльна оцінка існуючого стану якості вод оз. Лиман за гідрохімічними показниками проводилася за запропонованою методикою, описаною в розділі 4. Основними вихідними даними для розрахунку були наступні:

- батиграфічні криві;
- спостереження за рівнем водойми, а так само дані гідрохімічних аналізів ЗР до і після початку техногенного впливу.

Графічна залежність результатів розрахунків інтегральної порівняльної оцінки природної водойми оз. Лиман, схильного до значного техногенного навантаження, наведена на рисунку 7.6.

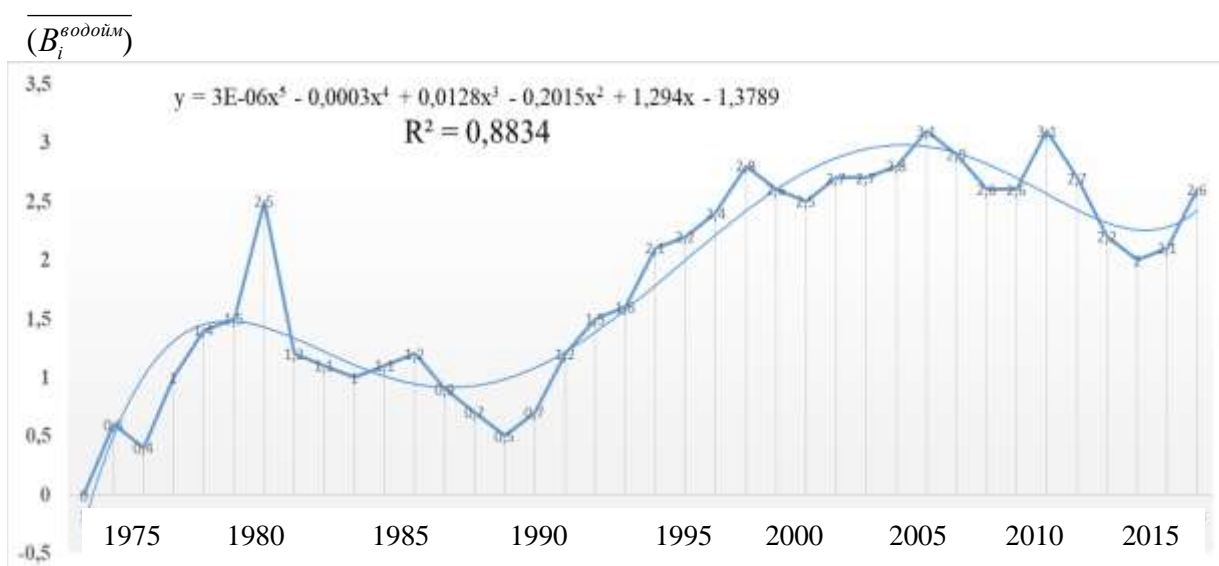


Рисунок 7.6 – Інтегральна порівняльна оцінка озера Лиман

Аналіз інтегральної порівняльної оцінки оз. Лиман (рис. 7.6) дозволив оцінити його існуючий стан, виявити основні етапи евтрофікації водойми і розробити план заходів щодо його стабілізації та відновлення без скорочення вироблення електроенергії.

Для виділення етапів деградації озера використовувалися дані про кількісні зміни стану водойми за період 1975–2015 рр. У перші п'ять років експлуатації озера спостерігалось накопичення ЗР в його акваторії, обумовлене відсутністю замкнутої системи гідрозоловидалення і прямоточним скиданням освітленої води.

Потім настав період тимчасової стабілізації його стану, чому відповідає введення в дію другої насосної станції підкачування і замкнутої системи гідрозоловидалення.

З 1975 року почався другий період збільшення мас забруднювачів, який пояснюється початком фільтрації із золовідвалу.

Другий період стабілізації відповідає високою природною водністю періоду і стабілізації фільтраційного припливу. У 1995 році розпочався третій період зростання накопичення забруднень, обумовлений модернізацією обладнання ТЕЦ, а також тим, що існуючий золовідвал заповнений практично до проєктної позначки і знаходиться в передаварійному стані.

Теплове і хімічне забруднення озера призвело до його евтрофікації, на що вказують характерні радикальні зміни у структурі зоопланктону і іхтіоценозі, які виражаються в заміні довгоциклових і великих форм на дрібні та короткоциклові. Це призвело до підвищення продуктивності водойми і збільшення біомаси тварин та заміни цінних промислових риб малоцінними, що володіють великою швидкістю відтворення.

Ці дані дозволяють констатувати, що стався якісний перехід водойми з природного (природного) в природно-антропогенний поверхневий водний об'єкт, а в історії існування озера до сьогодні можна виділити три характерні етапи (рис. 7.7).

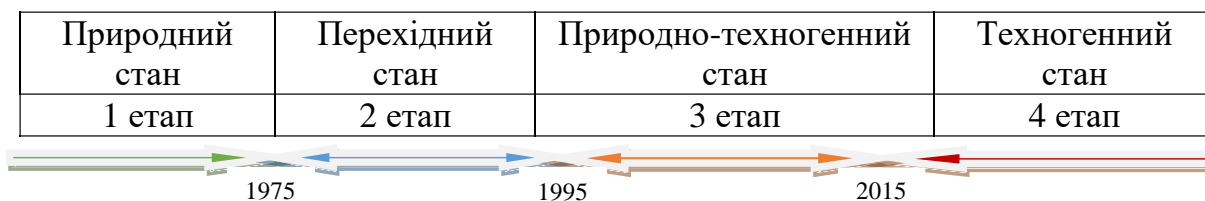


Рисунок 7.7 – Схема оцінки стану екосистеми озера Лиман

До 1975 р стан екосистеми озера може характеризуватися як природний, що не змінювався протягом тривалого періоду часу й не був підданий помітним техногенним навантаженням.

З моменту введення в дію першої черги ТЕЦ і початком активного господарського освоєння водозбору озера його екосистема опинилася на етапі переходу від природного до природно-техногенного стану.

Часову межу завершення даного етапу і момент остаточного переходу озера у природно-техногенний стан точно визначити складно, оскільки в діючих нормативних документах і науковій літературі кількісні критерії оцінки такого переходу відсутні. Однак аналіз наведених вище відомостей про зміну характеристик екосистем озера дозволяє вважати такою межею початок вісімдесятих років минулого століття. В підтвердження прийняття такої межі слід зазначити таке:

1) Перехід в 1991–1992 рр. вод озера з гідрокарбонатного до сульфатного класу.

2) Початок різкого зростання інтегрального показника надходження ЗР і загасання процесів самоочищення озера (рис. 7.7).

Якщо за період 1975–1991 рр. середньо-багаторічний інтегральний показник збільшення відносної маси забруднень в озері змінювався від 0,5 до 1,5 і, в середньому, становив близько 1, то за період з 1995 по 2015 рік він змінився в інтервалі 1,25–3,0 і, в середньому, склав більше 2. Істотно змінилися на кордоні 1991 р. концентрації основних іонів по відношенню до загальної мінералізації води.

3) Після 1991 р., внаслідок підвищення температури води в озері, почалося різке погіршення стану водної екосистеми. Зменшилася видова різноманітність діатомових водоростей, збільшилися показники первинної продукції органічних речовин, скоротився видовий склад риби і різко знизилася рибопродуктивність.

4) До цього моменту часу значно змінилася структура водного балансу озера, особливо у прибутковій його частині, що призвело до можливості використовувати тільки одну станцію підкачки води з р. Сіверський Донець.

Проведене обстеження берегової лінії озера дозволило виявити впадіння в озеро струмка, який був відсутній в природному стані. Обстеження стану перехоплюючих протифільтраційних свердловин і золовідвалу, а також аналіз даних гідрохімічних показників відібраних проб дозволили дійти висновку, що даний струмок є результатом виклинювання фільтраційних вод із золовідвалу.

5) Рекреаційне навантаження на озеро до цього моменту часу досягло максимальних значень, що призвело до стрибкоподібного посилення засмічення водозбірної площі озера і льодового покриву в зимовий період.

Таким чином, з початку 90-х рр. минулого століття озеро увійшло в явно виражений природно-техногенний стан. На основі викладеного пропонується вважати 1991 р. умовною межею переходу озера до природно-техногенного стану.

У 90-х рр. зважаючи на падіння промислового і сільськогосподарського виробництва, скорочення чисельності населення техногенне навантаження на озеро дещо знизилося, але до цього часу інтегральний показник привнесених забруднень не опускався нижче 2,0. Згідно з прогнозними розрахунками, якщо не обмежити техногенне навантаження на озеро, то до 2022 р. воно може перейти в повністю техногенний стан і втратити всі основні властивості природного об'єкта.

Інтегральний показник дозволив виявити не тільки зміни в гідрохімічному режимі водойми, а й основні ЗР, що найбільше впливають на гідрохімічні показники якості вод – це сульфати і нафтопродукти.

Необхідно відзначити, що джерелами забруднення водойми є не тільки ТЕЦ, а й інші підприємства, розташовані на його водозбірній площі (автомагістраль, міські забудови, поверхневий стік із призначених для забудови територій, рекреація та ін.).

Для виявлення додаткових джерел надходження ЗР передбачалося обстеження водозбірної площі озера. Аналіз отриманих даних дозволив дійти висновку, що основним джерелом надходження сульфатів є ТЕЦ, в той час як нафтопродукти надходять з його водозбірної площі.

Таким чином, запропонована методика оцінки існуючого стану і аналіз отриманих результатів на прикладі природного водоймища озера Лиман дозволили:

- 1) Виявити основні етапи евтрофікації водойми.
- 2) Виявити основні ЗР, які впливають на зміну його екологічного стану.
- 3) Довести, що водогосподарський, гідрохімічний і тепловий баланси водойми під впливом ТЕЦ зазнали значних змін.
- 4) Пропонується провести поділ геоекосистеми водойми на дві: комунально-побутову та техногенну, яка виділяється у відособлене користування ТЕЦ; такі заходи здатні протягом 5–8 років стабілізувати його стан без зниження вироблення електроенергії.

Результати досліджень у подальшому були використані при розробці проєкту нормативів допустимих впливів на водойму-охолоджувач КЕП «Чернігівська ТЕЦ».

Висновки до розділу 7

1. Інтегральна бальна оцінка існуючого стану основних поверхневих водних об'єктів в межах басейну Дніпра за запропонованою методикою, показала, що в найбільш несприятливому екологічному стані перебуває р. Ірпінь (14,76). Внесок по надходженню ЗР розподілився наступним чином: біохімічне споживання кисню (2,3), завислі (суспендовані) речовини (8,7), сульфат-іони (179,3), хлорид-іони (90,37), амоній-іони (0,73), нітрат-іони (12,7), нітрит-іони (0,26), фосфат-іони (поліфосфати) (0,41) [248].

2. Що стосується р. Десна, то необхідно відзначити, що, хоча менше ніж в р. Ірпінь, але досить істотне значення сумарної інтегральної бальної оцінки (100,69) пояснюється підвищеним природним фоном [267]-[298].

3. Аналіз гідрохімічних показників якості води транскордонних водних об'єктів по басейну р. Дніпро (р. Прип'ять) показав, що надходження амоній-іонів, завислих (суспендованих) речовини, фосфат-іонів (поліфосфатів) з Білоруської сторони менше, ніж на території України. У той же час, скласти досить точний баланс мас забруднень р. Прип'ять через відсутність точних даних по витратах води в даних водотоках не є можливим. Річка є транскордонною, а питання про допуск українських фахівців за лінію фарватеру на цей час не вирішено на міждержавному рівні [280].

4. Для підвищення надійності спостережень і уточнення джерел забруднення транскордонних водних об'єктів басейну р. Прип'ять зроблені пропозиції щодо вдосконалення системи моніторингу [298].

5. Результати розрахунків показали, що при виконанні всіх запроєктованих водоохоронних заходів їх ефективність складе близько 65 % від існуючого стану [177].

6. Виведена емпірична залежність, яка при проведенні експедиційних обстежень дозволяє значно зменшити кількість відібраних проб води на гідрохімічні аналізи, а, отже, і фінансові витрати на проведення

моніторингу. Нею так само можна користуватися при попередньому прогнозуванні зміни гідрохімічного режиму обстежуваного водотоку при розробці водоохоронних заходів [168].

7. Розроблено розрахунковий спосіб визначення витрат води в довільних створах обстежуваного водотоку, незбіжних зі стаціонарними [301].

8. Оцінка існуючого стану водойми-охолоджувача ТЕЦ (на прикладі природної водойми озера Лиман Зміївський район, Харківської області) за розробленою методикою і аналіз отриманих результатів дозволили виявити основні етапи евтрофікації водойми; довести, що водогосподарський, гідрохімічний і тепловий баланси водойми під впливом ТЕЦ зазнали значних змін; розробити план заходів щодо стабілізації і відновлення водойми без скорочення вироблення електроенергії; результати досліджень були використані при розробці проекту нормативів допустимих впливів на водойму-охолоджувач діючої ТЕЦ [248].

ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ

З метою зниження техногенного навантаження на поверхневі водні об'єкти в межах БУВР здійснено обґрунтування наукових засад екологічного прогнозування, що дозволяє здійснювати оцінку існуючої якості поверхневих водних об'єктів для їх планомірного відновлення до природного стану, у дисертації сформувано наукові положення, висновки та рекомендації, сукупність яких являє собою нові науково обґрунтовані результати у галузі екологічної безпеки.

В результаті виконаних автором теоретичних та експедиційних досліджень запропоновано рішення науково-практичної проблеми, що має важливе соціально-економічне значення – розроблено та обґрунтовано методологічний підхід до відновлення якості поверхневих вод та методики, що дозволяють його реалізувати на рівні БУВР Дніпра.

Основні наукові та практичні результати, отримані під час виконання дисертаційної роботи, полягають у наступному:

1. Аналіз сучасних методів прогнозування та оцінки якісного складу вод дозволив виявити основні недоліки існуючих методологій. Запропоновано при розробці плану управління річковим басейном розділяти поверхневі водні об'єкти в його межах на дві категорії: перша категорія – вода як сировина; друга категорія – вода природних поверхневих водних об'єктів як природне джерело.

2. Проведено ретроспективний аналіз зміни якості вод природних поверхневих водних об'єктів у межах басейну Дніпра з урахуванням техногенного впливу на них. Визначено можливі причини зміни їх екологічного стану та можливі шляхи його покращення.

3. Обґрунтовано методологічний підхід до прогнозування зміни екологічного стану поверхневого водного об'єкта, шляхом розробки нормативів шкідливих техногенних впливів на нього. Теоретично обґрунтовано механізм впровадження регіональних нормативів впливів на

природні поверхневі водні об'єкти, з урахуванням впливу на них транскордонних водних об'єктів та особливостей БУВР.

4. Запропоновано критерій оцінки якісного складу вод, який враховує транскордонний вплив ЗР, геоекологічні процеси, що відбуваються як на водозборі, так і в поверхневому водному об'єкті. Розроблено методику порівняльної та прогнозної оцінки якості вод, з урахуванням впливу на них ЗР транскордонного походження, тобто районування водних об'єктів у межах БУВР.

5. Розроблено інтегральну бальну оцінку існуючого екологічного стану поверхневого водного об'єкта, який враховує відношення модуля трансформації ЗР, з урахуванням впливу на них транскордонних водних об'єктів. Така усереднена оцінка дозволяє провести ранжування всіх виділених ділянок за рівнем техногенного впливу з їх водозбірної площі в межах розглянутого басейну.

6. Встановлено, що прогнозування зміни якісного складу вод другої категорії (вода як природний ресурс, що формується під впливом техногенного навантаження) має проводитися на регіональному рівні в межах басейнового управління, з урахуванням впливу на них транскордонних водних об'єктів.

7. Розроблена методологія і методи експериментально апробовані на прикладі басейну Дніпра. Запропоновано заходи, які можуть бути використані БУВР при розробці плану управління річковим басейном. Оцінка існуючого екологічного стану річки Дніпро за запропонованою методикою дозволила обґрунтувати основні етапи евтрофікації водойми, виявити основні ЗР, які суттєво впливають на її екологічний стан.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Яцик А. В. Водогосподарська екологія. Київ : Генеза, 2003. Т.1, кн. 1-2. 400 с.
2. Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України від 03.03.2017 р. № 103 «Про затвердження Меж районів річкових басейнів, суббасейнів та водогосподарських ділянок». <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0421-17#n320>
3. Постанова КМУ від 19 вересня 2018 р. № 758 «Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод».
4. Водний кодекс України (Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1995, № 24, ст.189).
5. Закон України «Про питну воду і питне водопостачання» № 2918-III від 12.01.2002 р. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження порядку розроблення та узгодження нормативів питного водопостачання» № 1107 від 25.08.2004 р.
6. Постанова Кабінету Міністрів України № 630 від 27.07.2005р. «Про затвердження правил з надання послуг централізованого опалення, постачання холодної та гарячої води і водовідведення
7. Постанова Кабінету Міністрів України №869 від 01.06.2011р. «Про забезпечення єдиного підходу до формування тарифів на житлово-комунальні послуги».
8. Наказ Міністерства охорони здоров'я України «Державні санітарні норми та правила», гігієнічні вимоги до питної води, що призначена для споживання людиною № 400 від 12.05.2010 р.
9. Правила користування системами централізованого комунального водопостачання та водовідведення в населених пунктах України, затвержені наказом Міністерства з питань житлово-комунального господарства України від 27.06.2008, за № 192.
10. Правила приймання стічних вод підприємств у комунальні та

відомчі системи каналізації населених пунктів України, затверджені Наказом Державного комітету будівництва, архітектури та житлової політики України N 37 від 19.02.2002р.

11. Пономаренко Р. В., Третьяков О. В., Пляцук Л. Д. Оцінка екологічного стану головної артерії питного водопостачання України. Тези доповідей сьомої міжнародної науково-технічної конференції «Проблеми інформатизації» (Черкаси, 13–15 листопада 2019 р.). Том 3: секція 5–7. Черкаси: Черкаський державний технологічний університет, 2019. С. 73.

12. Пономаренко Р. В., Третьяков О. В., Пляцук Л. Д. Визначення екологічного стану головної водної артерії України. Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції «Перспективи майбутнього та реалії сьогодення в технологіях водо підготовки» (Київ, 14–15 листопада 2019 р.). Київ: НУХТ, 2019. С. 188–189.

13. Удод В. М., Маджд С. М., Кулинич Я. І. Дослідження причин та наслідків трансформації техногенно змінених водних систем. Техногенна безпека. 2017. Т. 289. Вип. 277. С. 10–16.

14. Мокін В. Б., Ящолт А. Р., Боцула М. П. Інформаційна технологія проектування систем обробки даних спостережень якості вод: монографія. Вінниця : ВНТУ, 2010. 203 с.

15. Ісаєнко В. М., Маджд С. М. Теоретична концепція формування екологонебезпечних ризиків у процесі розвитку техноприродних водних екосистем. Вісник Кременчуцького національного університету. 2019. №1 (114). С. 121–127.

16. Мішина В. О., Пономаренко Р. В. Управління надійністю системи водопостачання як засіб вирішення проблеми екологічної безпеки регіону. Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції студентів, магістрантів та аспірантів «Галузеві проблеми екологічної безпеки» (Харків, 24 жовтня 2017 р.). Харків, 2017. С. 138–141.

17. Пономаренко Р. В., Мішина В. О. Характеристика основного джерела водопостачання східного регіону України. Збірник тез доповідей

XXI Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво – 2018» (Харків, 18–20 квітня 2018 р.). Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2018. С. 169–170.

18. Dickinson J. E., Hanson R. T., Predmore S. K. Hydroclimate-Hydrologic and climatic analysis toolkit: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, 2014. P. 49.

19. Архипова Л. М. Функціональна структура природно техногенних гідроекосистем. Науковий вісник НЛТУ. 2008. Вип. 18.8. С. 101–107.

20. Шмандій В. М. Управління екологічною безпекою на регіональному рівні (теоретичні та практичні аспекти): автореф. дис. докт. техн. наук: 21. 06. 01. Харків, 2003. 36 с.

21. Шмандій В. М. Теоретичні та практичні аспекти управління екологічною безпекою на основі антропоцентричних підходів. Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна. 2013. № 1070. С. 347–352.

22. Гриб Й. В. О периодичности характеристик в экологической классификации качества поверхностных вод. Гидробиологический журн. 2003. № 3. С. 38–43.

23. Пернеровська С. В. Визначення ступеня гідроекологічного ризику як основного параметра сталого розвитку гідроекосистеми. Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування: науково-технічний журнал. 2014. С. 23–28.

24. Marques C. A., Ferreira J. A., Rocha A., Castanheira J. M., Melo-Goncalves P., Vaz N., Dias Marques J. M. Singular spectrum analysis and forecasting of hydrological time series. Physics and Chemistry of the Earth, Parts. 2006. P. 1172–1179.

25. Злочевський М. В. Відновлення водних екосистем малих річок України. Вісник інженерної академії України. 2010. № 3–4. С. 227–235.

26. Качинський А. Б., Єгоров Ю. В. Екологічна безпека України:

Системні принципи та методи її формалізації. Національна безпека: Український вимір. 2009. № 4 (23). С. 71–79.

27. Пшеюк О. О. Басейновий принцип управління як один з факторів ефективного використання водних ресурсів. Вісн. Нац. ун-ту вод. гос-ва та природокористування. 2009. Вип. 1 (45). С. 247–257.

28. Міхєєв О. В. Біоцентричні принципи оптимізації складних техноекосистем шляхом вибору адекватних технологічних рішень. Вісник Кременчуцького національного університету. 2016. №3. С. 106–112.

29. Пічура В. І. Просторово-часова закономірність формування якості води в річці Дніпро. Біоресурси і природокористування. 2018. №1–2. С. 44–57.

30. Кулько А. В. Інтегроване управління водними ресурсами міжнародних водотоків: проблеми та перспективи механізмів міжнародно-правової регламентації. Наукові записки Інституту законодавства Верховної Ради України. 2013. №4. С. 107–112.

31. Статюха Г. О., Бойко Т. В., Бендюг В. І. Розробка методики оцінки небезпечних видів діяльності промислових підприємств. Екологія і ресурси. 2003. № 7. С. 46–55.

32. Оценка состояния трансграничных вод в регионе ЕЭК ООН: оценка трансграничных рек, озер и подземных вод в Восточной и Северной Европе. 2011. 36 с.

33. Bezsonov Ye., Andreev V. Smyrnov V. Assesment of safety index for water ecological system. Eastern European. 2019. №6/10 (84). P. 24–34.

34. Данилов-Данильян В. И., К. С. Лосев. Экологический визов и устойчивое развитие. М. : Традиция, 2014. 416 с.

35. Gleick P. H. The Implications of Global Climate Changes for International Security. Climate Change. 15. October, 1989. P. 303–325.

36. Tong C. Review on Environmental Indicator Research research on environmental Science. 2000. No 13(4). P. 53–55.

37. Guo H. D., Shao J. L. Urban Water Resources Carrying Capacity

Based on Pressure-State-Response Model. *Water Resources Protection*. 2009. No 25(2). P. 46–49.

38. Огородникова А. А., Щеглов В. В., Вейдеман Е. Л. Модель «воздействие-состояние-отклик» в решении задач экологического мониторинга загрязнения прибрежной экосистемы. *Известия ТИПРО*. 2004. №137. С. 321–336.

39. Рудько Г. І. Техногенно-екологічна безпека геологічного середовища: монографія. Львів: ВН ЛНУ ім. Івана Франка, 2001. 359 с.

40. Рудько Г. І. Ресурси геологічного середовища і екологічна безпека техноприродних геосистем: монографія. К. : ЗАТ «Нічлава», 2006. 480 с.

41. Войтович І. В. Визначення площ еродованих земель у межах річкового басейну. *Меліорація і водне господарство*. 2011. №99. С. 128–136.

42. Киндюк Б. В. Исследование характеристик рядов ливневого стока малых рек бассейна верхнего Днестра. *Культура народов Причерноморья*. Крымский научный центр НАН Украины. 2003. Вып. 39. С. 9–13.

43. Ромащенко М. І., Михайлов Ю. О., Лютницький С. М., Дантенко Ю. Ю. Удосконалення інтегрованого управління водними ресурсами України за басейновим принципом. *Меліорація і водне господарство*. 2011. Вип. 99. С. 169–178.

44. Guidance Document addressing hydromorphology and physico chemistry for a Pressure-Impact Analysis. Risk Assessment according to the EU WFD / Birgit Vogel. EPIRB Project Activity 2, Austria. – 2014. – 32 p.

45. Shepherd Gill. *The Ecosystem Approach: Fife Steps of Implementation Ecosystem management*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 2004. №3. 31 p. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/CEM-003.pdf>

46. Special Rapporteur on the human right to safe drinking water and

sanitation. Human Rights Council [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.ohchr.org/EN/Issues/WaterAndSanitation/SRWater/Pages/SRWaterI nd ex.aspx>.

47. Poverty Overview. World Bank [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.worldbank.org/en/topic/poverty/overview>.

48. Маджд С. М. Структурно-функціональні зміни розвитку водних систем в умовах техногенної трансформації. «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи» : XIV Міжнарод. наук.-практич. конф., 14 вересня 2018р.: тези доп. Львів, 2018. С. 203.

49. Madzhd S. The conditions and factors for the formation of environmentally dangerous internal processes in water in technogenically loaded territories. VIII International Symposium on Sustainable Aviation 2018, 10–12 October, 2018. Kiev, Ukraine, 2018. P. 7.75–7.79.

50. Кордюм А. Бондар А. Кількісна оцінка ступеня виснаження водних ресурсів малих річок в умовах техногенного навантаження. «Вода і енергія»: Зб. Матеріалів II наук.-практ. конф., присвяченої Всесвітньому дню води, 21 березня 2014 р. К. : ДІУЕВР, 2014. С. 29–31.

51. Яцик А.В. Бишевиць А. Б., Петрук О. М. Методика розрахунку техногенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів малих річок України: монографія / за ред. А.В. Яцик. К. : Укр. н/д. ін-т водогосподарсько-екологічних проблем, 2007. – 64 с.

52. Bülent Cengiz July. Urban River Landscapes, Advances in Landscape Architecture [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.intechopen.com/books/advances-in-landscape-architecture/urban-river-landscapes>

53. Revitalization of Urban River Spaces. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.upv.es/contenidos/CAMUNISO/info/U0643715.pdf>

54. Robert P. Positioning urban rivers within urban ecology. Urban

Ecosystems. –Francis. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://www.researchgate.net/profile/Robert_Francis3/publication/236036017_Positioning_urban_rivers_within_urban_ecology/links/5790978308ae64311c1177ad/Positioning-urban-rivers-within-urban-ecology.pdf

55. Методика дослідження екологічного стану басейнів малих річок : монографія / С. В. Совгіра, Г. Є. Гончаренко, В. Г. Гончаренко, В. С. Берчак. Умань : Видавництво Сочінський М. М., 2016. 289 с.

56. Поліщук В. В. Малі річки України та їх охорона / В. В. Поліщук К. : Товариство «Знання» УРСР, 1988. 32 с.

57. Pysanko Y., Madzhd S. Assessment of the ecological status of small rivers in urban areas. USEFUL online journal. Discipline: Environmental & Geological. 2018. Vol. 2, Issue 4. P. 1–7.

58. Хімко Р. В., Мережко О. І., Бабко Р. В. Малі річки – дослідження, охорона, відновлення. К.: Інститут екології, 2003. 380 с.

59. Маджд С. М. Проблеми захисту малих річок з високим рівнем техногенного навантаження. Екогеофорум-2017. Актуальні проблеми та інновації: Міжнар. наук.-практич. конф., 22–25 березня 2017 р.: тези доп. – Івано-Франківськ: Національний технічний університет нафти і газу, 2017. С. 38.

60. Яцик А. В., Томільцева А. І. Актуальність проблеми дослідження екологічного стану малих річок України та упорядкування їх водоохоронних зон. Вісник КНУТД. 2010. №5. С. 47–51.

61. Методика дослідження екологічного стану басейнів малих річок: монографія / С. В. Совгіра, Г. Є. Гончаренко, В. Г. Гончаренко, В. С. Берчак. Умань: Сочінський М. М., 2016. 289 с.

62. Славінська О. С. Дослідження деформації річок, як неоднорідних потоків, на ділянках мостових переходів. Зб. Наук. праць НТУ. 2010. №3. С. 186–191.

63. Барановський В.А., Бардов В. Г., Омельчук С. Т. Екологічні

проблеми природних вод України. К. : Центр екологічної освіти та інформації, 2000. 80 с.

64. Кирилюк М. И. Водный баланс и качественное состояние водных ресурсов Украинских Карпат. М. : Рута, 2001. 246 с.

65. Адаменко О. М. Адаменко Я. О. Екологічна безпека територій: монографія. Івано-Франківськ: Голіней, 2014. 361 с.

66. Гребінь В. В. Сучасний водний режим річок України (ландшафтно-гідрологічний аналіз). К. : Ніка-Центр, 2010. 316 с.

67. Душкин С.С., Коваленко А.Н., Дегтярь М.В., Шевченко Т.А. Ресурсосберегающие технологии очистки сточных вод: монография. Х.: ХНАГХ, 2011. 146 с.

68. Isaienko V., Nikolaev K., Madzhd S. The prevention of water resources quality depletion in the context of sustainable development. International Symposium on Sustainable Aviation 2017 ISSA: Sares Aviation Week 2017, 10–13 September 2017. Kiev, Ukraine, 2017. P. 66.

69. Природно-ресурсна сфера України: проблеми сталого розвитку і трансформацій / За заг. ред. чл.-кор. НАН України Б.М. Данилишина. К.: ЗАТ Нічлава, 2006. 704 с.

70. Клименко М. О. Клименко О. М., Петрук А. М. Гідроекологічний моніторинг водних екосистем з огляду на сучасні європейські напрямки у природоохоронній діяльності. Вісник Полтавської державної аграрної академії. 2013. №3. С. 22–27.

71. Мельников Н. В. Сучасні підходи до вирішення проблем екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів в Україні. Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки. 2014. №3. С. 164–175.

72. Обиход Г. О. Інституціоналізація екологічної безпеки України: монографія. К.: Логос, 2016. 304 с.

73. Осадчий В. І. Осадча Н. М. Кисневий режим поверхневих вод України. Наукові праці УкрНДГМІ. 2007. №2. С. 265–285.

74. Гідрохімічний довідник. Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу / В. І. Осадчий, Б. Й. Набиванець, Н. М. Осадча. Київ : Ніка-Центр, 2008. 656 с.
75. Тимченко В. М. Экологическая гидрология водоемов Украины. К. : Наукова думка, 2006. 382 с.
76. Паламарчук В. В., Закорчевна Н. Б. Водний фонд України. Київ : Ніка-Центр, 2006. 320 с.
77. GWP Toolbox Integrated Water Resources Management [електронний ресурс]. сайт «Глобального водного партнерства». 2011. Режим доступу: http://www.gwptoolbox.org/index.php?option=com_content&view=article&id=8&Itemid
78. Дробноход М.І. Стійкий екологічно-безпечний розвиток і Україна. К. : МАУП, 2002. 104 с.
79. Конвенція ООН від 05.06.1992. К. : Офіційний вісник України, 2007. 932 с.
80. Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. Часть 1: Реки и каналы. Часть 2: Озера и водохранилища. Выпуск 2. Бассейн Днепра / Государственный комитет Украины по гидрометеорологии. Центральная геофизическая обсерватория. – 2005–2015 гг. К. : УОП Укр ГМЦ, 2006–2016.
81. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2013 році. К. : Міністерство екології та природних ресурсів України, LAT & K. 2014. – 258 с.
82. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2014 році. К. : Міністерство екології та природних ресурсів України. 2015. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://file/d/0Vx-9ONEvLyD6a1hBVIVkeXhGTlk/view>
83. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2015 році. К. : Міністерство екології та природних

ресурсів України, LAT & К. – 2016. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://old.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/NacDopovid2013.pdf>

84. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2016 році. – К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, LAT & К. – 2017. – 289 с. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/NacDopovid2014.pdf>.

85. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2018 році. – К. : Міністерство екології та природних ресурсів України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://old.menr.gov.ua/dopovidi/regionalni/5560-rehionalni-dopovidi-pro-stan-nav-kolys-hnoho-pryrodnoho-seredovyshcha-u-2015-rotsi>

86. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2019 році. – К. : Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Грінь Д.С. – 2020. – 350 с. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://dopovidi/regionalni/activity-dopovidi>

87. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Київської області у 2012 році. – Київ, 2013. – 293 с. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.eco-kiev.com>

88. Регіональна доповідь Про стан навколишнього природного середовища Київської області у 2016. Департамент екології та природних ресурсів Київської обласної державної адміністрації. – 2017. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://old.menr.gov.ua/dopovidi/regionalni/4756-rehionalni-dopovidi-pro-stan-navkolysnoho-pryrodnoho-seredovyshcha-u-2014rotsi>

89. Регіональна доповідь Про стан навколишнього природного середовища Київської області у 2017. Департамент екології та природних ресурсів Київської обласної державної адміністрації. – 2018. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://old.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/>

regionalni/rehionalni-dopovidi-u-2018-rotsi/Kievska_2018.pdf

90. Madzhd S. M. Kulynych Ya. I., Iavniuk A. A. Ecological assessment of the human-transformed systems of the Irpin river // Вісник НАУ. 2017. №2. С. 93–98.

91. Кулинич Я. І., Маджд С. М. Оцінка екологічної ємності природних водойм в умовах надмірного техногенного навантаження. Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти: V Міжнарод. наук.-практич. конф., 26–27 жовтня 2017 р.: тези доп. Київ, 2017. С. 147–149.

92. Маджд С. М. Природоохоронні заходи відновлення якості техногенно трансформованих водних систем. Збалансоване природокористування: традиції, перспективи і інновації: II Міжнар. наук.практич. конф., 21 грудня 2018 р.: тези доп. Київ: Інститут агроєкології і природокористування Національної академії аграрних наук України, 2018. С. 45–47.

93. Войтович І. В., Шевченко А. М., Власова О. В., Топольнік Т. І. Визначення площ еродованих земель у межах річкового басейну. Меліорація і водне господарство. 2011. №99. С. 128–136.

94. Слюсар І. Т. Личук Г. І. Потенціал продуктивності осушуваних органогенних ґрунтів річкових заплав. Меліорація і водне господарство. 2014. №101. С. 51–60.

95. Габрель М. М. Особливості ландшафтно-урбаністичної організації територій із загрозами повеней. Містобудування та територіальне планування. 2014. №4. С. 35–49.

96. Buts, Y., Asotskyi, V., Kraynyuk, O., Ponomarenko, R. Influence of technogenic loading of pyrogenic origin on the geochemical migration of heavy metals. Журнал геологии, географии и геоэкологии (Journal of Geology, Geography and Geoecology). 2018. №27 (1). P. 43–50.

97. Asotskyi, V., Buts, Y., Kraynyuk, O. Ponomarenko, R. Post-pyrogenic changes in the properties of grey forest podzolic soils of

ecogeosystems of pine forests under conditions of anthropogenic loading. *Журнал геологии, географии и геоэкологии (Journal of Geology, Geography and Geoecology)*. 2018. №27 (2). P. 175–183.

98. Buts, Y., Asotskyi, V., Kraynyuk, O., Ponomarenko, R., Kovalev P. Dynamics of migration property of some heavy metals i soils in Kharkiv region under the influence of the pyrogenic factor. *Журнал геологии, географии и геоэкологии (Journal of Geology, Geography and Geoecology)*. 2019. №28 (2). P. 409–416.

99. Buts, Y., Asotskyi, V., Kraynyuk, O., Ponomarenko, R., Kalynovskyi A. Geoeological analysis of the impact of anthropogenic factors on outbreak of emergencies and their prediction. *Журнал геологии, географии и геоэкологии Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2020. №29 (1). P. 40–48.

100. Качала С. В. Визначення гідроекологічного ризику як об'єкта прогнозування. «Стратегії сталого розвитку на шляху до сильнішої громади»: Міжнародна науково-практична конференція, 21 жовтня: тези доп. Северодонецьк, 2016 р. С. 48–50.

101. Яців М. Ю. Оцінка екологічної ситуації Чернівецької області. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2008. № 4. С. 43–51.

102. Крайнюков О. М. Науково-методичні основи нормування техногенного забруднення аквальної ландшафтів: монографія / за ред. А. В. Гриценка, А. М. Крайнюкової. Харків: Екограф, 2013. 260 с.

103. An Integrated Approach for Assessing Aquatic Ecological Carrying Capacity: A Case Study of Wujin District in the Tai Lake Basin / Chen Zeng, Yaolin Liu, Yanfang Liu, et. al. *ChinaInt J Environ Res Public Health*. 2011 Vol. 8, Issue 1. P. 264–280 [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://activity-dopovidi/NacDopovid2013.pdf>

104. Безсонов Є. М. Андреев В. І. Обґрунтування та формалізація підходу до оцінювання екологічної безпеки регіону. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. 2016. № 2/10. С. 154-169.

105. Madzhd S. Improvement of environmental safety lever of surface and ground water at the airport area. Вісник НАУ. 2016. № 3 (62). С. 80–84.

106. Ободовський О. Г. Концептуальні положення гідроекологічної оцінки прояву руслових процесів. Науковий збірник КНУ: гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2001. № 2. С. 146–156.

107. Оксіюк О. П., Жукинський В. М., Лаврик В. І., Чернявська А. П. Методика екологічної оцінки та нормування якості поверхневих вод України. Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. 2003. № 3. С. 18–28.

108. McKnight D. Chemical and biological processes controlling the response of a freshwater ecosystem to copper stress: 1a field study of the CuSO_4 treatment of Mill Pond Reservoir, Burlington, Massachusetts. *Limnol and Oceanogr*, 1981. 25.3. P. 518–531.

109. Васюков А. Е. Бланк А. Е. Химические аспекты экологической безопасности поверхностных водных объектов: монография Х.: Институт монокристаллов, 2007. 256 с.

110. Камінська Т.В. Особливості управління водними ресурсами за басейновим принципом. Вісник національного інституту водного господарства і природокористування №3(55) Серія «Економіка» 2011. С. 115–122.

111. Удод В. М., Маджд С. М., Кулинич Я. І. Регіональні особливості структурно-функціональної організації розвитку техногенно змінених водних екосистем. Вісник Кременчуцького національного університету. 2017. №3 (104). С. 93–99.

112. Маджд С. М., Кулинич Я. І. Наукова методологія оцінювання екологонебезпечних ризиків функціонування техногенно-змінених водних систем. Вісник Кременчуцького національного університету. 2017. №4 (105). С. 88–95.

113. Vehviläinen B. Hydrological forecasting and real time monitoring in Finland: the watershed simulation and forecasting system (WSFS) / B.

Vehviläinen, M. Huttunen, I. Huttunen. Innovation, advances and implementation of flood forecasting technology, conference papers, Tromso, Norway. 2005. №4. P. 35-49.

114. Moss I. System and method for predication flooding [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.pnas.org/content/109/9/3232.full.pdf>.

115. Fernandes Cavalcante System, method and program product for flood aware travel routing / V. Fernandes Cavalcante, B. Da Costa Flach, M. Athanazio de Cerqueira Gatti, R. Guimaraes Herrmann, K. Mantripragada, M. Aurelio Stelmar Netto, L. Correia Villa Real, P. Aida Sesini, C. Ronald Botelho De Souza, B. Zadrozny // International Business Machines Corporation, Armonk, NY (US). – 2011. №13. – 290–334.

116. Arjen Y. Hoekstra. The water footprint of humanity. 2011. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.pnas.org/content/109/9/3232.full.pdf>.

117. Науково-методичні основи природно-техногенної безпеки поверхневих гідроекосистем Карпатського регіону : дис. д-ра техн. наук : 21.06.01 / Архипова Л. М. Івано-Франківськ, 2012. 436 с.

118. Архипова Л. М. Природно-техногенна безпека гідроекосистем: монографія / Л. М. Архипова – Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2011. 355 с.

119. Аристархова Е. О. Концептуальні аспекти удосконалення системи екологічного моніторингу поверхневих вод. Агроекологічний журнал. 2017. №1. С. 134–140.

120. Хвесик М. А. Степаненко А. В., Обиход Г. О. Екологічна і природно-техногенна безпека України в регіональному вимірі: монографія. К. : ДУ «Інститут економіки природокористування та сталого розвитку НАН України», 2014. 340 с.

121. Удосконалення комплексної оцінки природно-техногенного впливу на гідроекосистему (на прикладі верхнього Дніпра) : дис. к-та техн. наук : 21.06.01 / Качала С. В. Івано-Франківськ, 2018. 217 с.

122. Підвищення рівня екологічної безпеки Прутської екосистеми:

дис. к-та техн. наук : 21.06.01 / Корчемлюк М. В. Івано-Франківськ, 2016. 219 с.

123. UN Water. The UN World Water Development Report [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://lifewater.org/waterpoverty/#Dz6lXY.dpuf>.

124. Falkenmark M. Tropp H. Ecosystem Approach and Governance Contrasting Interpretations Stockholm Water Front. 2005. Vol. 2. P. 4–5.

125. Task Force on Water Resources Management [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://www.unwater.org/activities/task-forces/waterresources-management/en>.

126. Technical Report: ICPDR Municipal Emission Inventory [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.rowater.ro/TEST/Planul%20de%20Management%20al%20Districtului%20International%20al%20Dunarii%202009/Anexe/DRBMP_Annex_03Technical_Report_ICPDR_Municipal_Emission_Inventory.pdf.

127. Емельянова Л. В. Популяционный мониторинг как основа определения состояния водных экосистем. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2001. №2. С. 616–620.

128. Расулзода К., Пулатов Я.Э. Интегрированное управление водными ресурсами: проблемы и перспектива. Вестник ТГУПБП. 2012. №1. С.12–21. 27.

129. Судук О. Ю. Вітчизняний та зарубіжний досвід розвитку системи управління водогосподарським комплексом. Вісник соціально-економічних досліджень: зб. наук. праць; Одеса: Одеський національний економічний університет. 2015. Вип. 1. № 56. С. 268–275.

130. Пряжинская В. Г., Ярошевский Д. М. Развитие эколого-экономических отношений водопользования в России. Инженерная экология. М.: РАСХН, 2009. № 1. С. 39–45.

131. Левківський С. С., Падун М. М. Рациональне використання і

охорона водних ресурсів. Київ : Либідь, 2006. 280 с.

132. Алексеенко В.А. Экологическая геохимия. Москва : Логос, 2000. 635 с.

133. Falkenmark M. Tropp H. Ecosystem Approach and Governance Contrasting Interpretations Stock-holm Water Front. 2005. Vol. 2. P. 4–5.

134. Imran Khan, Minjuan Zhao. Water resource management and public preferences for water ecosystem services: A choice experiment approach for inland river basin management, Science of The Total Environment, 2007. Vol. 646. P. 821–831.

135. Takehiro Nakamura Ecosystem-based river basin management: its approach and policy-level application. Special Issue: Japan Society of Hydrology and Water Resources. 2011. Vol. 17. Issue14. P. 2711–272.

136. United Nations human rights. Right to sanitation, a distinct human right – Over billion people lack access to sanitation [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.ohchr.org/EN/NewsEvents/Pages/DisplayNews.aspx?NewsID=16903&LangID=E#sthash.pUvsMKNT.dpuf>.

137. Удод В. М., Поляков В.Л., Яців М.Ю. Сучасні підходи до визначення процесів самоочищення природних водойм (на прикладі річки Прут). Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. 2009. №12. С.5–13.

138. Архипова Л. М., Пернеровська С. В. Прогноз гідрологічних параметрів водних об'єктів методом сингулярного спектрального аналізу. Науковий вісник Національного гірничого університету 2015. №2 С. 45–50.

139. Архипова Л. М. Світовий досвід та сучасне наукове бачення проблеми сталого збалансованого водокористування. Вісник Національного транспортного університету. 2011. № 22. С. 137–148. – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Vntu_2011_22_22

140. Міхалюва М. О., Столерчук П. С. Проблеми нормування якості

водних середовищ, стічних вод, апаратне і метрологічне забезпечення системи гідромоніторингу. Вимірювальна техніка та метрологія. 2008. №6. С. 199–203.

141. Бобровський А. Л. Питання оцінки впливу на навколишнє середовище: монографія. Рівне : Принт Хауз, 2014. 454 с.

142. The United Nations World Water Development Report. 2012. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://www. olume %201_ Managing %20Water %20under %20Uncertainty %20and % 0Risk.pdf](http://www.olume%201_Managing%20Water%20under%20Uncertainty%20and%20Risk.pdf).

143. Water for a sustainable world /United Nations World Water Development Report. 2015. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://timedotcom.files.wordpress.com/2015/03/231823e.pdf/>

144. Christenson C. Renewable Energy Across the 50 United States and Related Factors. Tulane University, New Orleans, USA. 2013. №4. P. 231–249.

145. Дьяков О. А. Басейновий підхід до управління водними ресурсами у південних регіонах України. Стратегічні пріоритети, №2(11), 2009 р. С. 225– 230.

146. Дегтерева Л.И., Шевченко Т.А. Кинематика процессов аммонификации, нитрификации, денитрификации. Коммунальное хозяйство 170 городов: Научно-технический сборник. Вып. 93. К.: «Техника», 2010. С. 156– 161.

147. Хвесик М. А. Головинський І.Л., Яроцька О.В. Продуктивність водоресурсних джерел України: теорія і практика. К., 2007. 412 с.

148. Уайт Г. География, ресурсы и окружающая среда. М.: Прогресс, 1990. 544 с.

149. Miller V. Ziving in the Environntent (Priceless, connections and Solutions) Wadworth / Tomson Zearing: 10 Davis Drve. Delmont. СА 940023098, USA, 2012. – 758 p.

150. Доровская Н. Управление водным хозяйством государства: опыт России и стран мира. [электронный ресурс]: <http://www.cawaterinfo.net/review/pdf/dorovskaya.pdf>

151. Пономарева С.С. Медведева С. А., Ларионова Е. Ю. Основы современного естествознания в экологии. Ростов на Дону : Феникс, 2014. 384 с.
152. Винокуров Ю.И., Жерелина И.В., Красноярова Б.А. Подходы к формированию стратегии устойчивого водопользования в бассейне р. Оби. Ползуновский вестник. 2004. №2. С. 4–13.
153. Голубець М. А. Марискевич О. Г., Крок Б. О. Екологічний потенціал наземних екосистем. Львів : Поллі, 2003. 180 с.
154. Пугачева А. А. Отечественный и зарубежный опыт управления водопользованием. Известия ТулГУ. Экономические и юридические науки. 2012. №3–1. С. 267–272.
155. Дробноход М. І. Вольвак М. І., Дюканов Ф. В. Стійкий еколого-безпечний розвиток України Київ : МАУП, 2002. 104 с.
156. Дані Дніпровського басейнового управління водних ресурсів по програмі радіологічного та гідрохімічного моніторингу поверхневих вод річки Ірпінь у межах Київської обл. за 2010-2019 рр. Державне агентство водних ресурсів [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://dbuwr.com.ua>
157. Шевчук В., Мазуркевич О., Навроцький В. Екологічне оздоровлення Дніпра (досвід міжнародної співпраці). К. : Геопринт, 2001. 267 с.
158. Романенко В. Д. Екологічні проблеми Дніпра та їх комплексне вирішення. Наукові записки. К. : Ніка-центр, 2000. 430 с.
159. Александрова Н. Г., Мороз Т. Г., Полищук В. С., Россова Є. Я. Комплексная оценка качества воды низовья Днепра. Водные ресурсы. 1985. № 6. С. 199–127.
160. Лисецький Ф. М., Столба В. Ф., Пичура В. И. Периодичность климатических, гидрологических процессов и озерного осадконакопления на юге ВосточноЕвропейской равнины. Проблемы региональной экологии. 2013. № 4. С. 19–25.

161. Данильченко О. С. Екологічна оцінка якості води річок Сумської області. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2016. Т. 4. С. 82–88. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/glghge_2016_4_10
162. Будкіна Л. Г., Тимченко В. М., Колісник М. П. Деякі аспекти водного режиму дельти р. Дніпра в умовах техногенного впливу. Вісник Київського ун-ту. геогр. 1985. Вип. 27. С. 44–49.
163. Пилипенко Ю. В., Філіна О. М., Нароха Н. С., Ліписивицький А. А. ГІС якісних параметрів водних об'єктів. Матеріали 4-й междунар. научно-практич. конф. «Использование ГИС-технологий при нормировании водопользования в орошаемом земледелии и в экологическом мониторинге». Херсон, 2008. С. 146–150.
164. Афанасьєва С. О., Карпова Г. О., Савицький О. Л. Екологічні проблеми водокористування на території, що постраждала від аварії на Чорнобильській АЕС та рекомендації для населення. К. : А-Центр, 2005. 96 с.
165. Линник П. Н. Причины ухудшения качества воды в Киевском и Каневском водохранилищах. Химия и технология воды. 2003. № 4 (25). С. 384–403.
166. Міхєєв О. М., Удод В. М., Маджд С. М., Лапань О. В., Кулініч Я. А. Збільшення буферності природних підсистем з метою мінімізації техногенного навантаження на гідроекосистеми. Східно-Європейський Науковий Журнал. Польща: Варшава, 2016. № 9 (13). Р. 10–13.
167. Bernstein, L., Bosch P., Canziani O., Chen Z., Christ R., Riahi K. Intergovernmental Panel on Climate Change: climate change 2007. Synthesis report. 2002. №4. Р. 68–82.
168. Третьяков О. В., Безсонний В. Л., Пономаренко Р. В., Бородич П. Ю. Підвищення ефективності прогнозування впливу техногенного забруднення на поверхневі водойми. Проблеми надзвичайних ситуацій: науковий журнал. 2019. Вип. 29(1). С. 61–78.

169. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В., Ковальов П. А. Визначення екологічного стану головного джерела водопостачання України. Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека». 2019. Випуск 6 (2/2019) С. 69–77.

170. Shigemi S. Rainfall food forecasting system. Foundation of river & basin integrated communications Japan. 2000. №1. P. 231–249.

171. Qihua R. Zhenyu W., Zhiguo H. Flood forecast method based on rainfall-runoff-flood routing calculation. Zhejiang University. 2011. №3. P. 178–192.

172. L. Schnoor. Water sustainability in a changing world. 2010. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://nwriusa.org/pdfs/2010ClarkePrizeLecture.pdf>.

173. A. Rieg, S. Demuth. Human impact on the water quality in a small research basin in Germany. 1991. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://hydrologie.org/redbooks/a203/iahs_203_0239.pdf.

174. Козуля Т. В., Шаронова Н. В., Білова М. О., Козуля М. М. Інформаційні особливості визначення оцінки відповідності стану екологічності системних об'єктів. Системні дослідження та інформаційні технології, 2016. №2. С. 45–57.

175. Ling X., Zhihong L., Jing D. Study on Evaluation of Water Ecological Carrying Capacity. 2010 International Conference on Biology, Environment and Chemistry IPCBEE. 2011. Vol. 1. P. 458–462.

176. Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern. Dessau-Roßlau, 2018. – 348 p. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://www.umwelt-bundesamtde/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2018-06-25_texte_47-2018_indikatoren-bedeutung-wasser.pdf

177. Shtepa V., Plyatsuk L., Ablicieva I., Hurets L., Sherstiuk M., Ponomarenko R. Substantiation of the environmental and energy approach of improvement of technological regulations of water treatment systems. Журнал «Technology audit and production reserves». 2020. Том 1, № 3(51) С. 11–17.

178. Пономарено Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В., Аблєєва І. Ю., Буц Ю. В., Барбашин В. В. Удосконалення методології визначення якісного стану в одній екосистемі (на прикладі річки Дніпро). Науково-технічний збірник «Комунальне господарство міст». Серія: технічні науки та архітектура. 2020. Том 1, випуск 154. С. 82–93.

179. Ісаєнко В. М., Маджд С. М., Писанко Я. І., Ніколаєв К. Д. Розробка методики визначення основного параметра функціонування гідроекосистем – екологічної ємності. Східно-Європейський журнал. 2019. №1/10 (97) С. 21–28.

180. Згуровский М. З., Статюха Г. А., Джигирей И. Н. Оценивание устойчивого развития окружающей среды на субнациональном уровне в Украине // Системні дослідження та інформаційні технології. 2008. № 4. С. 17–20.

181. Згуровский М. З., Гвишиани. А. Д. Глобальное моделирование процессов устойчивого развития в контексте качества и безопасности жизни людей. К.: Політехніка, 2008. 331 с.

182. Козуля Т. В., Шаронова Н. В., Ємельянова Д. І., Козуля М. М. Теоретико-практичні основи методології комплексної оцінки екологічності територіальних і об'єктових систем. Проблеми інформаційних технологій. 2012. № 01 (011). С. 37–45.

183. Биченок М. М., Іванюта С. П., Яковлєв Є. О. Ризики життєдіяльності у природно-техногенному середовищі: монографія. К. : РНБО, 2009. 160 с.

184. Руководство по интегрированному управлению водными ресурсами в бассейнах. Global Water Partnership, International Network for Basin Organizations. 2012. 111 с.

185. Писанко Я.І. Особливості структурно-функціональної організації техногенно зміненої водної екосистемі гирлової ділянки річки Ірпінь: автореф. дис. к-та техн. наук: 21.06.01. – Київ, 2019. – 24 с.

186. Козуля Т. В., Ємельянова Д. І. Система підтримки прийняття

екологічного рішення в умовах концепції КЕС і новітніх технологій екологічного аналізу. Вестник Херсонского национального технического университета. 2010. № 2 (38). С. 285–293.

187. Рибалова О.В., Козловська О.В., Коробкова Г.В. Оцінка екологічного ризику погіршення стану басейну р. Сіверський Донець в Харківській області [Електронний ресурс]. Режим доступу: http://www.rusnauka.com/7_NITSB_2014/Ecologia/6_161747.doc.htm

188. Бойко Т. В., Бендюг В. І, Комариста Б. М. Оцінка ризику промислового підприємства на стадії проектування в рамках стратегії сталого розвитку. Східно-Європейський журнал передових технологій. 2012. Т. 2. С. 13–17.

189. Лисиченко Г. В., Забулонов Ю. Л., Хміль Г. А. Природний, техногенний та екологічний ризику: аналіз, оцінка, управління. ГК. : Наук. думка, 2008. 543 с.

190. Харламова Е. В., Малеваный М. С., Пляцук Л. Д. Теоретические основы управления экологической безопасностью техногенно нагруженного региона. Екологічна безпека. 2012. № 1 (13). С. 9–12.

191. Статюха Г. О., Бойко Т. В., Абрамова А. О. Системний підхід до оцінювання ризиків при проектуванні промислових об'єктів. Східно-Європейський журнал передових технологій. 2013. Т. 2. С. 8–12.

192. Качинский А. Б., Агаркова Н. В. Структурный анализ системы обеспечения экологической и природно-техногенной безопасности Украины. Системні дослідження та інформаційні технології. 2013. № 1. С. 7–15.

193. Wernick I. K. Material Flows Accounts—A Tool for Making Environmental Policy, WRI Report / I. K. Wernick, F. H. Irwin. World Resource Institute: Washington, DC, USA, 2005. – 246 p.

194. Сергиенко О. Основы теории эко-эффективности: монография / О. Сергиенко, Х. Рон. – СПб. : СПбГУНиПТ, 2004. – 223 с.

195. Wiesen K., Saurat M., Lettenmeier M. Calculating the material input

per service unit using the ecoinvent database. International journal of performability engineering. 2014. Vol. 10, №. 4. P. 357–366.

196. Сокорнова Т. В. Выбор и использование показателей экологической эффективности: практика ЕС. Экология производства. 2005. № 7. С. 32–44.

197. Солоха М. О., Кочанов Е. О. Методологія оцінки впливу стихійних звалищ на екологічний стан (на прикладі Дергачівського району Харківської області). Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна. Сер.: Екологія. 2011. № 944, Вип. 6 С. 73–76.

198. Білов М. І. Науково-теоретичні положення з формування системи оцінки рівня екологічної безпеки для системних утворень. Вісник НТУ «ХП». 2016. № 19 (1191) С. 49–56.

199. Трубецкой К. Н., Галченко Ю. П. Человек и природа: противоречия и пути их преодоления. Вестник Российской академии наук. 2002. № 5. С. 405–409.

200. Шапара А. Г. Збірник методичних рекомендацій щодо впровадження еколого-орієнтованих технологій. Д. : Моноліт, 2005. 240 с.

201. Букварева Е. Н., Алещенко Г.М. Задача оптимизации взаимоотношения человека и живой природы и стратегии сохранения биоразнообразия. Успехи современной биологии. 1994. Вып. 2. С. 133–143.

202. Павлов Д. С. Эколого-центрическая концепция природопользования. Вестник Российской академии наук. 2010. № 2. С. 131–140.

203. Шапар А. Г. Ноосферні міркування щодо деяких шляхів відтворення біорізноманіття. Екологія і природокористування: зб. наук. пр. Інституту проблем природокористування та екології НАН України. 2008. Вип. 11. С. 6–10.

204. Шапар А. Г. Сучасні масштабні екологічні проблеми в контексті сталого розвитку. Екологія і природокористування: зб. наук. пр. Інституту

проблем природокористування та екології НАН України. 2009. Вип. 12. С. 6–9.

205. Шматков Г. Г. Некоторые размышления о нравственности в отношении к окружающей природной среде. Екологія і природокористування: зб. Наук. пр. Інституту проблем природокористування та екології НАН України. 2008. Вип. 11. С. 11–17.

206. Роль водного чинника в розвитку і функціонуванні природноантропогенних комплексів басейну р. Стир : дис. к-та техн. наук : 11.00.11 / Гануца М. М. Луцьк, 2016. 242 с.

207. Оцінка безпеки природно-техногенних об'єктів на основі інформаційно-методичного забезпечення : дис. к-та техн. наук : 21.06.01 / Смелянова Д. І. Харків, 2017. 172 с.

208. Методичні вказівки з розробки регіональних стратегій сталого розвитку / А. Г. Шапар, М. А. Ємець, П. І. Копач. Д. : Моноліт, 2003. 131 с.

209. Козуля Т. В. Процеси екологічного регулювання. Концепція корпоративної екологічної системи: монографія. Х. : НТУ «ХПИ», 2010. – 588 с.

210. Козуля Т. В., Білова М. О. Обоснование методики компараторной идентификации для системы экологического мониторинга на региональном уровне исследования. Проблеми інформаційних технологій. №02 (014). 2013. . 45–49.

211. Sharonova N. V., Kozulia T. V. Entropy as Substratum of identifying the Corporative Ecological system (CES) condition. Вестник Херсонского национального технического университета. 2008. № 2(31). С. 518–527.

212. Levich A. P., Solov'yov A. V. Category-functor modelling of natural systems. Cybernetics and Systems. 1999. № 30 (6). P. 571–585.

213. Козуля Т. В. Процеси екологічного регулювання. Концепція корпоративноекологічної системи: монографія. Х. : НТУ «ХПИ», 2010. 588 с.

214. Струкова В. В. Управління водними монополіями в країнах Європейського Союзу: досвід для України. Теорія та практика державного управління. Вип. 4 (47), С. 1–10.

215. Міхєєв О. М. Маджд С. М., Лапань О. В., Кулинич Я. І. Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених вод: монографія. К. : Центр учбової літератури, 2018. 171 с.

216. Маджд С. М. Обґрунтування адаптаційних можливостей макрофітів для ефективного функціонування гідрофітних систем. Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства: III Міжнар. наук.-практич. конф., 24-25 березня 2016 р. : тези доп. – Тернопіль: Крок, 2016. – С. 50–51.

217. Вострікова Н. В. Аналіз стану законодавчої бази щодо інтегрованого управління водними ресурсами в Україні [Електронний ресурс]. Державне будівництво. 2014. № 1. Режим доступу: <http://www.kbuara.kharkov.ua/ebook/db/index.html>.

218. Рузматова З.А., Газизода С.А. К вопросу внедрения бассейнового принципа в управление водными ресурсами. Вестник КазНИТУ, Серия Науки о Земле, №5, 2016. С. 27–30.

219. Глазачев С. Н., Косоножкин В. И. Теория биотической регуляции и оценка значения природных экосистем. Вестник МГГУ. 2011. №1. 121–127 с.

220. Глазачев С. Н. Биотическая саморегуляция [Електронний ресурс]. Режим доступу: http://www.bioticregulation.ru/life/life2_r.php

221. Горшков В. Г., Макарьева А. М., Горшков В. В. Пересматривая основы экологического знания: взаимодействие биоты и окружающей среды // Ecological Complexity. 2004. №1. 17–36.

222. Лосев К. С. Экологические проблемы и перспективы устойчивого развития России в XXI веке. М. : Традиция, 2001. 522 с.

223. Стадник М. Є. Реформування системи управління водними ресурсами в Україні [Електронний ресурс]. Режим доступу:

<http://essuir.sumdu.edu.ua/bitstream/123456789/11417/1/Stadnik.pdf>.

224. Vaganov P.A., Man-Sung Im. Ekologicheskie riski [Environmental risks]. SPbGU Publ., 2001, 152 p. \

225. Дем'янова О.О. Рибалова О.В. Новий підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану басейну річки Інгулець в Херсонській області. Восточно-Европейский журнал передовых технологий. 2013. № 1/6. С. 45–49.

226. Горшков В. Г. Физические и биологические основы устойчивости жизни. М. : Вектор, 1995 369 с.

227. Мандыч А. Ф. Экосистемы мира в начале XXI столетия. Природопользование и устойчивое развитие. Мировые экосистемы и проблемы России. 2006. С. 48.

228. Медоуз Д., Рандерс Й. Пределы роста. 30 лет спустя. М. : Вектор, 2007. 452 с.

229. Caring of the Earth. A strategy for sustainable living. Gland: IUCN/WWF. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.ohchr.org/EN/Issues/WaterAnd Sanitation/SRWater/Pages/SRWaterIndex.aspx>.

230. Локальные механизмы биотической регуляции углеродного цикла в лесных экосистемах при глобальном потеплении [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://pidruchniki.com/12461220/ekologiya/mehanizm_biotichnogo_regulyuvannya_navkolishnogo_prirodnogo_seredovischa

231. Про охорону Навколишнього природного середовища: Закон України від 06.03.1996 № 81/96-ВР.

232. Водний Кодекс України: Офіційне видання. – К. : «Видавничий дім ІнЮре», 2015. – 220 с. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/213/95-вр>.

233. Національна екологічна політика України: оцінка і стратегія розвитку. К.: ВАІТЕ, 2007. [Електронний ресурс] – Режим доступу: http://myfiles.at.ua/_ld/0/28.pdf

234. Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом: Закон України від 04.10.2016 р. № 1641-VIII [Електронний ресурс] – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1641-19>.

235. Про стратегічну екологічну оцінку: Закон України від 20.03.2018р. №2354-VIII / Відомості верховної ради України. – 2018. – №16. – Ст. 138.

236. Про основні засади державної екологічної політики України до 2030 року: Закону України від 28.02.2019 р. №2697-VIII

237. Про Загальнодержавну програму «Питна вода України» на 2006-2020 роки: Закону України від 03.03.2005 р. №2455-IV

238. Про затвердження Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну р. Дніпра на період до 2021 року: Закону України від 18.05. 2017 р. № 336 // Офіційний вісник України. – 2018. – №46. – 36 с.

239. Directive 2000/60/EC of European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy (EU Water Framework Directive) [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8756d3d694eeb.0004.02/DOC_1&format=PDF.

240. Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики від 23 жовтня 2000 року. Верховна Рада України. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http:// zakon5.rada.gov.ua/laws/show/994_962](http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/994_962)

241. Директива 2008/56/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 17 червня 2008 р. про встановлення рамок діяльності Співтовариства у сфері екологічної політики щодо морського середовища (Рамкова Директива морської стратегії) // Офіційний вісник ЄС. – 2008. [Електронний ресурс] – Режим доступу :

<https://www.google.ru/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&sourceRfAUazzZoNt9AXtBlg&bvm=bv.118443451,d.bGs>.

242. Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008. On environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council.

243. Про імплементацію Угоди про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським Співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами, з іншої сторони (Розпорядження КМУ від 17 вересня 2014 р. № 847-р, із змінами, внесеними КМУ. – 2015. [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/847-2014-p>.

244. План заходів з імплементації Угоди про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським Співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами, з іншої сторони, на 2014-2017 роки, із змінами, внесеними КМУ. – 2014. [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/847-2014-p#n12>.

245. Додатки Угоди про асоціацію між Україною та ЄС. – 2014. [Електронний ресурс] – Режим доступу: http://www.kmu.gov.ua/docs/Agreement/Annex_XXVI_to_XLIII_to_Agreement.pdf

246. Barinova S. Essential and practical Bioindication Methods and Systems for the Water Quality. Assessment. International Journal of Environmental Science and Natural Resources. 2017. №2(3). P. 1–11.

247. Жук В. М. Впровадження басейнового принципу управління водними ресурсами. Механізми державного управління. 2018. С. 1–6.

248. Сташук В. А., Яцик А. В. До питання водної політики в Україні на принципах басейнового управління водними ресурсами. Економіка : зб. наук. пр. Рівне : НУВГП, 2017. №4. С. 170–179.

249. Приходько М. М. Наукові основи басейнового керування природними ресурсами (на прикладі річки Гнила Липа). Вісник Львівського університету ім. Івана Франка. Серія географічна. 2007. – №34. С. 193–200.

250. Алієв В. К. Інтегроване управління водними ресурсами. Матеріали науково-практичних конференцій IV Міжнародного Водного Форуму «АКВА Україна – 2006», 19–21 вересня 2006 р. Київ, 2006. 512 с.

251. Левковська Л. В. Формування моделі інтегрованого управління водними ресурсами в контексті забезпечення сталого водокористування. Збалансоване природокористування. 2018. №2. С. 46–53.

252. Сазонець І. Л. Басейнове управління як ефективний державний метод забезпечення раціонального використання водних ресурсів підприємствами України. Вісник соціально-економічних досліджень. 2015. №3. С. 198–205.

253. Климчук О. М. Впровадження системи інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом. Scientific Journal «ScienceRise». 2018. №4 (45). С. 36–40.

254. Wang S., Zhang Y., Zhao A. Analysis and regulation on water environmental carrying capacity. China Water Resour. 2001. Vol. 11. P. 9–12.

255. Liu Y. Assessment of Environmental Carrying Capacity Using Principal Component Analysis. Journal of Geoscience and Environment Protection. 2018. №6. P. 54–65.

256. Maksimenko O., Pancheva H., Madzhd S., Pysanko Y. Examining the efficiency of electrochemical purification of storm wastewater at machine-building enterprises. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. 2018. vol. 6/10. P. 21–27.

257. Chapman E., Carrie J. Byron. The flexible application of carrying capacity in ecology. Global Ecology and Conservation. 2018. Vol 13. P. 1–12.

258. Zeng Chen, Yaolin Liu, Yanfang Liu, Jiameng Hu, Xiaogang Bai, Xiaoyu Yang. An Integrated Approach for Assessing Aquatic Ecological

Carrying Capacity: A Case Study of Wujin District in the Tai Lake Basin. *ChinaInt J Environ Res Public Health*. 2011. Vol. 8, Issue 1. P. 264–280.

[Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://doi:10.3390/ijerph8010264>

259. Xu Ling. Study on Evaluation of Water Ecological Carrying Capacity. 2010 International Conference on Biology, Environment and Chemistry. Singapore, China. 2011. Vol. 1. P. 458–462.

260. Ісаєнко В. М., Маджд С. М., Панченко А. О., Бондар А. М. Водоохоронні заходи для підвищення екологічної безпеки виробничих стічних вод промислових підприємств. *Наукоємні технології*. 2018. №4. С. 437–442.

261. Цыбульский А.И. Оценка экологических рисков в рамках целей ВРД 2000/60 ЕС в Украине. *Наук. зап. Терноп. пед. ун-ту. Сер. Біологія*. 2015. № 3–4 (64). С. 706–709.

262. ISO 4077–2001. Якість води. Визначення рН. К. : Системи сертифікації УкрСЕПРО, 2001. 84 с.

263. КНД 211.1.4.042–95. Гравіметричне визначення сухого залишку (розчинених речовин) в природних та стічних водах. К., 1995. – 64 с.

264. ISO 6059–2003. Якість води. Визначення сумарного вмісту кальцію та магнію. Титрометричний метод. – К. : Системи сертифікації УкрСЕПРО, 2003. – 75 с.

265. Трансграничный диагностический анализ бассейна реки Днепр / ПРООН – ГЭФ, Программа экологического оздоровления бассейна реки Днепр. – [Минск]: [б. и.], 2003. – 217 с.

266. Управление трансграничным бассейном Днепра: верхний Днепр. Экологическое состояние трансграничного участка Днепра (Украина – Беларусь) и интеркалибрация результатов гидробиологической оценки: (по материалам украинско-белорусской экспедиции на научноисследовательском судне «Корвет»: монография / под ред. С. А. Афанасьева, Т. Н. Середы. – К.: Кафедра, 2015. – 116 с.

267. Пономаренко Р. В. Науково-теоретичні основи зниження

техногенного навантаження на системи водопостачання регіону з урахуванням основних принципів басейнового управління водними ресурсами : монографія. Харків, 2020. 112 с.

268. Основи моделювання в ергономіці, екології і хімічній технології : монографія / за заг. ред. д-ра техн. наук, професора С. М. Логвінкова. Харків, 2017. С. 119–141.

269. Пономаренко Р. В. Підвищення рівня екологічної безпеки питного водопостачання регіону в умовах забруднення поверхневого джерела. Науковий журнал «Екологічна безпека». Кременчук: Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського. 2013. Вип. 1/2013 (15). С. 24–27.

270. Пономаренко Р. В. Возможность возникновения чрезвычайных ситуаций техногенного характера, связанных с антропогенным воздействием на поверхностные водоемы. Загальнодержавний науково-технічний журнал «Проблеми екології». 2014. №1(33). С. 22–30.

271. Третьяков О. В., Пономаренко Р. В. Використання структуризації надзвичайних ситуацій як засобу забезпечення екологічної безпеки питного водопостачання. Вісник Харківського національного автомобільно-дорожнього університету. 2014. Вип. 64. С. 87–91.

272. Пономаренко Р. В., Слепужніков Є. Д., Пляцук Л. Д., Аблєєва І. Ю., Третьяков О. В. Визначення якісного стану водної екосистеми річки Дніпро. Науковий журнал «Екологічна безпека». Кременчук: Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського. 2019. № 2(28). С. 52–62.

273. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Шерстюк М. М., Третьяков О. В., Штепа В. М. Прогнозування впливу техногенного забруднення на якісний стан водної екосистеми річки Дніпро. Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського. 2020. Випуск 1(120). С. 80–85.

274. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В., Черкашин

О. В., Затько Й. Прогнозування показників кисневого режиму поверхневого джерела в умовах водної екосистеми басейну Дніпра. Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека». 2020. Випуск 7 (1/2020). С. 51–56.

275. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Tretyakov O., Ablicieva I. Modeling of oxygen mode indicators in the conditions of the aquatic ecosystem of the Dnepr basin. Журнал «Вода та водоочисні технології. Науково-технічні вісті». 2020. Том 26, № 1. С. 36–44.

276. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Tretyakov O., Ablicieva I. Modeling of operational control of the oxygen regime of the aquatic ecosystem in the conditions of the Dnieper basin. Науковий журнал «Environmental Problems». 2020. Vol. 5, No. 1, P. 58–62.

277. Пономаренко Р. В. Пляцук Л. Д., Третьяков О. В. Оцінка зміни та прогнозування показників кисневого режиму поверхневого джерела. Вісник Харківського національного автомобільно-дорожнього університету. 2020. Вип. 89. С. 51–59.

278. Пономаренко Р. В., Буц Ю. В. Управління процесом підготовки питної води в умовах виникнення надзвичайних ситуацій техногенного характеру. Вісник Харківського національного університету ім. В.Н. Каразіна. Серія «Екологія». 2012. Вип. 7. С. 123–129.

279. Пономаренко Р. В., Буц Ю. В. Якісна питна вода запорука екологічної безпеки регіону. Науковий журнал Харківського національного університету ім. Каразіна «Людина та довкілля. Проблеми неоекології». 2014. № 1-2. С. 112–114.

280. Слепужников Є. Д., Тарахно О. В., Пономаренко Р. В., Буц Ю. В. Удосконалення контролю відбору проб рідких, газоподібних та сипучих речовин при дослідженні техногенного впливу на довкілля. Науковий журнал Харківського національного університету ім. Каразіна «Людина та довкілля. Проблеми неоекології». 2018. Випуск 30. С. 148–158.

281. Слепужников Е. Д., Петухов Р. А., Пономаренко Р. В., Буц

Ю. В. Экологически безопасный метод локализации загрязнения почв при чрезвычайных ситуациях техногенного характера. Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія». 2019. Вип. 21. С. 63–71.

282. Безсонний В. Л., Третьяков О. В., Халмурадов Б. Д., Пономаренко Р. В. Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of Chervonooskil water reservoir. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. 2017. Том 5, № 10 (89). С. 32–38.

283. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Hurets L., Polkovnychenko D., Grigorenko N., Sherstiuk M., Miakaiev O. Determining the effect of anthropogenic loading on the environmental state of a surface source of water supply. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. 2020. Том 5, № 10 (105). С. 54–62.

284. Пономаренко Р. В., Ковальов П. А., Виноградов С. А. Prevention of accidental related to pollution of surface water sources with heavy metal ions. «Управління безпекою складних систем 2014». Зб. наук. праць. «Riadenie bezpečnosti zložitých systémov 2014». м. Ліптовьки Мікулаш, Словаччина. 2014. Вип. 1. С. 292–298.

285. Пономаренко Р. В., Виноградов С. А. Забезпечення населення питною водою в надзвичайних ситуаціях. Збірка матеріалів I Міжвузівської науково-методичної конференції «Екологічні аспекти регіонального партнерства в надзвичайних ситуаціях» (Харків, 21 листопада 2012 р.). Харків, 2012. С. 228–229.

286. Третьяков О. В., Пономаренко Р. В. Підготовка питної води високої якості в умовах незадовільного екологічного стану поверхневого джерела. Збірник статей VII Всеукраїнської науково-практичної конференції «Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України» (Запоріжжя, 15 грудня 2012 р.). Запоріжжя: Видавництво ЗДІА, 2012. С. 54–55.

287. Третьяков О. В., Пономаренко Р. В. Забезпечення населення

якісною питною водою як основа безпеки людини в сучасних умовах. Матеріали IV Міжнародної науково-методичної конференції НТУ «ХП» «Безпека людини в сучасних умовах» (Харків, 6-7 грудня 2012 р.). Харків, 2012. С. 119–120.

288. Пономаренко Р. В., Губаренко К. Г. Моніторинговий контроль якості господарсько-питної води для населення – основа її безпеки. Матеріали VIII Міжнародної науково-практичної конференції за участю молодих науковців «Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів» (Харків, 16-18 жовтня 2013 р.). Харків: ХНАДУ, 2013. С. 127–129.

289. Шахов С. М., Шеремет О. М., Пономаренко Р. В. Пути предотвращения возникновения чрезвычайных ситуаций, связанных с техногенным загрязнением поверхностных источников водоснабжения. Материалы II научно-практической конференции курсантов и студентов. «Стратегия «Казахстан – 2050»: совершенствование системы защиты от чрезвычайных ситуаций, развитие научных исследований в сфере безопасности и жизнедеятельности населения (14 марта 2014 г.). Кокшетау: КТИ МЧС РК, 2014. С. 310–317.

290. Пономаренко Р. В., Шеремет О. М., Шахов С. М. Якісна питна вода, як основа національної екологічної політики. Матеріали інтернет-конференції «Державне регулювання освітньо-наукового забезпечення підготовки конкурентоспроможних фахівців у сфері цивільного захисту» (Харків, 19-20 березня 2014 р.). Харків: НУЦЗУ, 2014. С. 139–140.

291. Шахов С. М., Пономаренко Р. В. Об'єкти водопостачання та гідроспороди, як потенційно небезпечні об'єкти. Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції курсантів та студентів «Проблеми та перспективи забезпечення цивільного захисту» (Харків, 2–3 квітня 2014 р.). Харків: НУЦЗУ, 2014. С. 91.

292. Третьяков О. В., Пономаренко Р. В. Забезпечення населення якісною питною водою шляхом впровадження нових технічних рішень.

Збірник тез доповідей XXI Міжнародної науково-практичної конференції «Інформаційні технології: наука, техніка, технологія, освіта, здоров'я» Ч.ІІІ (Харків, 21-23 травня 2014 р.). Харків: НТУ «ХПІ». С. 270.

293. Пономаренко Р. В., Пономаренко Г. В. Аналіз наявних ресурсів протидії джерелам екологічної небезпеки для об'єктів питного водопостачання. Матеріали ІХ Міжнародної науково-практичної конференції «Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів» (Харків, 29–31 жовтня 2014 р.). Харків: ХНАДУ, 2014. С. 99–102.

294. Пономаренко Р. В., Будник О. М. Виробництво питної води в умовах діючих станцій водопідготовки. Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції «Сучасний стан цивільного захисту: перспективи та шляхи до Європейського простору» (Київ, 22–23 вересня 2015 р.). Київ: ІЛУЦЗ, 2015. С. 315–317.

295. Єрмоменко В. І., Пономаренко Р. В. Деякі питання щодо стану техногенної безпеки в Україні в 2016 році Матеріали щорічної міжнародної науково-технічної конференції «Екологічна і техногенна безпека. Охорона водного і повітряного басейнів. Утилізація відходів» (Харків, 27–28 квітня 2016 р.). Харків: ХНУБА, 2016. С. 114–116.

296. Пономаренко Р. В., Мішина В. О. Деякі питання щодо діяльності Сіверсько-Донецького басейнового управління водних ресурсів. Матеріали ІІ Міжнародної науково-практичної конференції студентів, магістрантів та аспірантів «Галузеві проблеми екологічної безпеки» (Харків, 20–21 жовтня 2016 р.). Харків: ХНАДУ, 2016. С. 142–143.

297. Безсонний В. Л., Пономаренко Р. В. Моніторинг поверхневих джерел водопостачання у випадку аварійної ситуації. Збірник матеріалів ІV науково-практичної конференції для молодих вчених, присвяченої 100-річчю Національної академії наук України «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (Київ, 6–7 листопада 2017 р.). Київ, 2017. С. 11–12.

298. Пономаренко Р. В., Третьяков О. В. Питання щодо забезпечення населення якісною питною водою. Тези доповідей міжнародної науково-

технічної конференції «Технології та інфраструктура транспорту» (Харків, 14-16 травня 2018 р.). Харків: УкрДУЗТ, 2018. С. 285–287.

299. Пономаренко Р. В., Слепужніков Є. Д., Кустов М. В. Запобігання надзвичайним ситуаціям шляхом удосконалення контролю небезпеки у сфері екологічної безпеки за допомогою відбору проб рідких, газоподібних та сипучих речовин. Збірник матеріалів IV Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції «Інноваційні аспекти систем безпеки праці, захисту інтелектуальної власності» (Полтава, 28–29 березня 2019 р.). Полтава: ПДАА, 2019. С. 75–78.

300. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В., Асоцький В. В. Підхід до визначення екологічного стану Дніпра. Тези 6-ї Міжнародної науково-практичної конференції «Перспективи світової науки та освіти» (Осака, 26–28 лютого 2020 р.). Осака, Японія: Видавнича група CPN, 2020. С. 674–681.

301. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В. Модель прогнозування показників кисневого режиму поверхневого джерела. Тези доповідей десятої міжнародної науково-технічної конференції «Сучасні напрями розвитку інформаційно-комунікаційних технологій та засобів управління» (9–10 квітня 2020 р.). Том 2: секції 3, 4. Баку – Харків – Жиліна, 2020. С. 75.

302. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Аблєєва І. Ю. Прогноз зміни показників кисневого режиму поверхневого джерела в умовах водної екосистеми басейну Дніпра. Матеріали VII Всеукраїнської науково-технічної конференції «Сучасні технології у промисловому виробництві» (Суми, 21–24 квітня 2020 р.). Суми: Сумський державний університет, 2020. С. 175–176.

303. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В., Слепужніков Є. Д. Прогнозування техногенного впливу на якісний стан водної екосистеми басейну Дніпра. Матеріали I Міжнародної науково-практичної інтернет-конференції «Сучасні проблеми професійної та цивільної безпеки» (Дніпро, 28 квітня 2020 р.). Дніпро, 2020. С. 121–123.

ДОДАТКИ
ДОДАТОК А

Список опублікованих праць за темою дисертації

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації

Монографії

1. Пономаренко Р. В. Науково-теоретичні основи зниження техногенного навантаження на системи водопостачання регіону з урахуванням основних принципів басейнового управління водними ресурсами : монографія. Харків, 2020. 112 с.

2. Основи моделювання в ергономіці, екології і хімічній технології : монографія / за заг. ред. д-ра техн. наук, професора С. М. Логвінкова. Харків, 2017. С. 119-141.

Здобувачу належить розділ за напрямком управління процесом протидії джерелам екологічної небезпеки в умовах діючих станцій підготовки питної води.

Статті у фахових наукових виданнях із переліку МОН України

3. Пономаренко Р. В. Підвищення рівня екологічної безпеки питного водопостачання регіону в умовах забруднення поверхневого джерела. *Науковий журнал «Екологічна безпека». Кременчук: Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського. 2013. Вип. 1/2013 (15). С. 24–27.*

4. Пономаренко Р. В. Возможность возникновения чрезвычайных ситуаций техногенного характера, связанных с антропогенным воздействием на поверхностные водоемы. *Загальнодержавний науково-технічний журнал «Проблеми екології». 2014. №1(33). С. 22–30.*

5. Третьяков О. В., Пономаренко Р. В. Використання структуризації надзвичайних ситуацій як засобу забезпечення екологічної безпеки

питного водопостачання. *Вісник Харківського національного автомобільно-дорожнього університету*. 2014. Вип. 64. С. 87–91.

Здобувач встановив можливість застосування підходу структуризації надзвичайних ситуацій для забезпечення екологічної безпеки питного водопостачання регіону.

6. Третьяков О. В., Безсонний В. Л., Пономаренко Р. В., Бородич П. Ю. Підвищення ефективності прогнозування впливу техногенного забруднення на поверхневі водойми. *Проблеми надзвичайних ситуацій: науковий журнал*. 2019. Вип. 29(1). С. 61–78.

Здобувач здійснив удосконалення математичної моделі показників екологічного стану поверхневих вод.

7. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В., Ковальов П. А. Визначення екологічного стану головного джерела водопостачання України. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. 2019. Випуск 6 (2/2019) С. 69–77.

Здобувач розробив модель прогнозування екологічного стану поверхневих вод басейну Дніпра.

8. Пономаренко Р. В., Слепужніков Є. Д., Пляцук Л. Д., Аблєєва І. Ю., Третьяков О. В. Визначення якісного стану водної екосистеми річки Дніпро. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського. 2019. № 2(28). С. 52–62.

Здобувач провів оцінку якості води Дніпра за основними показниками, шляхом ретроспективного аналізу даних моніторингу та екологічної оцінки водних ресурсів України.

9. Shtepa V., Plyatsuk L., Ablieieva I., Hurets L., Sherstiuk M., Ponomarenko R. Substantiation of the environmental and energy approach of improvement of technological regulations of water treatment systems. *Журнал «Technology audit and production reserves»*. 2020. Том 1, № 3(51) С. 11–17.

Здобувач обґрунтував еколого-енергетичний критерій оцінки

функціонування споруд очищення стічних вод.

10. Пономарено Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В., Аблєєва І. Ю., Буц Ю. В., Барбашин В. В. Удосконалення методології визначення якісного стану в одній екосистемі (на прикладі річки Дніпро). *Науково-технічний збірник Комунальне господарство міст. Серія: технічні науки та архітектура*. 2020. Том 1, випуск 154. С. 82–93.

Здобувач удосконалив методологію визначення екологічного стану водотоку.

11. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Шерстюк М. М., Третьяков О. В., Штепа В. М. Прогнозування впливу техногенного забруднення на якісний стан водної екосистемі річки Дніпро. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*. 2020. Випуск 1(120). С. 80–85.

Здобувач розробив порядок проведення вимірювань оперативних показників екологічного стану поверхневого вододжерела.

12. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В., Черкашин О. В., Затько Й. Прогнозування показників кисневого режиму поверхневого джерела в умовах водної екосистемі басейну Дніпра. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. 2020. Випуск 7 (1/2020). С. 51–56.

Здобувач провів дослідження щодо можливості використанням двокомпонентної моделі Стрітера-Фелпса, а також її модифікації в умовах поверхневого водного об'єкта.

13. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Tretyakov O., Ablieieva I. Modeling of oxygen mode indicators in the conditions of the aquatic ecosystem of the Dnepr basin. *Журнал «Вода та водоочисні технології. Науково-технічні вісті»*. 2020. Том 26, № 1. С. 36–44.

Здобувач здійснив перевірку адекватності математичної моделі прогнозування кисневого режиму водної екосистемі басейну Дніпра.

14. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Tretyakov O., Ablieieva I. Modeling of operational control of the oxygen regime of the aquatic ecosystem in the conditions of the Dnieper basin. *Науковий журнал «Environmental Problems»*. 2020. Vol. 5, No. 1, P. 58–62.

Здобувач провів дослідження щодо вдосконалення математичної моделі динаміки інтегральних показників екологічного стану водойми.

15. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В. Оцінка зміни та прогнозування показників кисневого режиму поверхневого джерела. *Вісник Харківського національного автомобільно-дорожнього університету*. 2020. Вип. 89. С. 51–59.

Здобувач удосконалив математичну модель динаміки інтегральних показників екологічного стану водойми шляхом доповнення корегуючими коефіцієнтами.

16. Пономаренко Р. В., Буц Ю. В. Управління процесом підготовки питної води в умовах виникнення надзвичайних ситуацій техногенного характеру. *Вісник Харківського національного університету ім. В.Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2012. Вип. 7. С. 123–129.

Здобувач обґрунтував шляхи оперативного управління водно-хімічним режимом в умовах поверхневого вододжерела.

17. Пономаренко Р. В., Буц Ю. В. Якісна питна вода запорука екологічної безпеки регіону. *Науковий журнал Харківського національного університету ім. Каразіна «Людина та довкілля. Проблеми неоекології»*. 2014. № 1-2. С. 112–114.

Здобувач провів ретроспективний аналіз показників якості води поверхневого джерела водопостачання.

18. Слепужніков Є. Д., Тарахно О. В., Пономаренко Р. В., Буц Ю. В. Удосконалення контролю відбору проб рідких, газоподібних та сипучих речовин при дослідженні техногенного впливу на довкілля. *Науковий журнал Харківського національного університету ім. Каразіна «Людина та довкілля. Проблеми неоекології»*. 2018. Випуск 30. С. 148–158.

Здобувач розробив рекомендації щодо процедури відбору проб із виявлення небезпечних речовин.

19. Слепужников Е. Д., Петухов Р. А., Пономаренко Р. В., Буц Ю. В. Экологически безопасный метод локализации загрязнения почв при чрезвычайных ситуациях техногенного характера. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2019. Вип. 21. С. 63–71.

Здобувач розробив метод локалізації надзвичайної ситуації, пов'язаної з витоком летючих токсичних рідин.

Статті у наукових періодичних виданнях інших держав та виданнях, які індексуються наукометричними базами даних Scopus та Web of Science

20. Безсонний В. Л., Третьяков О. В., Халмурадов Б. Д., Пономаренко Р. В. Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of Chervonooskil water reservoir. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2017. Том 5, № 10 (89). С. 32–38.

Здобувач визначив модельовані та емпіричні коефіцієнти показників визначення екологічного стану поверхневого водного об'єкта.

21. Buts, Y., Asotskyi, V., Kraynyuk, O., Ponomarenko, R. Influence of technogenic loading of pyrogenic origin on the geochemical migration of heavy metals. *Журнал геологии, географии и геоэкологии (Journal of Geology, Geography and Geoecology)*. 2018. №27 (1). P. 43–50.

Здобувач провів розрахунки впливу техногенного навантаження на геохімічну міграцію важких металів у ґрунтах прибережних зон поверхневого водного об'єкта.

22. Asotskyi, V., Buts, Y., Kraynyuk, O., Ponomarenko, R. Post-pyrogenic changes in the properties of grey forest podzolic soils of ecogeosystems of pine forests under conditions of anthropogenic loading. *Журнал геологии, географии и геоэкологии (Journal of Geology, Geography and Geoecology)*. 2018. №27 (2). P. 175–183.

Здобувач провів аналіз постпірогенної зміни ґрунтів екогеосистем соснових лісів прибережних зон поверхневого водного об'єкта.

23. Buts, Y., Asotskyi, V., Kraynyuk, O., Ponomarenko, R., Kovalev P. Dynamics of migration property of some heavy metals i soils in Kharkiv region under the influence of the pyrogenic factor. *Журнал геологии, географии и геоэкологии (Journal of Geology, Geography and Geoecology)*. 2019. №28 (2). P. 409–416.

Здобувач вивів рівняння для визначення області максимального осадження (акумуляції) гідроксидів та гідроксокомплексів важких металів.

24. Buts, Y., Asotskyi, V., Kraynyuk, O., Ponomarenko, R., Kalynovskyi A. Geocological analysis of the impact of anthropogenic factors on outbreak of emergencies and their prediction. *Журнал геологии, географии и геоэкологии Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2020. №29 (1). P. 40–48.

Здобувач провів геоекологічний аналіз ризику виникнення надзвичайних ситуацій екологічного характеру на основі розміщення об'єктів підвищеної небезпеки.

25. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Hurets L., Polkovnychenko D., Grigorenko N., Sherstiuk M., Miakaiev O. Determining the effect of anthropogenic loading on the environmental state of a surface source of water supply. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2020. Том 5, № 10 (105). С. 54–62.

Здобувач провів математичне моделювання показників екологічного стану Дніпра.

Статті в інших наукових виданнях

26. Пономаренко Р. В., Ковальов П. А., Виноградов С. А. Prevention of accidental related to pollution of surface water sources with heavy metal ions. *«Управління безпекою складних систем 2014»*. Зб. наук. праць. *«Riadenie bezpečnosti zložitych systémov 2014»*. м. Ліптовьки Мікулаш, Словаччина. 2014. Вип. 1. С. 292–298.

Здобувач провів розрахунки ефективності видалення забруднюючих речовин шляхом аерації води.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

27. Пономаренко Р. В., Виноградов С. А. Забезпечення населення питною водою в надзвичайних ситуаціях. Збірка матеріалів I Міжвузівської науково-методичної конференції *«Екологічні аспекти регіонального партнерства в надзвичайних ситуаціях»* (Харків, 21 листопада 2012 р.). Харків, 2012. С. 228–229.

28. Третьяков О. В., Пономаренко Р. В. Підготовка питної води високої якості в умовах незадовільного екологічного стану поверхневого джерела. Збірник статей VII Всеукраїнської науково-практичної конференції *«Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України»* (Запоріжжя, 15 грудня 2012 р.). Запоріжжя: Видавництво ЗДІА, 2012. С. 54–55.

29. Третьяков О. В., Пономаренко Р. В. Забезпечення населення якісною питною водою як основа безпеки людини в сучасних умовах. *Матеріали IV Міжнародної науково-методичної конференції НТУ «ХПИ» «Безпека людини в сучасних умовах»* (Харків, 6-7 грудня 2012 р.). Харків, 2012. С. 119–120.

30. Пономаренко Р. В., Губаренко К. Г. Моніторинговий контроль якості господарсько-питної води для населення – основа її безпеки. Матеріали VIII Міжнародної науково-практичної конференції за участю молодих науковців *«Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів»* (Харків, 16-18 жовтня 2013 р.). Харків: ХНАДУ, 2013. С. 127–129.

31. Шахов С. М., Шеремет О. М., Пономаренко Р. В. Пути предотвращения возникновения чрезвычайных ситуаций связанных с техногенным загрязнением поверхностных источников водоснабжения. Матеріали II научно-практической конференции курсантов и студентов. *«Стратегия «Казахстан – 2050»: совершенствование системы защиты от*

чрезвычайных ситуаций, развитие научных исследований в сфере безопасности и жизнедеятельности населения (14 марта 2014 г.).

Кокшетау: КТИ МЧС РК, 2014. С. 310–317.

32. Пономаренко Р. В., Шеремет О. М., Шахов С. М. Якісна питна вода, як основа національної екологічної політики. Матеріали інтернет-конференції *«Державне регулювання освітньо-наукового забезпечення підготовки конкурентоспроможних фахівців у сфері цивільного захисту»*

(Харків,

19-20 березня 2014 р.). Харків: НУЦЗУ, 2014. С. 139–140.

33. Шахов С. М., Пономаренко Р. В. Об'єкти водопостачання та гідроспороди, як потенційно небезпечні об'єкти. Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції курсантів та студентів *«Проблеми та перспективи забезпечення цивільного захисту»* (Харків, 2-3 квітня 2014 р.).

Харків: НУЦЗУ, 2014. С. 91.

34. Третьяков О. В., Пономаренко Р. В. Забезпечення населення якісною питною водою шляхом впровадження нових технічних рішень.

Збірник тез доповідей XXI Міжнародної науково-практичної конференції *«Інформаційні технології: наука, техніка, технологія, освіта, здоров'я»*

Ч.ІІІ (Харків, 21-23 травня 2014 р.). Харків: НТУ «ХПІ». С. 270.

35. Пономаренко Р. В., Пономаренко Г. В. Аналіз наявних ресурсів протидії джерелам екологічної небезпеки для об'єктів питного водопостачання. Матеріали ІХ Міжнародної науково-практичної конференції *«Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів»* (Харків, 29-31 жовтня 2014 р.). Харків: ХНАДУ, 2014. С. 99–102.

36. Пономаренко Р. В., Будник О. М. Виробництво питної води в умовах діючих станцій водопідготовки. Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції *«Сучасний стан цивільного захисту: перспективи та шляхи до Європейського простору»* (Київ, 22-23 вересня 2015 р.). Київ: ІЛУЦЗ, 2015. С. 315–317.

37. Єрмоєнко В. І., Пономаренко Р. В. Деякі питання щодо стану техногенної безпеки в Україні в 2016 році. Матеріали щорічної міжнародної науково-технічної конференції «Екологічна і техногенна безпека. Охорона водного і повітряного басейнів. Утилізація відходів» (Харків, 27-28 квітня 2016 р.). Харків: ХНУБА, 2016. С. 114–116.

38. Пономаренко Р. В., Мішина В. О. Деякі питання щодо діяльності Сіверсько-Донецького басейнового управління водних ресурсів. Матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції студентів, магістрантів та аспірантів «Галузеві проблеми екологічної безпеки» (Харків, 20-21 жовтня 2016 р.). Харків: ХНАДУ, 2016. С. 142–143.

39. Безсонний В. Л., Пономаренко Р. В. Моніторинг поверхневих джерел водопостачання у випадку аварійної ситуації. Збірник матеріалів IV науково-практичної конференції для молодих вчених, присвяченої 100-річчю Національної академії наук України «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (Київ, 6-7 листопада 2017 р.). Київ, 2017. С. 11–12.

40. Мішина В. О., Пономаренко Р. В. Управління надійністю системи водопостачання як засіб вирішення проблеми екологічної безпеки регіону. Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції студентів, магістрантів та аспірантів «Галузеві проблеми екологічної безпеки» (Харків, 24 жовтня 2017 р.). Харків, 2017. С. 138–141.

41. Пономаренко Р. В., Мішина В. О. Характеристика основного джерела водопостачання східного регіону України. Збірник тез доповідей XXI Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво – 2018» (Харків, 18-20 квітня 2018 р.). Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2018. С. 169–170.

42. Пономаренко Р. В., Третьяков О. В. Питання щодо забезпечення населення якісною питною водою. Тези доповідей міжнародної науково-

технічної конференції *«Технології та інфраструктура транспорту»* (Харків, 14-16 травня 2018 р.). Харків: УкрДУЗТ, 2018. С. 285–287.

43. Пономаренко Р. В., Слепужніков Є. Д., Кустов М. В. Запобігання надзвичайним ситуаціям шляхом удосконалення контролю небезпеки у сфері екологічної безпеки за допомогою відбору проб рідких, газоподібних та сипучих речовин. Збірник матеріалів IV Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції *«Інноваційні аспекти систем безпеки праці, захисту інтелектуальної власності»* (Полтава, 28-29 березня 2019 р.). Полтава: ПДАА, 2019. С. 75–78.

44. Пономаренко Р. В., Третьяков О. В., Пляцук Л. Д. Оцінка екологічного стану головної артерії питного водопостачання України. Тези доповідей сьомої міжнародної науково-технічної конференції *«Проблеми інформатизації»* (Черкаси, 13-15 листопада 2019 р.). Том 3: секція 5–7. Черкаси: Черкаський державний технологічний університет, 2019. С. 73.

45. Пономаренко Р. В., Третьяков О. В., Пляцук Л. Д. Визначення екологічного стану головної водної артерії України. Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції *«Перспективи майбутнього та реалії сьогодення в технологіях водо підготовки»* (Київ, 14-15 листопада 2019 р.). Київ: НУХТ, 2019. С. 188–189.

46. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В., Асоцький В. В. Підхід до визначення екологічного стану Дніпра. Тези 6-ї Міжнародної науково-практичної конференції *«Перспективи світової науки та освіти»* (Осака, 26-28 лютого 2020 р.). Осака, Японія: Видавнича група CPN, 2020. С. 674–681.

47. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В. Модель прогнозування показників кисневого режиму поверхневого джерела. Тези доповідей десятої міжнародної науково-технічної конференції *«Сучасні напрями розвитку інформаційно-комунікаційних технологій та засобів управління»* (9-10 квітня 2020 р.). Том 2: секції 3, 4. Баку – Харків – Жиліна, 2020. С. 75.

48. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Аблеєва І. Ю. Прогноз зміни показників кисневого режиму поверхневого джерела в умовах водної екосистеми басейну Дніпра. Матеріали VII Всеукраїнської науково-технічної конференції «Сучасні технології у промисловому виробництві» (Суми, 21-24 квітня 2020 р.). Суми: Сумський державний університет, 2020. С. 175–176.

49. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третьяков О. В., Слепужніков Є. Д. Прогнозування техногенного впливу на якісний стан водної екосистеми басейну Дніпра. Матеріали I Міжнародної науково-практичної інтернет-конференції «Сучасні проблеми професійної та цивільної безпеки» (Дніпро, 28 квітня 2020 р.). Дніпро, 2020. С. 121–123.

ДОДАТОК Б

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)
з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Стир, 48 км, смт. Зарічне, кордон з Білоруссю

Значення	Показники								
	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітри-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
Дата									
16.03.2010	0,51	2,50	11,00	10,30	1,20	0,01	38,45	0,00	7,09
09.06.2010	0,82	1,61	29,00	5,39	1,11	0,03	26,26	0,13	25,52
02.09.2010	0,52	1,65	9,02	8,18	0,72	0,04	36,39	0,28	20,12
01.12.2010	0,52	1,56	9,00	8,96	0,75	0,03	37,12	0,25	19,18
11.03.2011	0,49	1,46	8,80	8,86	0,83	0,03	38,18	0,23	18,63
12.05.2011	0,48	0,93	11,10	8,20	2,28	0,11	24,19	0,06	16,31
04.08.2011	0,20	0,42	8,60	6,70	4,28	0,05	17,79	0,10	19,14
09.11.2011	0,20	4,25	14,50	9,73	1,26	0,09	19,83	0,04	17,70
14.02.2012	0,33	2,90	8,10	10,00	2,58	0,03	19,10	0,01	14,90
11.05.2012	0,39	3,80	4,00	7,20	2,67	0,12	19,20	0,22	15,60
07.08.2012	0,21	1,40	6,60	7,90	1,95	0,29	23,50	0,30	18,40
13.11.2012	0,86	1,42	1,50	9,26	1,35	0,16	22,80	0,29	21,30
07.02.2013	0,91	2,20	4,60	8,50	1,22	0,07	12,10	0,16	14,20
25.04.2013	0,72	3,26	2,90	7,45	2,74	0,01	25,10	0,14	9,93
25.05.2013	0,72	3,76	2,90	7,45	2,74	0,01	25,10	0,14	9,93
01.08.2013	0,72	3,10	3,00	7,18	2,58	0,01	24,10	0,13	8,50
05.11.2013	0,05	1,61	3,30	8,49	1,23	0,16	20,20	1,24	34,70
08.02.2014	0,05	7,58	1,20	11,80	3,14	0,04	20,19	0,36	8,15
06.05.2014	0,08	4,90	8,30	10,50	0,90	0,19	18,60	0,06	15,60
06.08.2014	0,05	7,64	3,30	10,40	0,84	0,05	18,63	0,26	21,27
12.11.2014	0,05	4,64	6,50	10,74	0,62	0,03	19,23	0,08	19,85
10.02.2015	0,19	2,90	2,70	10,50	5,70	0,07	20,20	0,49	31,90
06.05.2015	0,15	3,10	3,40	8,45	4,73	0,12	20,20	0,02	19,10
05.08.2015	0,17	4,10	3,10	6,90	2,80	0,75	16,70	0,50	26,90
04.11.2015	0,03	3,60	5,90	8,38	2,75	0,04	24,00	0,03	23,40
03.02.2016	0,86	1,41	3,90	5,01	2,62	0,06	24,07	0,29	17,02
06.05.2016	0,24	9,40	6,90	15,11	1,44	0,02	30,45	0,02	17,73
04.08.2016	1,47	2,34	3,80	5,40	0,39	0,01	20,20	0,12	17,00
01.11.2016	0,75	3,75	4,20	8,20	0,57	0,12	20,10	0,07	12,80
02.02.2017	0,46	4,50	3,40	8,60	1,00	0,05	20,10	0,05	24,10
03.05.2017	0,34	2,25	4,80	4,54	1,28	0,12	29,18	0,05	17,73
03.08.2017	0,12	1,88	2,40	7,40	2,14	0,02	23,90	0,02	46,80
07.11.2017	0,13	3,20	3,50	8,85	2,11	0,00	23,83	0,04	25,52
01.02.2018	0,95	1,99	4,00	8,53	4,17	0,05	23,45	0,39	34,74
08.05.2018	0,51	1,54	4,40	5,21	1,74	0,07	33,64	0,31	19,85
01.08.2018	0,64	4,18	6,80	5,58	1,76	0,08	23,25	0,31	19,85
13.11.2018	0,57	2,98	4,10	8,10	0,71	0,11	25,00	0,27	28,40

ДОДАТОК В

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)
з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

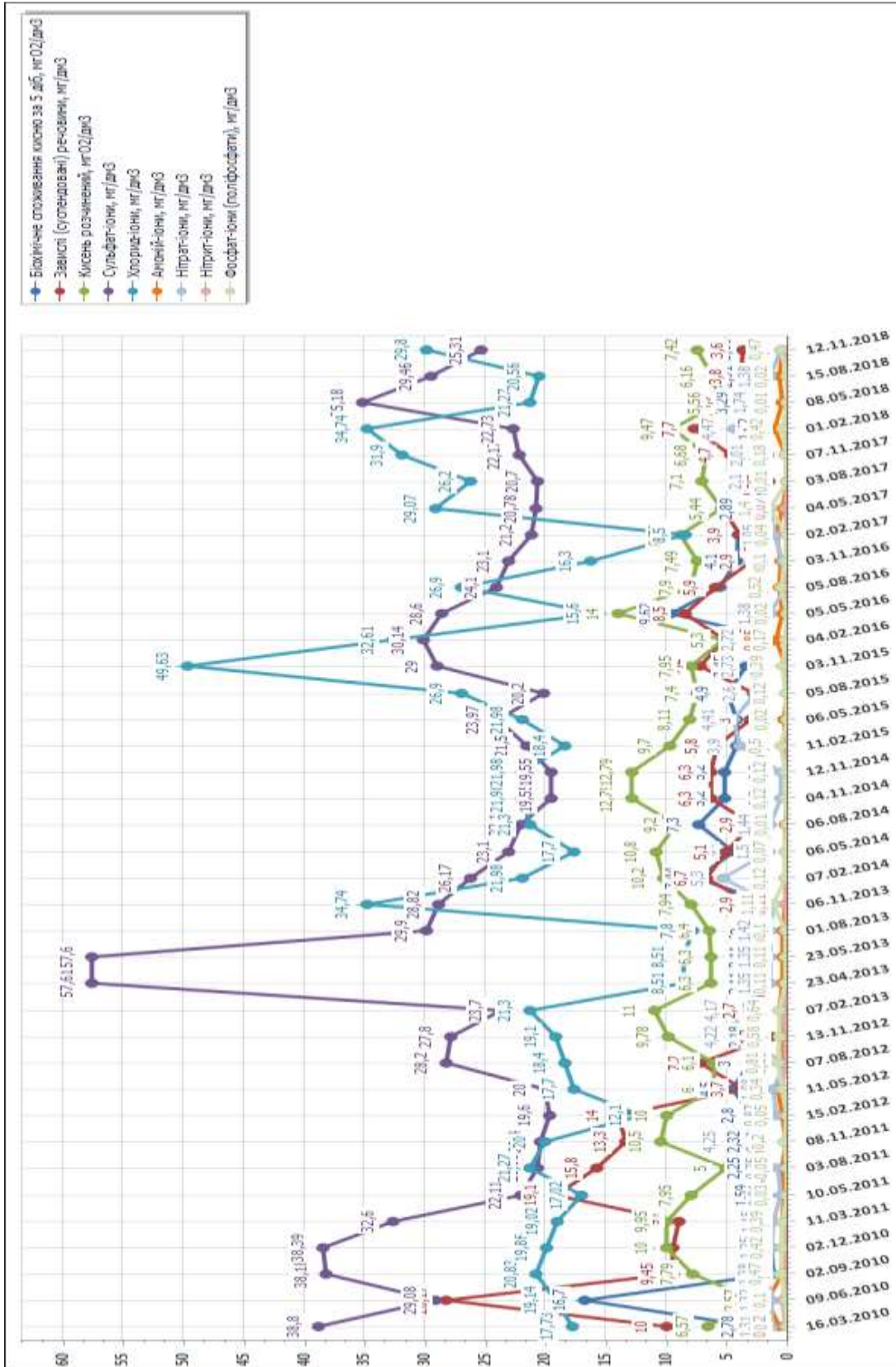
По посту: р. Горинь, 67 км, с. Висоцьк, кордон з Білоруссю

Значення	Показники								
	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітрит-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
Дата									
16.03.2010	0,60	2,78	10,00	6,57	1,31	0,12	38,80	0,00	17,73
09.06.2010	1,60	16,70	28,17	2,57	1,32	0,32	29,08	0,10	19,14
02.09.2010	0,41	1,15	9,45	7,79	1,38	0,03	38,18	0,47	20,83
02.12.2010	0,40	1,22	9,50	10,00	1,25	0,02	38,39	0,42	19,86
11.03.2011	0,38	1,25	9,00	9,95	1,15	0,02	32,60	0,39	19,02
10.05.2011	0,25	1,59	19,10	7,95	0,56	0,03	22,11	0,03	17,02
03.08.2011	0,32	2,25	15,80	5,00	0,75	0,02	20,68	0,05	21,27
08.11.2011	0,13	2,32	13,30	10,50	4,25	0,07	20,40	0,20	20,00
15.02.2012	0,35	2,80	14,00	10,00	0,87	0,04	19,60	0,05	12,10
11.05.2012	0,78	4,50	3,70	6,00	1,08	0,34	20,00	0,34	17,70
07.08.2012	0,25	3,00	7,20	6,10	0,11	0,16	28,20	0,81	18,40
13.11.2012	0,43	2,18	1,20	9,78	4,22	0,10	27,80	0,58	19,10
07.02.2013	0,68	2,50	2,70	11,00	4,17	0,29	23,70	0,64	21,30
23.04.2013	0,36	2,11	1,50	6,30	1,35	0,11	57,61	0,11	8,51
23.05.2013	0,36	2,11	1,50	6,30	1,35	0,00	57,60	0,11	8,51
01.08.2013	0,34	2,10	2,00	6,40	1,42	0,01	29,90	0,10	7,80
06.11.2013	0,07	1,22	2,90	7,94	1,19	0,11	28,82	1,11	34,74
07.02.2014	0,10	7,44	6,70	10,20	5,30	0,04	26,17	0,12	21,98
06.05.2014	0,07	4,40	5,10	10,80	1,50	0,03	23,10	0,07	17,70
06.08.2014	0,08	7,30	2,90	9,20	1,44	0,01	22,10	0,01	21,30
04.11.2014	0,04	5,20	6,30	12,79	0,50	0,04	19,55	0,12	21,98
12.11.2014	0,04	5,20	6,30	12,79	0,50	0,04	19,55	0,12	21,98
11.02.2015	0,12	4,20	5,80	9,70	3,90	0,05	21,50	0,50	18,40
06.05.2015	0,19	4,20	3,00	8,11	4,41	0,06	23,97	0,02	21,98
05.08.2015	0,03	4,90	2,80	7,40	2,60	0,03	20,20	0,12	26,90
03.11.2015	0,10	3,45	7,20	7,95	2,73	0,10	29,00	0,39	49,63
04.02.2016	0,85	0,80	5,20	5,30	2,72	0,06	30,14	0,17	32,61
05.05.2016	0,34	9,62	8,50	14,00	1,38	0,02	28,60	0,02	15,60
05.08.2016	0,64	5,60	5,90	7,90	0,09	0,09	24,10	0,52	26,90
03.11.2016	0,56	4,10	2,90	7,49	0,41	0,12	23,10	0,10	16,30
02.02.2017	0,84	4,00	3,90	8,76	1,05	0,05	21,20	0,04	8,50
04.05.2017	0,38	2,89	5,30	5,44	1,41	0,07	20,78	1,40	29,07
03.08.2017	0,06	1,73	1,50	7,10	2,10	0,01	20,70	0,01	26,20
07.11.2017	0,08	1,68	4,70	6,68	2,01	0,01	22,17	0,18	31,90
01.02.2018	1,00	1,42	7,70	9,47	4,47	0,03	22,73	0,42	34,74
08.05.2018	0,41	3,29	4,70	5,56	1,74	0,02	35,18	0,01	21,27
15.08.2018	0,59	2,91	3,80	6,16	1,38	0,03	29,46	0,02	20,56
12.11.2018	0,36	3,06	3,60	7,42	0,54	0,05	25,31	0,47	29,80

Продовження Додатку В

Дані моніторингу поста спостереження (графічне відображення)
з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Горинь, 67 км, с. Висоцьк, кордон з Білоруссю



ДОДАТОК Г

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)
з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

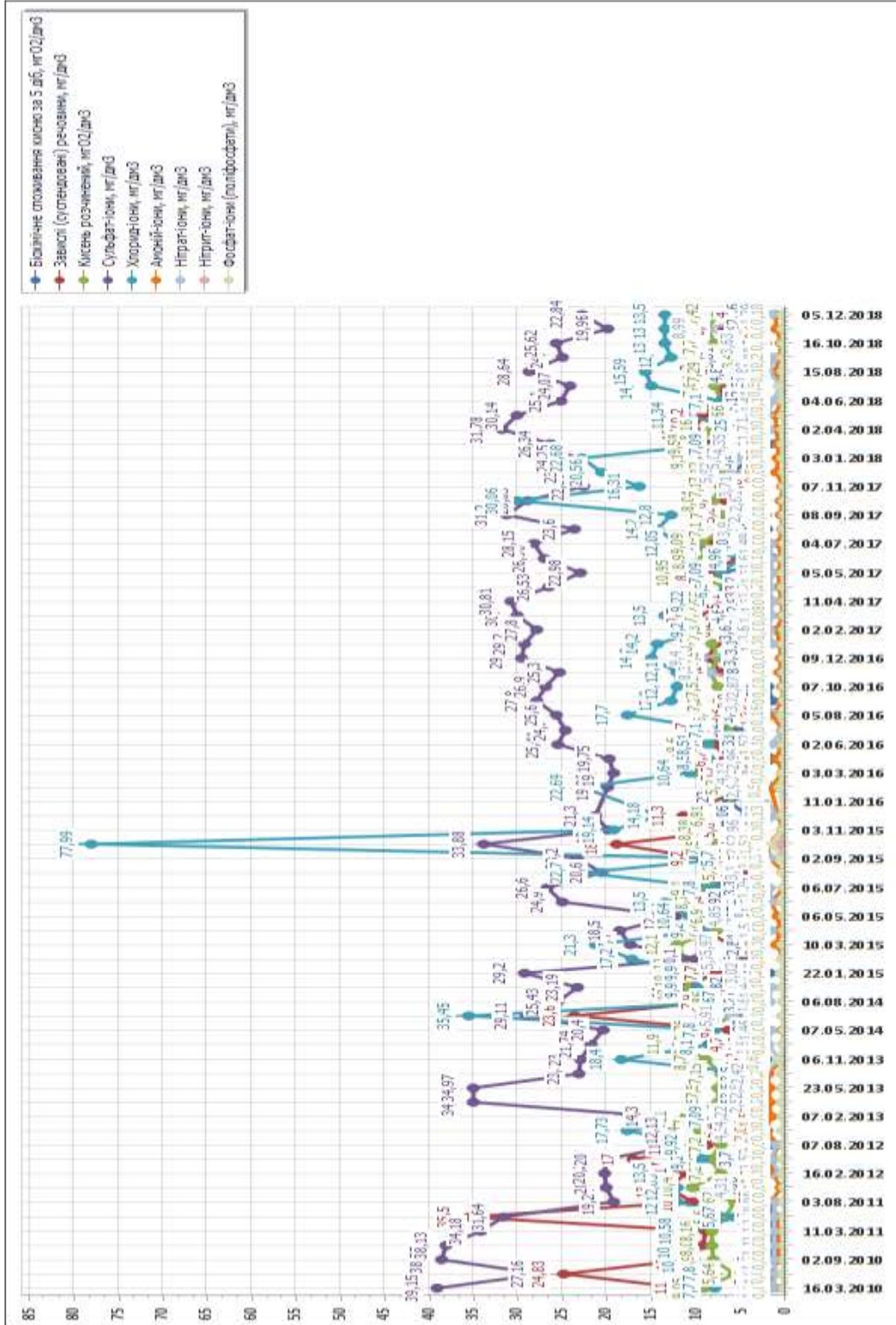
По посту: р. Льва, 100 км, с. Переброди, кордон з Білоруссю

Значення	Показники								
	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітрит-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
Дата									
16.03.2010	1,09	1,68	11,00	9,05	1,15	0,10	39,15	0,01	7,79
09.06.2010	1,49	2,05	24,83	5,64	1,08	0,06	27,16	0,09	7,80
02.09.2010	0,64	1,74	10,80	7,95	1,21	0,03	38,55	0,04	10,23
08.11.2011	0,36	3,08	13,10	10,40	4,31	0,07	20,00	0,02	12,05
16.02.2012	1,31	1,10	11,00	7,20	0,51	0,04	20,20	0,18	13,50
11.05.2012	1,32	3,70	17,00	8,30	1,52	0,03	20,00	0,11	9,22
07.08.2012	0,76	1,40	8,60	7,20	0,90	0,08	11,70	0,04	9,92
07.02.2013	1,57	4,55	1,80	11,00	4,22	0,10	14,30	0,09	7,09
01.08.2013	1,80	3,20	2,20	7,15	2,42	0,12	23,10	0,24	3,50
07.02.2014	0,07	8,51	4,70	11,90	1,95	0,04	21,74	0,07	8,15
07.05.2014	0,17	2,23	6,30	8,76	1,46	0,03	20,40	0,04	7,80
27.05.2014		5,48	23,60	6,03	5,91	0,00	29,11	0,12	35,45
06.08.2014	0,05	3,21	7,90	6,86	1,68	0,04	25,43	0,06	5,67
10.11.2014	0,16	4,82	11,30	10,75	1,47	0,05	23,19	0,11	9,93
22.01.2015	0,03	1,72	7,70	10,98	3,02	0,04	29,20	0,28	9,90
11.02.2015	0,06	3,95	5,20	11,20	5,79	0,07	10,10	0,19	17,20
10.03.2015	0,88	2,84	6,00	12,10	5,97	0,08	17,40	0,14	21,30
07.04.2015	0,50	1,83	9,10	7,70	1,50	0,02	18,50	0,04	9,20
02.09.2015	1,66	2,79	9,20	4,96	1,76	0,17	23,20	0,34	5,70
09.10.2015	1,90	3,49	18,80	7,54	2,97	0,47	33,88	1,51	77,99
03.11.2015	0,13	3,23	5,60	8,38	2,96	0,01	19,96	0,17	19,14
03.03.2016	0,15	3,18	5,70	10,20	4,13	0,06	19,23	0,09	10,64
04.04.2016	0,83	0,80	6,70	10,10	2,96	0,06	19,75	0,04	8,51
07.10.2016	0,19	1,87	2,70	7,51	2,87	0,01	26,90	0,02	12,05
03.11.2016	0,58	2,85	7,20	8,40	8,30	0,14	25,30	0,08	12,10
04.05.2017	0,51	3,12	3,00	6,63	1,76	0,04	26,53	0,25	6,38
05.05.2017	0,67	6,96	8,70	10,95	1,38	0,04	22,98	0,11	7,09
01.06.2017	0,36	0,36	5,30	8,99	1,61	0,06	26,96	0,15	4,96
04.07.2017	0,69	4,08	7,90	9,09	1,49	0,04	28,15	0,08	12,05
03.01.2018	0,76	3,82	7,20	9,12	5,07	0,02	24,25	0,18	22,68
01.02.2018	0,69	1,01	8,30	9,58	4,35	0,04	26,34	0,13	7,09
02.04.2018	0,79	4,15	10,20	8,16	1,76	0,02	31,78	0,15	4,25
07.05.2018	1,04	2,17	9,20	4,66	1,80	0,21	30,14	0,09	11,34
12.11.2018	0,88	2,96	6,80	8,64	8,99	0,08	19,96	0,09	13,50
05.12.2018	0,96	2,96	4,00	7,42	1,29	0,10	22,84	0,18	13,50

Продовження Додатку Г

Дані моніторингу поста спостереження (графічне відображення)
з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Льва, 100 км, с. Переброди, кордон з Білоруссю



ДОДАТОК Д

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)
з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

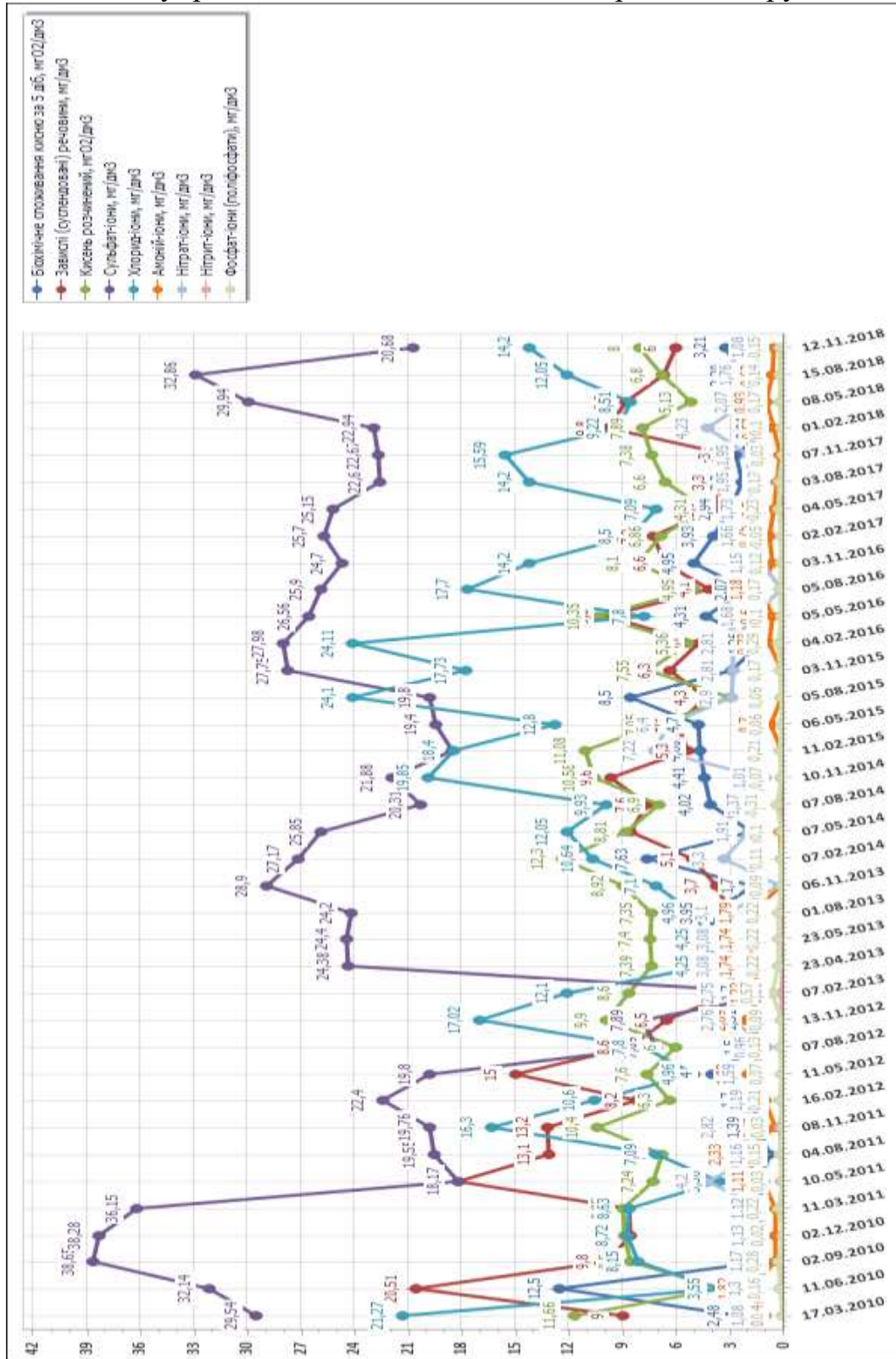
По посту: р. Ствига, 95 км, с. Познань, кордон з Білоруссю

Значення	Показники								
	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітрит-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
Дата									
17.03.2010	1,02	2,48	9,00	11,66	1,08	0,04	29,54	0,00	21,27
11.06.2010	1,82	12,50	20,51	3,44	1,30	0,11	32,14	0,16	3,55
02.09.2010	0,42	1,05	9,80	8,50	1,17	0,03	38,65	0,28	8,15
02.12.2010	0,41	1,15	8,50	8,90	1,13	0,03	38,28	0,02	8,72
11.03.2011	0,42	1,18	8,60	8,95	1,12	0,03	36,15	0,22	8,63
10.05.2011	1,11	1,31	18,20	7,24	4,20	0,06	18,17	0,03	3,56
04.08.2011	2,33	0,79	13,10	6,75	1,16	0,12	19,55	0,15	7,09
08.11.2011	0,42	1,39	13,20	10,40	2,82	0,15	19,76	0,03	16,30
16.02.2012	1,05	1,70	8,20	6,30	1,19	0,04	22,40	0,21	10,60
11.05.2012	1,92	4,00	15,00	7,60	1,59	0,04	19,80	0,07	4,96
07.08.2012	1,01	1,50	8,60	6,00	0,96	0,04	7,09	0,13	7,80
13.11.2012	2,09	1,51	6,50	9,90	2,76	0,06	7,89	0,09	17,02
07.02.2013	1,22	1,70	2,90	8,60	2,75	0,09	0,00	0,57	12,10
23.04.2013	1,74	4,00	3,00	7,39	3,08	0,03	24,38	0,22	4,25
23.05.2013	1,74	4,00	3,00	7,40	3,08	0,03	24,40	0,22	4,25
01.08.2013	1,79	3,95	3,00	7,35	3,10	0,04	24,20	0,22	4,96
06.11.2013	0,08	1,70	3,70	8,92	0,18	0,05	28,90	0,09	7,10
07.02.2014	0,08	7,63	5,10	12,30	3,30	0,04	27,17	0,11	10,64
07.05.2014	0,14	1,78	8,50	8,81	1,91	0,04	25,85	0,10	12,05
07.08.2014	0,02	4,02	7,60	6,90	1,37	0,04	20,31	0,31	9,93
10.11.2014	0,10	4,41	9,60	10,58	1,01	0,04	21,88	0,07	19,85
11.02.2015	0,05	4,68	5,30	11,08	7,22	0,06	18,50	0,21	18,40
06.05.2015	0,70	4,70	5,90	7,05	6,40	0,01	19,40	0,06	12,80
05.08.2015	0,10	8,50	4,30	3,00	2,90	0,02	19,80	0,06	24,10
03.11.2015	0,11	2,84	6,30	7,55	2,81	0,03	27,75	0,17	17,73
04.02.2016	0,73	1,26	4,70	5,36	2,81	0,08	27,98	0,29	24,11
05.05.2016	0,60	4,31	9,80	10,35	1,68	0,12	26,56	0,10	7,80
05.08.2016	1,18	2,07	4,10	4,95	0,06	0,04	25,90	0,17	17,70
03.11.2016	0,57	4,95	6,60	8,10	1,15	0,09	24,70	0,12	14,20
02.02.2017	0,75	3,93	7,30	6,86	1,66	0,05	25,70	0,05	8,50
04.05.2017	0,50	2,94	3,90	4,31	1,73	0,04	25,15	0,23	7,09
03.08.2017	0,31	2,30	3,30	6,60	1,95	0,23	22,60	0,17	14,20
07.11.2017	0,20	2,60	3,00	7,38	1,95	0,01	22,67	0,03	15,59
01.02.2018	0,52	0,84	9,80	7,89	4,23	0,03	22,94	0,10	9,22
08.05.2018	0,93	1,48	8,80	5,13	2,07	0,12	29,94	0,17	8,51
15.08.2018	0,63	2,29	6,70	6,80	1,76	0,15	32,86	0,14	12,05
12.11.2018	0,48	3,21	6,00	8,00	1,08	0,04	20,68	0,15	14,20

Продовження Додатку Д

Дані моніторингу поста спостереження (графічне відображення)
з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Ствига, 95 км, с. Познань, кордон з Білоруссю



ДОДАТОК Е

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)
з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

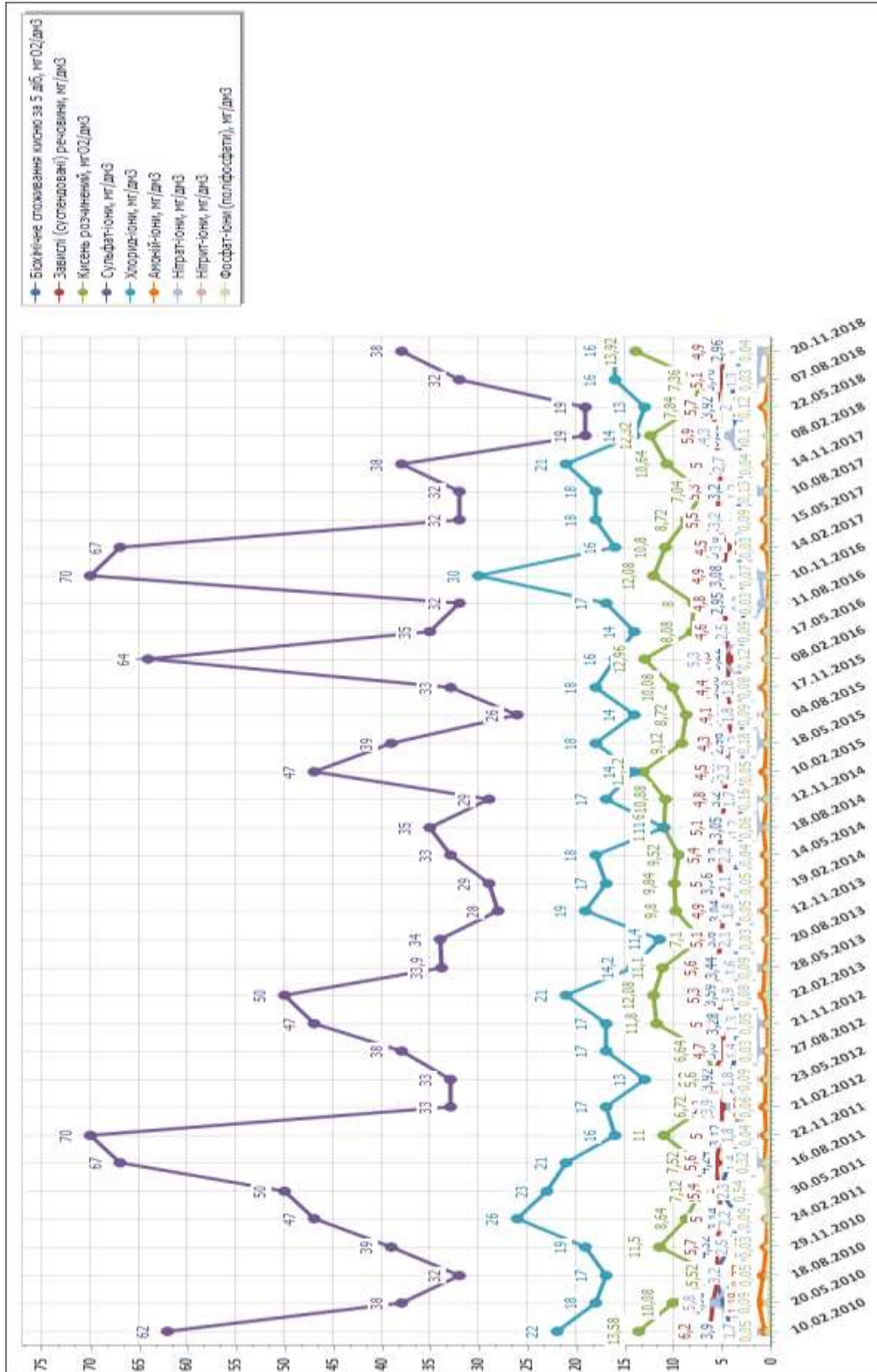
По посту: р. Уборть, 120 км, с. Рудня Хочинська, кордон з Білоруссю

Значення	Показники								
	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітрит-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
Дата									
10.02.2010	0,62	3,90	6,20	13,58	1,70	0,02	62,00	0,05	22,00
20.05.2010	1,19	4,95	5,90	10,08	5,80	0,03	38,00	0,09	18,00
18.08.2010	0,77	5,84	5,40	5,52	3,20	0,04	32,00	0,05	17,00
29.11.2010	0,48	4,32	5,70	11,50	2,50	0,03	39,00	0,03	19,00
24.02.2011	0,34	3,14	5,00	8,64	2,20	0,01	47,00	0,09	26,00
30.05.2011	0,22	5,25	5,40	7,12	2,30	0,08	50,00	0,54	23,00
16.08.2011	0,54	4,24	5,60	7,52	1,40	0,01	67,00	0,32	21,00
22.11.2011	0,53	3,12	5,00	11,00	1,80	0,02	70,00	0,04	16,00
21.02.2012	0,59	3,75	5,10	6,72	3,90	0,02	33,00	0,06	17,00
23.05.2012	0,51	3,92	6,30	5,60	1,80	0,04	33,00	0,09	13,00
27.08.2012	0,30	3,60	4,70	6,64	1,40	0,01	38,00	0,03	17,00
21.11.2012	0,31	3,28	5,00	11,80	1,30	0,04	47,00	0,05	17,00
22.02.2013	0,82	3,59	5,30	12,08	1,90	0,03	50,00	0,08	21,00
28.05.2013	0,61	3,44	5,60	11,10	1,60	0,04	33,90	0,09	14,20
20.08.2013	0,38	3,60	5,10	7,10	2,10	0,02	34,00	0,03	11,40
12.11.2013	0,45	3,04	4,90	9,80	1,80	0,03	28,00	0,05	19,00
19.02.2014	0,51	3,96	5,00	9,84	2,10	0,04	29,00	0,05	17,00
14.05.2014	0,40	3,20	5,40	9,52	2,20	0,03	33,00	0,04	18,00
18.08.2014	0,71	3,05	5,10	10,96	1,20	0,03	35,00	0,06	11,00
12.11.2014	0,29	3,20	4,80	10,88	1,70	0,02	29,00	0,16	17,00
10.02.2015	0,66	2,96	4,50	13,12	2,30	0,02	47,00	0,05	14,00
18.05.2015	0,51	2,96	4,30	9,12	1,20	0,02	39,00	0,18	18,00
04.08.2015	0,34	3,04	4,10	8,72	1,80	0,02	26,00	0,09	14,00
17.11.2015	0,54	3,36	4,40	10,08	1,80	0,03	33,00	0,08	18,00
08.02.2016	0,27	3,22	4,30	12,96	5,30	0,04	64,00	0,12	16,00
17.05.2016	0,44	2,80	4,60	8,08	2,50	0,04	35,00	0,09	14,00
11.08.2016	0,29	2,95	4,80	8,00	0,80	0,01	32,00	0,03	17,00
10.11.2016	0,21	3,08	4,90	12,08	1,00	0,02	70,00	0,07	30,00
14.02.2017	0,50	3,28	4,50	10,80	3,00	0,02	67,00	0,03	16,00
15.05.2017	0,41	3,36	5,50	8,72	3,20	0,02	32,00	0,09	18,00
10.08.2017	0,42	3,20	5,30	7,04	1,20	0,01	32,00	0,13	18,00
14.11.2017	0,31	3,12	5,00	10,64	2,70	0,06	38,00	0,04	21,00
08.02.2018	0,20	3,36	5,90	12,32	4,30	0,06	19,00	0,10	14,00
22.05.2018	0,54	3,92	5,70	7,84	2,00	0,02	19,00	0,12	13,00
07.08.2018	0,14	3,76	5,10	7,36	1,30	0,00	32,00	0,03	16,00
20.11.2018	0,17	2,96	4,90	13,92	1,00	0,01	38,00	0,04	16,00

Продовження Додатку Е

Дані моніторингу поста спостереження (графічне відображення)
з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Уборть, 120 км, с. Рудня Хочинська, кордон з Білоруссю



ДОДАТОК Ж

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

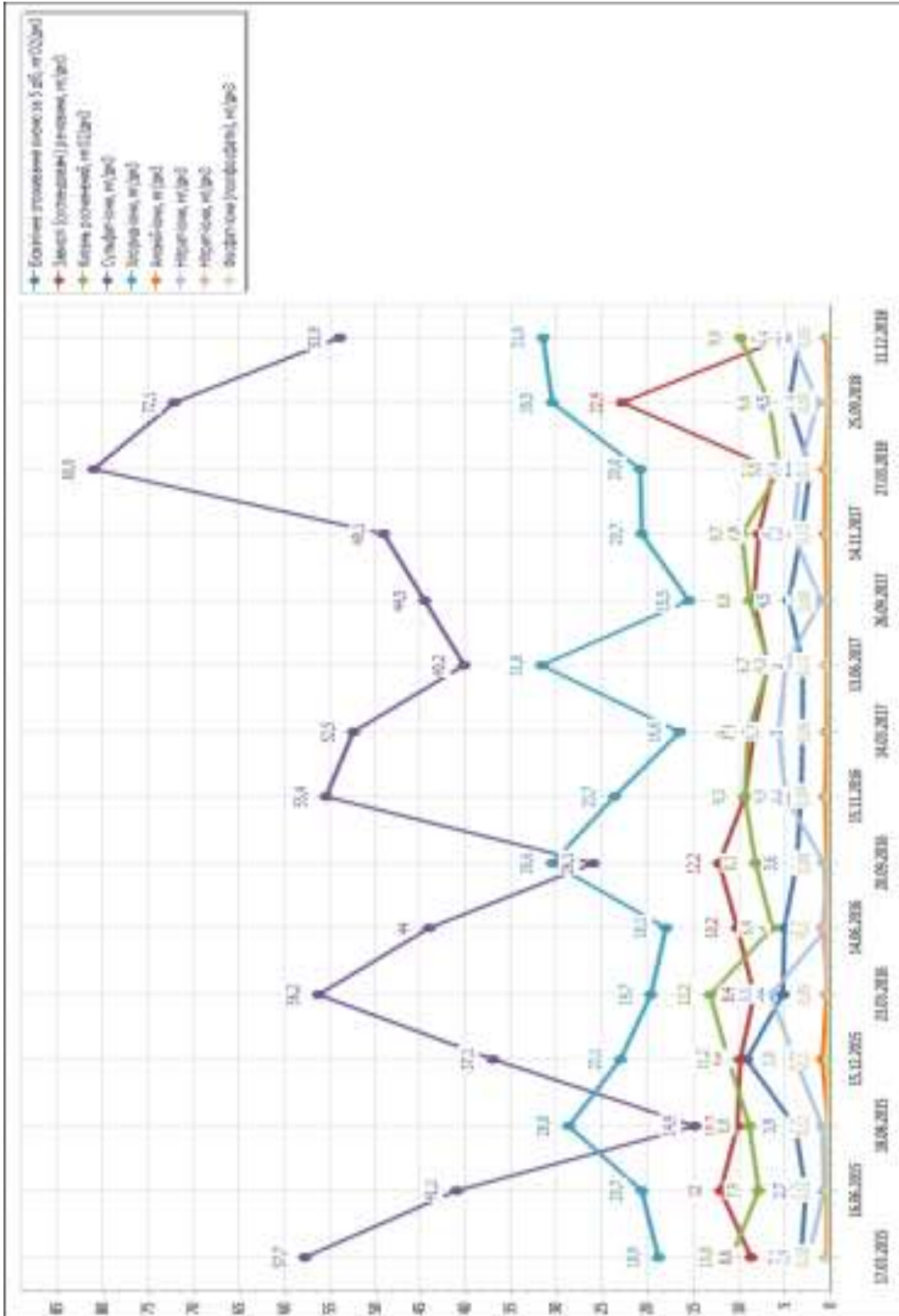
По посту: р. Прип'ять, 60 км, с. Довляди, кордон з Білоруссю

Значення	Показники								
	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітрит-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
Дата									
17.03.2015	0,39	3,10	8,60	10,80	2,40	0,02	57,70	0,18	18,90
16.06.2015	0,27	2,70	12,00	7,90	0,70	0,03	41,10	0,12	20,70
18.08.2015	0,11	3,90	10,20	8,80	0,80	0,03	14,90	0,11	28,80
15.12.2015	0,81	9,10	9,80	11,20	3,80	0,03	37,10	0,10	23,10
23.03.2016	0,36	5,20	8,40	13,20	6,50	0,18	56,20	0,05	19,70
14.06.2016	0,27	5,00	10,20	6,40	0,27	0,80	44,00	0,10	18,10
20.09.2016	0,35	3,60	12,20	8,10	0,60	0,15	26,10	0,08	30,60
15.11.2016	0,57	3,10	9,30	9,30	4,90	0,06	55,40	0,09	23,70
14.03.2017	0,29	3,00	8,40	9,00	5,70	0,07	52,50	0,06	16,60
13.06.2017	0,34	3,00	6,90	6,70	4,80	0,06	40,20	0,11	31,80
26.09.2017	0,35	4,50	8,40	8,80	1,00	0,03	44,50	0,08	15,50
14.11.2017	0,46	3,20	7,90	9,70	4,00	0,09	49,10	0,13	20,70
27.03.2018	0,52	2,10	6,10	5,50	3,40	0,04	80,90	0,10	20,80
25.09.2018	0,25	4,50	22,90	6,60	1,40	0,03	72,10	0,05	30,50
11.12.2018	0,30	3,40	5,00	9,90	4,40	0,08	53,90	0,05	31,60

Продовження Додатку Ж

Дані моніторингу поста спостереження (графічне відображення)
з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Прип'ять, 60 км, с. Довляди, кордон з Білоруссю



ДОДАТОК И

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

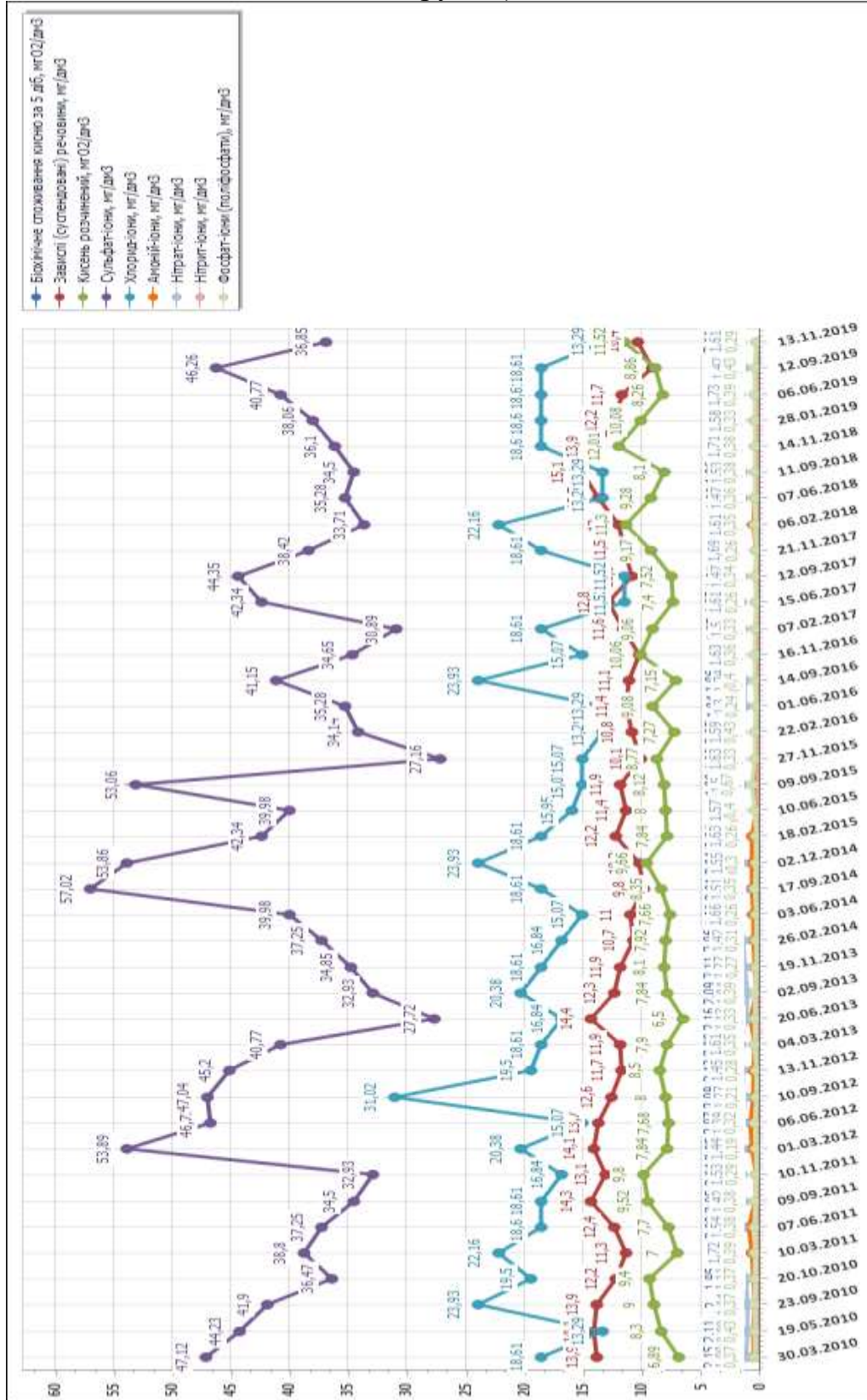
По посту: р. Сож, 32 км, с. Ст. Яриловичі, Ріпкинського р-ну (кордон з Білоруссю)

Значення	Показники								
	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітри-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
Дата									
30.03.2010	0,56	2,15	13,90	6,89	1,09	0,08	47,12	0,37	18,61
19.05.2010	0,44	2,11	14,10	8,30	0,99	0,07	44,23	0,43	13,29
23.09.2010	0,36	2,00	13,90	9,00	1,04	0,07	41,90	0,37	23,93
20.10.2010	0,55	1,95	12,20	9,40	1,11	0,02	36,47	0,37	19,50
10.03.2011	0,61	2,02	11,30	7,00	1,72	0,03	38,80	0,39	22,16
07.06.2011	0,90	2,03	12,40	7,70	1,54	0,07	37,25	0,38	18,61
09.09.2011	0,36	2,05	14,30	9,52	1,42	0,05	34,50	0,38	18,61
10.11.2011	0,29	2,04	13,10	9,80	1,53	0,05	32,93	0,29	16,84
01.03.2012	0,64	2,05	14,10	7,84	1,44	0,08	53,89	0,19	20,38
06.06.2012	0,72	2,07	13,70	7,68	1,39	0,06	46,73	0,32	15,07
10.09.2012	0,48	2,09	12,60	8,00	1,27	0,05	47,04	0,21	31,02
13.11.2012	0,46	2,13	11,70	8,50	1,45	0,07	45,20	0,28	19,50
04.03.2013	0,41	2,08	11,90	7,90	1,61	0,07	40,77	0,35	18,61
03.06.2014	0,52	1,98	11,00	7,66	1,66	0,06	39,98	0,26	15,07
17.09.2014	0,64	2,01	9,80	8,35	1,51	0,03	57,02	0,35	18,61
02.12.2014	0,58	2,04	10,20	9,66	1,55	0,08	53,86	0,30	23,93
18.02.2015	0,62	2,04	12,20	7,84	1,63	0,05	42,34	0,26	18,61
10.06.2015	0,31	1,89	11,40	8,00	1,57	0,05	39,98	0,40	15,95
09.09.2015	0,28	1,98	11,90	8,12	1,50	0,10	53,06	0,67	15,07
27.11.2015	0,19	1,99	10,10	8,77	1,63	0,06	27,16	0,33	15,07
22.02.2016	0,22	2,05	10,80	7,27	1,59	0,06	34,14	0,43	13,29
01.06.2016	0,26	1,84	11,40	9,08	1,30	0,05	35,28	0,24	13,29
14.09.2016	0,12	1,96	11,10	7,15	1,24	0,03	41,15	0,40	23,93
16.11.2016	0,22	1,81	10,20	10,06	1,63	0,06	34,65	0,36	15,07
07.02.2017	0,14	1,87	11,60	9,06	1,50	0,03	30,89	0,33	18,61
15.06.2017	0,24	1,95	12,80	7,40	1,61	0,07	42,34	0,26	11,52
12.09.2017	0,15	1,81	10,90	7,52	1,47	0,03	44,35	0,34	11,52
21.11.2017	0,22	1,98	11,50	9,17	1,69	0,03	38,42	0,26	18,61
06.02.2018	0,48	1,77	12,00	11,30	1,61	0,05	33,71	0,35	22,16
07.06.2018	0,36	1,89	13,70	9,28	1,47	0,04	35,28	0,36	13,29
28.01.2019	0,41	1,84	12,20	10,08	1,58	0,04	38,06	0,33	18,61
06.06.2019	0,09	1,96	11,70	8,26	1,73	0,07	40,77	0,39	18,61
12.09.2019	0,04	1,57	9,10	8,86	1,42	0,01	46,26	0,43	18,61
13.11.2019	0,04	2,11	10,40	11,52	1,61	0,05	36,85	0,29	13,29

Продовження Додатку И

Дані моніторингу поста спостереження (графічне відображення)
з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Сож, 32 км, с. Ст. Яриловичі, Ріпкинського р-ну (кордон з Білоруссю)



ДОДАТОК К

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Прип'ять, 26 км, м. Чорнобиль

Значення	Показники								
	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітрит-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
Дата									
27.01.2010	0,91	1,00	14,50	1,90	2,20	0,04	42,20	0,17	23,70
09.02.2010	0,91	0,88	9,50	1,21	2,10	0,05	41,50	0,16	20,58
13.04.2010	0,83	4,00	7,30	9,23	1,30	0,02	30,00	0,05	12,60
18.05.2010	0,66	2,24	6,50	4,94	1,00	0,02	28,16	0,11	13,64
08.06.2010	0,75	2,80	15,50	5,74	1,30	0,03	17,31	0,14	14,36
10.08.2010	0,89	52,00	10,20	6,39	0,70	0,01	16,60	0,48	18,80
09.11.2010	0,07	3,76	16,30	10,20	2,80	0,02	15,90	0,10	18,80
29.03.2011	0,65	1,20	10,00	8,34	1,90	0,02	36,57	0,13	12,90
21.06.2011	0,41	1,12	14,00	6,96	0,40	0,01	26,28	0,16	17,41
16.08.2011	0,46	2,96	94,00	7,83	0,70	0,02	45,40	0,11	16,80
29.11.2011	0,59	4,08	23,60	12,93	2,10	0,00	27,80	0,06	25,05
13.03.2012	0,81	0,80	20,40	9,40	5,10	0,04	31,10	0,28	24,50
03.04.2012	0,61	2,64	28,80	9,80	3,00	0,03	47,25	0,07	19,72
10.07.2012	1,57	1,36	55,00	7,89	0,30	0,01	28,60	0,44	19,27
27.11.2012	0,72	1,20	5,00	11,10	3,60	0,04	39,35	0,19	21,60
19.02.2013	0,74	2,00	6,00	5,65	4,30	0,04	32,80	0,32	17,60
09.04.2013	1,30	2,08	6,40	10,05	2,90	0,02	34,80	0,13	14,24
30.09.2013	1,20	2,50	5,20	6,90	1,14	0,05	10,90	0,07	11,60
05.11.2013	0,33	6,90	8,20	12,80	1,50	0,13	65,10	0,05	13,20
18.03.2014	0,96	2,10	5,80	12,50	1,30	0,03	67,10	0,07	15,90
03.06.2014	1,32	2,90	11,20	12,60	1,80	0,08	61,70	0,08	12,80
19.08.2014	0,50	3,50	6,90	6,80	1,90	0,02	22,00	0,10	19,70
02.12.2014	0,35	3,70	7,20	8,20	1,30	0,04	62,40	0,11	26,40
17.03.2015	0,36	2,90	11,40	13,20	2,30	0,02	61,30	0,07	18,60
16.06.2015	0,29	2,80	10,30	8,00	0,70	0,03	46,10	0,13	21,00
18.08.2015	0,11	3,83	11,30	8,60	0,50	0,03	15,16	0,12	28,08
15.12.2015	0,80	10,70	10,40	11,20	3,90	0,03	36,50	0,07	22,80
23.03.2016	0,37	5,10	8,60	13,00	6,50	0,22	58,40	0,05	19,60
14.06.2016	0,29	4,90	10,40	6,10	0,90	0,03	44,80	0,15	18,20
20.09.2016	0,38	3,20	12,80	8,00	0,60	0,14	25,10	0,07	30,00
15.11.2016	0,53	3,00	9,20	9,20	5,00	0,06	57,40	0,09	26,20
14.03.2017	0,36	2,90	8,30	8,90	5,80	0,07	52,40	0,06	16,00
13.06.2017	0,36	3,00	7,10	6,80	4,70	0,07	39,40	0,10	19,10
26.09.2017	0,39	5,10	8,20	8,90	0,80	0,03	47,80	0,07	14,80
14.11.2017	0,45	3,30	8,00	9,80	3,40	0,07	48,10	0,14	22,00
27.03.2018	0,57	2,10	6,20	5,60	3,80	0,04	82,10	0,08	21,30
25.09.2018	0,24	4,50	23,40	6,40	1,50	0,03	73,00	0,05	29,40
11.12.2018	0,27	3,10	5,20	9,50	4,50	0,06	50,60	0,07	32,30

ДОДАТОК Л

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Тетерів, 10 км, с. Оране, вплив зворотних та с/г вод м. Іванкова

Значення	Показники								
	Амоній-іони, мг/дм3	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО2/дм3	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм3	Кисень розчинений, мгО2/дм3	Нітрат-іони, мг/дм3	Нітрит-іони, мг/дм3	Сульфат-іони, мг/дм3	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм3	Хлорид-іони, мг/дм3
Дата									
18.05.2010	0,25	3,04	24,00	9,81	0,40	0,01	43,40	0,06	25,58
10.08.2010	0,44	6,03	36,00	7,12	0,30	0,01	22,50	0,58	27,29
07.12.2010	0,39	0,80	11,30	10,90	4,90	0,05	41,10	0,35	27,91
09.02.2011	0,67	1,12	10,20	10,24	6,10	0,09	47,30	0,33	28,45
24.05.2011	0,46	2,88	62,20	7,00	0,40	0,02	40,55	0,02	24,35
16.08.2011	0,00	5,76	26,20	9,96	0,30	0,03	64,16	0,28	24,50
01.10.2011	4,32	1,12	9,60	7,68	1,80	0,04	52,52	1,16	30,60
30.01.2012	10,28	1,44	25,40	8,10	4,30	0,03	49,74	0,85	35,49
03.04.2012	0,66	3,68	23,80		1,20	0,03	35,39	0,12	15,80
10.07.2012	1,82	3,12	21,20	8,97	0,30	0,01	57,16	0,31	28,90
27.11.2012	0,32	0,88	9,00	10,10	4,60	0,07	64,20	0,34	31,50
26.03.2013	0,56	1,80	20,70	8,10	4,50	0,05	42,10	0,23	31,80
09.04.2013	0,74	2,68	20,40	7,90	8,40	0,06	47,28	0,19	17,42
30.09.2013	0,63	1,30	12,00	6,70	2,30	0,03	18,90	0,46	23,10
05.11.2013	0,39	3,90	9,00	12,80	1,70	0,08	57,90	0,14	13,00
18.03.2014	0,39	2,10	13,50	12,50	1,40	0,03	58,10	0,10	29,10
03.06.2014	0,60	3,00	4,80	8,80	1,10	0,08	42,30	0,16	17,40
19.08.2014	0,44	3,30	11,80	6,40	1,20	0,02	34,10	0,18	21,60
02.12.2014	0,42	2,70	8,10	8,30	2,70	0,03	56,50	0,36	35,20
17.03.2015	0,24	2,80	7,20	14,50	3,20	0,05	62,30	0,18	26,50
16.06.2015	0,27	3,00	20,40	8,20	0,70	0,03	63,50	0,15	28,30
18.08.2015	0,60	5,04	23,60	8,37	0,50	0,07	47,48	0,19	30,63
15.12.2015	0,59	5,30	6,20	11,80	5,20	0,06	52,10	0,24	32,70
23.03.2016	0,25	5,50	11,20	13,40	3,30	0,14	56,40	0,05	31,60
14.06.2016	0,26	5,90	16,90	6,40	0,70	0,03	59,20	0,12	30,20
20.09.2016	0,36	3,00	14,60	8,40	0,50	0,08	44,90	0,05	36,70
15.11.2016	0,26	3,30	10,00	9,90	5,70	0,18	55,30	0,28	18,60
14.03.2017	0,32	3,50	12,30	8,80	1,20	0,08	57,50	0,06	16,30
13.06.2017	0,18	3,30	8,20	11,00	0,50	0,03	25,80	0,08	25,00
26.09.2017	0,12	3,90	11,80	9,10	0,60	0,03	60,10	0,07	32,90
14.11.2017	0,22	2,90	5,90	10,00	6,10	0,08	47,80	0,23	32,80
27.03.2018	0,19	2,20	6,50	11,30	2,00	0,06	116,10	0,11	26,60
18.06.2018	0,12	6,00	10,10	7,70	0,50	0,03	43,10	0,12	42,50
25.09.2018	0,31	6,40	6,80	9,20	1,30	0,05	69,70	0,10	30,50
11.12.2018	0,61	3,20	5,00	9,30	17,00	0,12	61,00	0,47	43,60
19.11.2019	0,44	3,50	7,20	9,80	6,80	0,20	151,10	0,09	42,20

ДОДАТОК М

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Ірпінь, 0,1 км, с.Козаровичі, гирло

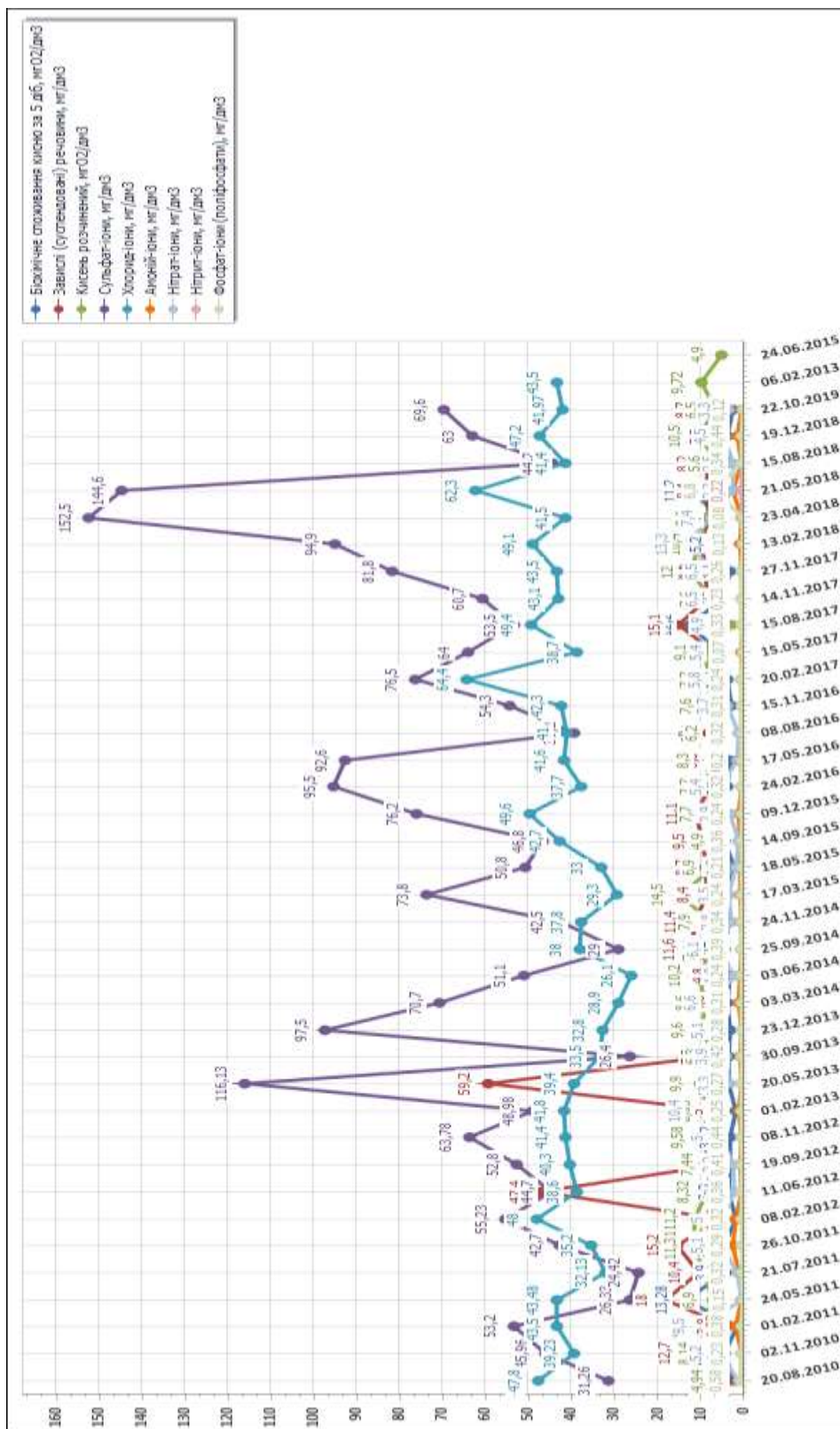
Значення	Показник								
		Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітрит-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³
Дата									
20.08.2010	0,25	2,00	3,30	4,94	0,90	0,16	31,26	0,58	47,80
02.11.2010	0,50	4,48	12,70	8,14	5,20	0,07	45,96	0,23	39,23
01.02.2011	1,82	1,20	3,80	9,83	9,50	0,12	53,20	0,38	43,51
24.05.2011	0,27	13,28	18,00	6,90	0,40	0,02	26,33	0,15	43,48
21.07.2011	0,90	3,90	10,40		1,40	0,08	24,42	0,32	32,13
26.10.2011	2,46	4,48	15,20	11,31	5,10	0,13	42,70	0,29	35,20
08.02.2012	1,51	1,55	5,00	11,20	5,00	0,36	55,23	0,32	48,00
11.06.2012	0,41	3,30	47,40	8,32	2,00	0,06	44,70	0,36	38,60
19.09.2012	0,76	2,90	5,00	7,44	2,20	0,10	52,80	0,41	40,30
08.11.2012	0,36	3,12	5,00	9,58	5,00	0,21	63,78	0,44	41,40
01.02.2013	0,89	1,60	5,00	8,05	10,40	0,45	48,98	0,25	41,80
20.05.2013	0,28	3,28	59,20	9,90	3,30	0,20	116,13	0,27	39,40
30.09.2013	0,72	3,20	7,20	6,30	3,90	0,14	26,40	0,42	33,50
23.12.2013	0,23	2,90	5,80	9,60	5,10	0,46	97,50	0,28	32,80
03.03.2014	0,87	3,60	4,80	8,60	6,60	0,08	70,70	0,31	28,90
03.06.2014	0,57	3,10	4,80	10,20	1,90	0,20	51,10	0,24	26,10
25.09.2014	0,39	4,20	11,60	7,11	6,10	0,13	29,00	0,39	38,00
24.11.2014	0,50	3,40	11,40	7,90	2,80	0,51	42,50	0,34	37,80
17.03.2015	0,51	3,90	8,40	14,50	3,50	0,05	73,80	0,24	29,30
18.05.2015	0,68	1,90	8,70	6,90	1,80	0,14	50,80	0,21	33,00
14.09.2015	0,64	4,30	9,50	4,90	0,90	0,05	46,80	0,36	42,70
09.12.2015	1,00	4,10	11,10	7,70	2,90	0,07	76,20	0,24	49,60
24.02.2016	0,42	3,70	7,80	7,70	5,40	0,12	95,50	0,32	37,70
17.05.2016	0,49	3,00	6,30	8,30	1,30	0,69	92,60	0,20	41,60
08.08.2016	0,37	7,20	8,00	6,20	1,10	0,09	39,20	0,32	41,00
15.11.2016	0,43	2,70	6,80	7,60	3,70	0,06	54,30	0,31	42,30
20.02.2017	0,26	3,80	5,00	7,70	5,80	0,05	76,50	0,24	64,40
15.05.2017	0,32	5,60	6,80	9,10	5,40	0,06	64,00	0,07	38,70
15.08.2017	0,43	12,20	15,10	2,60	4,90	0,13	53,50	0,33	49,40
14.11.2017	0,45	4,80	8,40	7,60	6,50	0,13	60,70	0,23	43,10
27.11.2017	0,38	3,10	8,60	12,00	6,50	0,08	81,80	0,26	43,50
13.02.2018	0,61	5,20	9,80	10,40	13,30	0,06	94,90	0,13	49,10
23.04.2018	0,42	6,10	8,00	8,60	7,40	0,27	152,50	0,08	41,50
21.05.2018	2,20	11,20	8,40	5,80	2,20	0,22	144,60	6,80	62,30
15.08.2018	0,25	3,80	8,20	5,60	2,50	0,26	44,20	0,34	41,40
19.12.2018	1,20	3,80	5,20	10,50	4,50	0,11	63,00	0,44	47,20
22.10.2019	0,25	2,30	8,70	6,50	3,30	0,14	69,60	0,12	41,97

Продовження Додатку М

Дані моніторингу поста спостереження (графічне відображення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Ірпінь, 0,1 км, с.Козаровичі, гирло



ДОДАТОК Н

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Десна, 20 км, м. Бровари, КП "Броваритепловодоенергія"

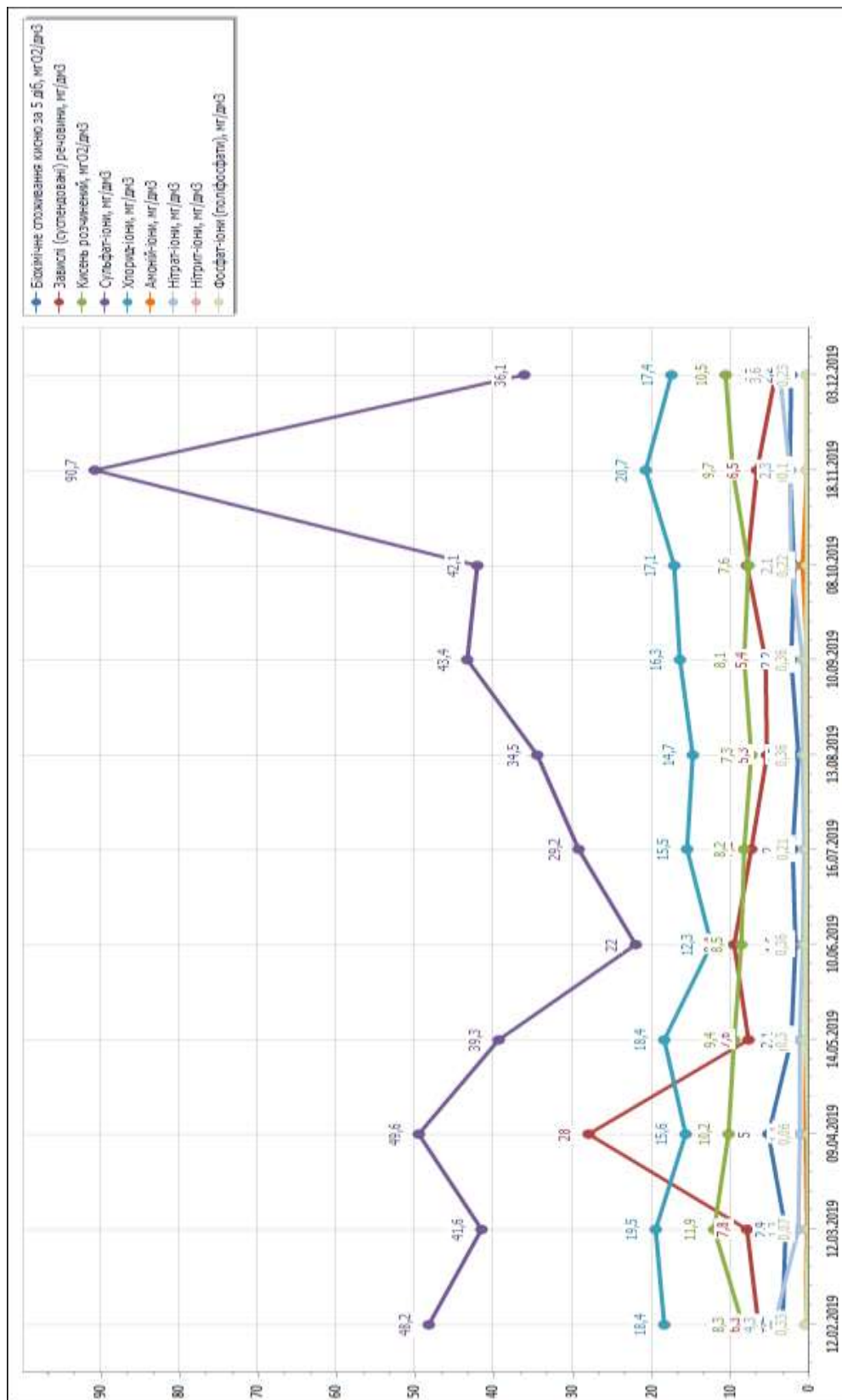
Значення	Показники								
	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітри-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
Дата									
12.02.2019	0,42	3,20	6,30	8,30	4,30	0,08	48,20	0,33	18,40
12.03.2019	0,18	2,90	7,80	11,90	1,30	0,04	41,60	0,07	19,50
09.04.2019	0,31	5,00	28,00	10,20	1,10	0,06	49,60	0,06	15,60
14.05.2019	0,31	2,10	7,60	9,40	1,00	0,03	39,30	0,30	18,40
10.06.2019	0,16	1,60	9,40	8,50	0,70	0,03	22,00	0,36	12,30
16.07.2019	0,18	2,00	7,20	8,20	0,50	0,03	29,20	0,21	15,50
13.08.2019	0,12	1,30	5,30	7,30	0,70	0,05	34,50	0,36	14,70
10.09.2019	0,20	2,20	5,40	8,10	0,80	0,06	43,40	0,36	16,30
08.10.2019	0,72	1,80	7,80	7,60	2,10	0,08	42,10	0,22	17,10
18.11.2019	0,12	2,40	6,50	9,70	2,30	0,11	90,70	0,10	20,70
03.12.2019	0,26	2,20	4,20	10,50	3,60	0,05	36,10	0,23	17,40

Продовження Додатку Н

Дані моніторингу поста спостереження (графічне відображення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Десна, 20 км, м. Бровари, КП "Броваритепловодоенергія"



ДОДАТОК П

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Рось, 12 км, с. Хмільна, вплив р. Росава

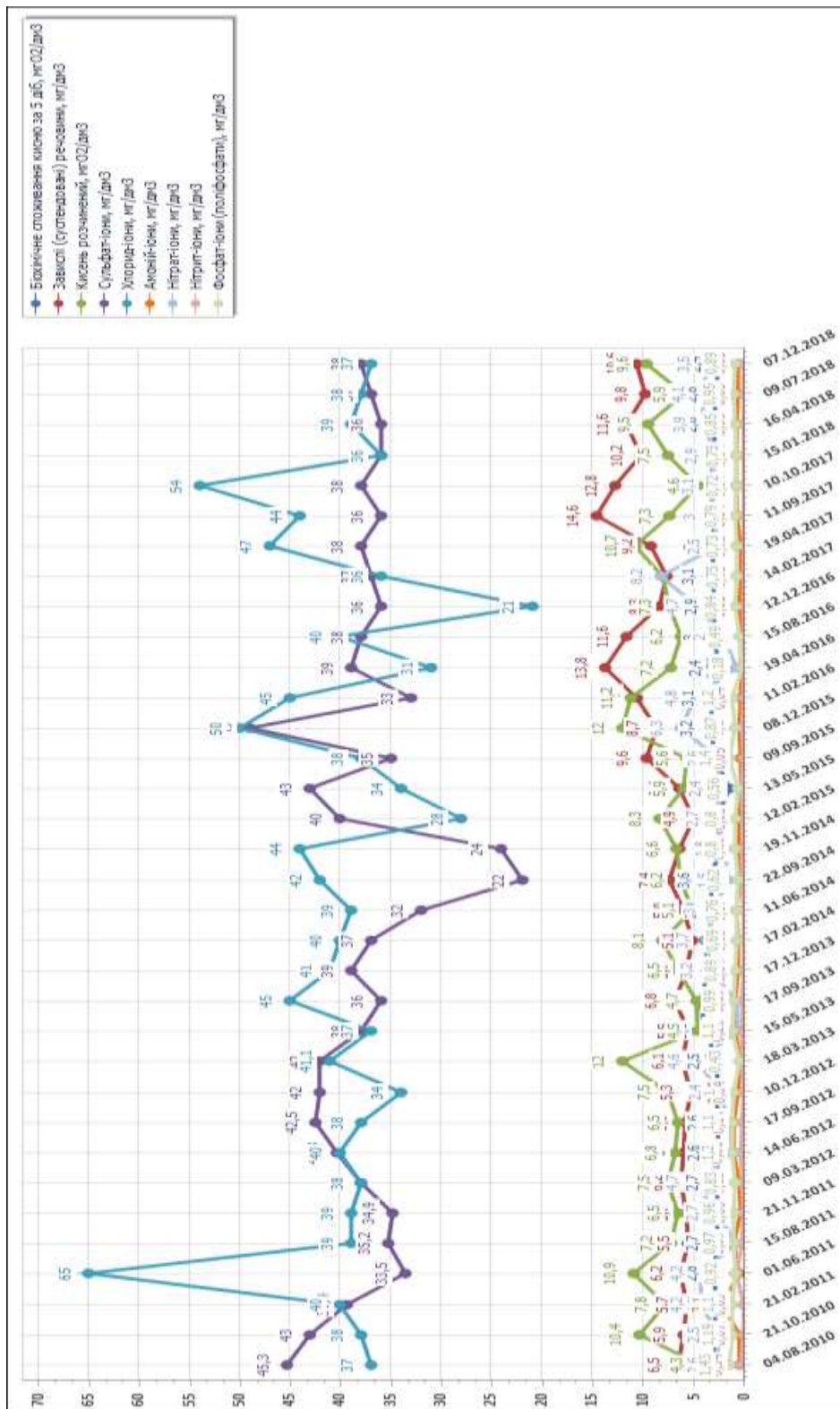
Значення	Показники								
	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітрит-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
Дата									
04.08.2010	0,42	2,70	6,50	4,30	2,60	0,34	45,30	1,43	37,00
21.10.2010	0,37	2,80	5,90	10,40	2,50	0,07	43,00	1,19	38,00
21.02.2011	2,10	2,90	5,70	7,80	4,20	0,03	39,40	1,10	40,00
01.06.2011	0,48	2,80	6,20	10,90	4,20	0,71	33,50	0,92	65,00
15.08.2011	1,00	2,70	5,50	7,20	0,75	0,09	35,20	0,97	39,00
21.11.2011	0,25	2,60	5,70	6,50	2,70	0,06	34,90	0,96	39,00
09.03.2012	0,38	2,70	6,20	7,50	4,70	0,13	38,00	0,83	38,00
14.06.2012	1,02	2,60	6,00	6,80	1,20	0,31	40,30	1,20	40,00
17.09.2012	1,00	2,60	5,80	6,50	1,40	0,14	42,50	1,10	38,00
10.12.2012	0,58	2,70	5,30	7,50	2,40	0,04	42,00	1,00	34,00
18.03.2013	0,23	2,50	6,10	12,00	4,60	0,10	42,00	0,43	41,10
15.05.2013	0,81	3,80	5,50	4,50	0,58	0,21	38,00	1,10	37,00
17.09.2013	0,90	4,20	6,80	4,70	0,67	0,19	36,00	0,99	45,00
17.12.2013	0,56	3,60	5,70	6,50	3,20	0,04	39,00	0,89	41,00
17.02.2014	0,63	3,80	5,10	8,10	3,70	0,05	37,00	0,69	40,00
11.06.2014	0,66	2,90	5,90	5,10	3,00	0,07	32,00	0,76	39,00
22.09.2014	0,48	3,60	7,40	6,20	1,50	0,13	22,00	0,62	42,00
19.11.2014	0,52	2,10	6,40	6,60	1,80	0,11	24,00	0,80	44,00
12.02.2015	0,37	2,70	4,90	8,30	2,70	0,05	40,00	0,80	28,00
13.05.2015	0,32	1,40	6,40	5,90	2,40	0,24	43,00	0,56	34,00
09.09.2015	0,34	2,90	9,60	5,60	2,60	0,05	35,00	1,40	38,00
08.12.2015	0,45	3,20	8,70	12,00	6,30	0,10	49,00	0,87	50,00
11.02.2016	0,35	3,10	10,60	11,20	4,80	0,04	33,00	1,20	45,00
19.04.2016	0,33	2,40	13,80	7,20	0,76	0,04	39,00	0,18	31,00
15.08.2016	0,35	3,00	11,60	6,20	2,00	0,06	38,00	0,49	40,00
12.12.2016	0,48	2,90	8,30	7,30	4,70	0,05	36,00	0,84	21,00
14.02.2017	0,29	3,10	7,70	8,10	8,20	0,03	37,00	0,75	36,00
19.04.2017	0,33	3,00	9,20	10,70	2,50	0,03	38,00	0,73	47,00
11.09.2017	0,72	3,00	14,60	7,30	3,00	0,04	36,00	0,79	44,00
10.10.2017	0,77	3,20	12,80	4,60	3,10	0,04	38,00	0,72	54,00
15.01.2018	0,68	3,00	10,20	7,50	2,90	0,04	36,00	0,75	36,00
16.04.2018	0,72	2,80	11,60	9,50	3,90	0,06	36,00	0,85	39,00
09.07.2018	0,60	2,80	9,80	5,90	4,10	0,05	37,00	0,95	38,00
07.12.2018	0,52	2,40	10,60	9,60	3,50	0,05	38,00	0,89	37,00

Продовження Додатку П

Дані моніторингу поста спостереження (графічне відображення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Рось, 12 км, с. Хмільна, вплив р. Росава



ДОДАТОК Р

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Тясмин, 120 км, м. Кам'янка, техн в/з міста

Значення	Показник								
		Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітри-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³
Дата									
18.08.2010	0,35	2,90	16,70	7,50	1,80	0,05	57,70	0,91	71,00
19.11.2010	0,32	2,90	14,90	9,80	1,50	0,04	53,00	0,84	74,00
09.03.2011	0,49	3,00	15,90	7,80	2,30	0,06	62,40	0,71	67,00
14.06.2011	0,65	2,90	15,20	8,00	2,90	0,06	58,70	0,68	67,00
20.09.2011	0,45	3,30	15,60	7,20	2,20	0,05	55,60	0,76	63,00
16.12.2011	0,59	2,90	15,90	7,50	4,00	0,09	46,10	0,86	61,00
19.03.2012	0,46	3,00	13,90	7,50	3,80	0,12	50,40	0,67	56,00
12.06.2012	0,50	2,60	14,20	7,20	3,40	0,13	46,90	0,68	50,00
13.08.2012	2,10	2,70	15,00	8,80	1,29	0,18	87,80	0,32	71,00
17.12.2012	1,05	3,50	8,20	8,30	3,30	0,09	140,80	0,25	62,00
19.03.2013	0,95	3,20	8,00	10,00	4,20	0,10	121,00	0,28	57,00
19.06.2013	0,88	3,80	8,40	7,80	3,20	0,10	44,00	0,71	60,00
16.09.2013	1,10	4,30	10,60	6,50	4,00	0,28	90,00	0,18	160,00
18.12.2013	0,65	3,70	7,80	7,20	3,40	0,20	85,00	0,29	115,00
15.01.2014	0,29	3,90	6,90	7,50	4,70	0,05	95,00	0,22	71,00
10.06.2014	0,95	3,50	5,60	6,50	3,60	0,10	30,00	0,52	58,00
15.07.2014	1,00	3,40	6,20	6,40	3,10	0,07	52,00	2,30	52,00
12.09.2014	0,82	3,50	7,80	7,20	0,75	0,02	59,00	0,62	82,00
20.11.2014	0,94	2,70	8,10	7,40	1,00	0,06	54,00	0,93	58,10
10.03.2015	0,56	4,30	8,40	10,70	3,60	0,15	96,00	0,32	120,00
15.06.2015	0,24	3,60	7,40	6,70	0,85	0,05	54,40	0,36	82,00
19.08.2015	0,46	3,60	8,20	6,40	1,10	0,05	55,00	0,41	47,00
10.12.2015	0,48	3,30	9,40	8,10	4,80	0,08	59,00	0,71	75,00
11.02.2016	0,46	3,00	8,60	9,10	3,40	0,03	120,00	0,30	66,00
16.06.2016	0,72	2,90	9,40	7,20	4,60	0,08	106,00	0,64	61,00
03.08.2016	0,86	5,80	12,40	2,80	0,69	0,05	35,00	0,61	73,00
11.11.2016	0,80	3,10	10,60	7,90	2,10	0,04	39,00	0,56	45,00
14.02.2017	0,72	3,20	9,20	7,50	4,80	0,05	41,00	0,52	50,00
18.04.2017	0,60	3,40	9,70	7,90	4,60	0,07	39,00	0,62	8,10
06.09.2017	0,52	3,30	15,20	5,40	3,80	0,06	39,00	0,72	51,00
08.11.2017	0,51	3,20	10,60	5,70	3,50	0,06	41,00	0,68	54,00
16.01.2018	0,49	3,40	8,40	8,00	3,80	0,06	39,00	0,97	55,00
17.04.2018	0,68	3,20	12,20	7,60	4,10	0,06	36,00	0,92	53,00
29.05.2018	0,29	3,90	10,40	11,00	11,00	0,03	68,00	0,24	60,00
12.09.2018	0,46	4,20	9,90	7,00	2,80	0,04	70,00	0,22	54,00
05.11.2018	0,68	1,30	8,80	8,00	3,20	0,05	47,00	0,48	57,00

ДОДАТОК С

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Ворскла, 63 км, м. Кобеляки, техн в/з міста

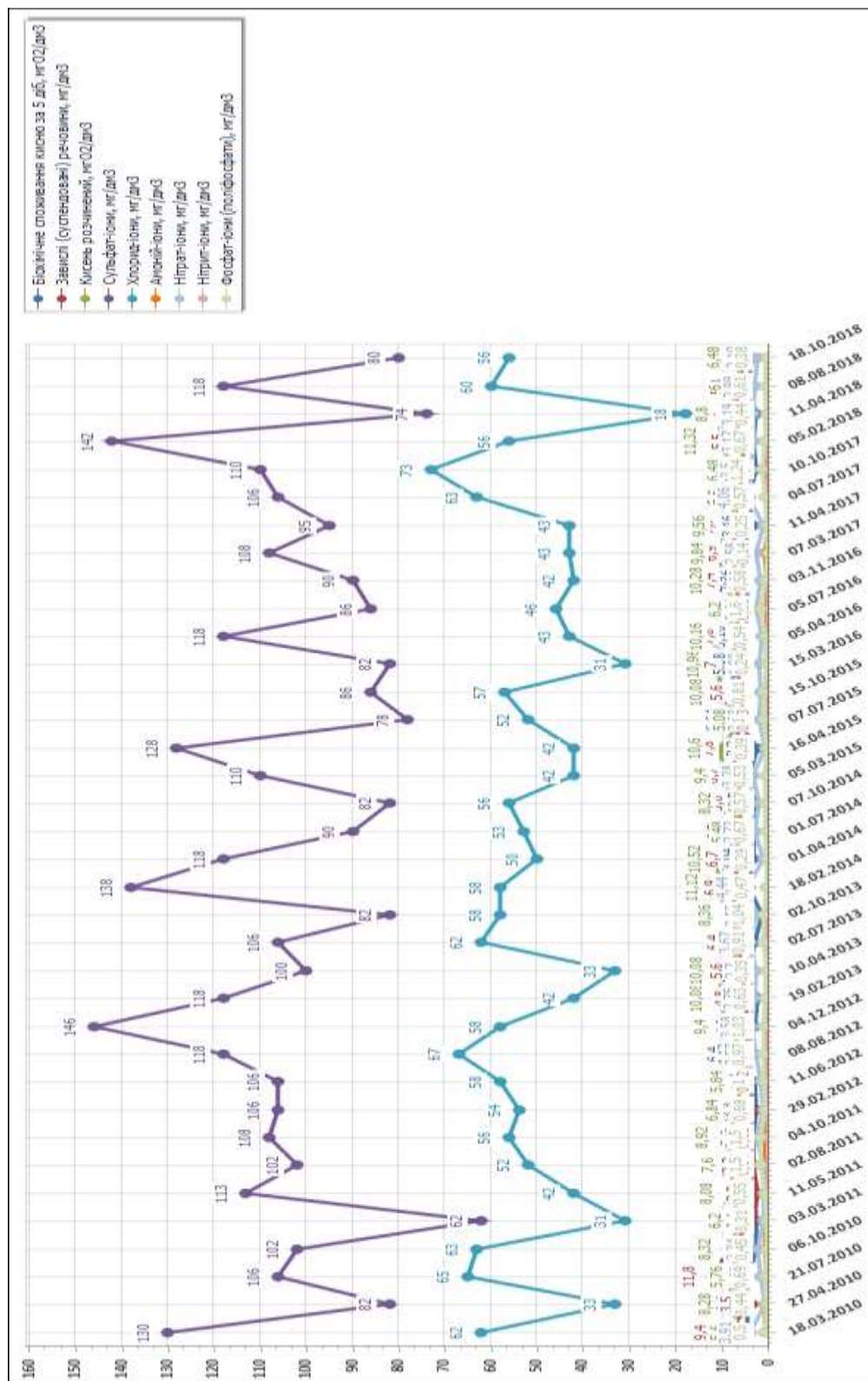
Значення	Показники								
	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітрит-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
Дата									
18.03.2010	0,60	4,32	9,40	5,60	3,91	0,10	130,00	0,50	62,00
27.04.2010	0,66	4,40	3,50	8,28	0,50	0,05	82,00	0,44	33,00
21.07.2010	0,37	4,04	11,80	5,76	1,69	0,09	106,00	0,69	65,00
06.10.2010	0,62	2,40	8,70	8,32	2,34	0,25	102,00	0,45	63,00
03.03.2011	0,49	2,60	3,20	6,20	0,97	0,03	62,00	0,31	31,00
11.05.2011	0,52	2,76	2,20	8,08	1,02	0,07	113,00	0,55	42,00
02.08.2011	0,67	3,16	3,20	7,60	0,87	0,04	102,00	1,50	52,00
04.10.2011	0,51	3,20	3,60	8,92	2,42	0,03	108,00	1,50	56,00
29.02.2012	0,48	2,56	3,30	6,84	0,84	0,03	106,00	0,68	54,00
11.06.2012	0,34	2,80	3,80	5,84	1,70	0,12	106,00	1,00	58,00
08.08.2012	0,39	6,40	3,40	4,12	2,57	0,04	118,00	0,97	67,00
04.12.2012	0,51	2,72	4,60	9,40	3,58	0,14	146,00	1,03	58,00
19.02.2013	0,38	2,36	4,80	10,08	2,75	0,07	118,00	0,63	42,00
10.04.2013	0,35	4,12	5,60	10,08	2,70	0,04	100,00	0,35	33,00
02.07.2013	0,16	2,88	6,40	4,08	3,67	0,04	106,00	0,91	62,00
02.10.2013	0,12	1,40	7,60	8,36	2,55	0,14	82,00	1,04	58,00
18.02.2014	0,16	4,24	6,90	11,12	4,44	0,07	138,00	0,47	58,00
01.04.2014	0,14	3,04	6,70	10,52	0,83	0,03	118,00	0,29	50,00
01.07.2014	0,21	2,88	6,50	5,48	2,72	0,05	90,00	0,67	53,00
07.10.2014	0,12	2,96	5,60	8,32	2,00	0,07	82,00	0,57	56,00
05.03.2015	0,22	4,04	6,70	9,40	3,28	0,21	110,00	0,53	42,00
16.04.2015	0,23	2,20	7,80	10,60	0,70	0,06	128,00	0,39	42,00
07.07.2015	0,15	6,64	5,40	5,08	2,03	0,03	78,00	1,00	52,00
15.10.2015	0,13	10,16	5,60	10,08	1,74	0,07	86,00	0,81	57,00
15.03.2016	0,24	5,08	7,00	10,96	1,88	0,05	82,00	0,24	31,00
05.04.2016	0,22	5,16	7,80	10,16	1,32	0,04	118,00	0,54	43,00
05.07.2016	0,26	4,20	5,80	6,20	2,64	0,08	86,00	1,60	46,00
03.11.2016	0,43	4,92	7,40	10,28	1,69	0,07	90,00	0,58	42,00
07.03.2017	0,51	6,20	6,90	9,84	2,58	0,06	108,00	0,14	43,00
11.04.2017	0,15	3,16	7,70	9,56	1,03	0,08	95,00	0,25	43,00
04.07.2017	0,13	4,00	6,40	5,20	4,06	0,12	106,00	0,57	63,00
10.10.2017	0,20	2,48	5,40	6,48	3,50	0,10	110,00	1,24	73,00
05.02.2018	0,75	3,08	5,50	11,32	3,17	0,07	142,00	0,67	56,00
11.04.2018	0,21	2,40	7,70	8,80	3,19	0,14	74,00	0,44	18,00
08.08.2018	0,20	4,28	5,80	6,00	2,98	0,19	118,00	0,61	60,00
18.10.2018	0,32	3,64	5,60	6,48	2,19	0,19	80,00	0,38	56,00

Продовження Додатку С

Дані моніторингу поста спостереження (графічне відображення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Ворскла, 63 км, м. Кобеляки, техн в/з міста



ДОДАТОК Т

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Оріль, 81 км, смт Царичанка

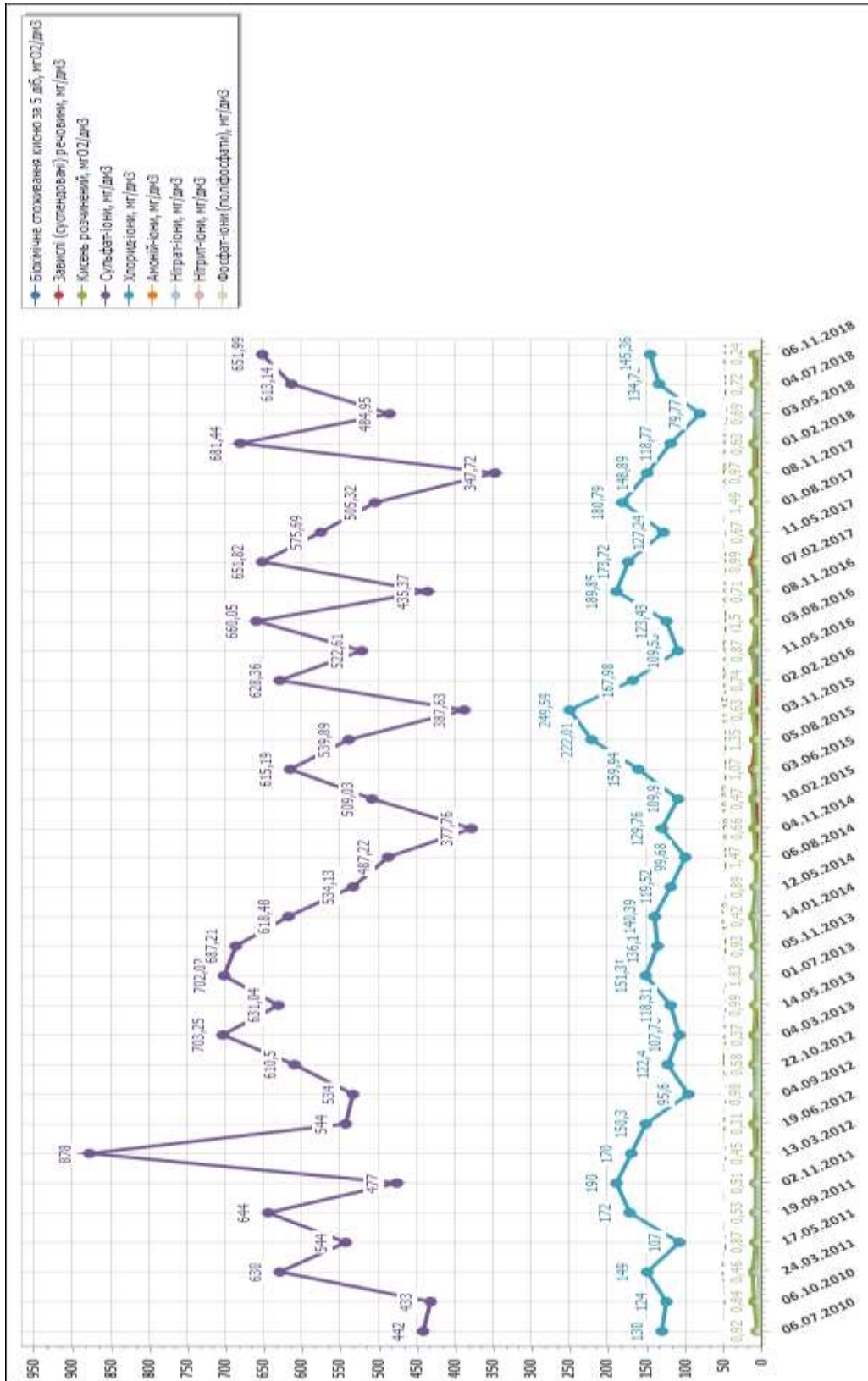
Значення	Показники								
	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітри-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
Дата									
06.07.2010	0,06	2,10	1,00	5,90	1,70	0,05	442,00	0,92	130,00
06.10.2010	0,27	1,50	0,80	9,00	1,80	0,03	433,00	0,84	124,00
24.03.2011	0,20	2,70	3,20	10,90	3,10	0,03	630,00	0,46	149,00
17.05.2011	0,32	1,80	2,90	7,40	1,90	0,03	544,00	0,87	107,00
19.09.2011	0,30	2,50	0,80	7,90	3,90	0,03	644,00	0,53	172,00
02.11.2011	0,35	1,50	5,30	8,50	3,60	0,04	477,00	0,51	190,00
13.03.2012	0,46	4,20	1,90	8,40	2,20	0,04	878,00	0,45	170,00
19.06.2012	0,42	2,90	2,90	9,30	2,80	0,03	544,00	0,31	150,30
04.09.2012	0,39	2,30	1,50	6,81	5,00	0,03	534,00	0,98	95,60
22.10.2012	0,23	3,05	2,90	9,77	3,20	0,05	610,50	0,58	122,40
04.03.2013	0,34	2,10	1,20	10,40	1,85	0,04	703,25	0,37	107,78
14.05.2013	0,46	1,70	4,80	8,10	2,70	0,04	631,04	0,99	118,31
01.07.2013	0,42	1,17	3,20	7,15	5,40	0,03	702,02	1,83	151,31
05.11.2013	0,35	1,40	2,30	7,70	1,20	0,03	687,21	0,93	136,13
14.01.2014	0,38	4,10	2,50	10,68	3,50	0,05	618,48	0,42	140,39
12.05.2014	0,28	1,90	4,90	7,32	4,60	0,05	534,13	0,89	119,52
06.08.2014	0,44	4,60	2,70	7,03	0,89	0,04	487,22	1,47	99,68
04.11.2014	0,27	3,90	4,20	9,78	0,91	0,03	377,76	0,66	129,76
10.02.2015	0,45	2,00	7,90	10,92	1,42	0,03	509,03	0,47	109,90
03.06.2015	0,70	1,70	11,60	7,62	1,93	0,05	615,19	1,07	159,94
05.08.2015	0,37	2,50	7,50	7,38	0,67	0,05	539,89	1,35	222,01
03.11.2015	0,39	3,40	8,40	11,15	0,50	0,03	387,63	0,63	249,59
02.02.2016	0,56	1,90	5,90	10,35	1,05	0,03	628,36	0,74	167,98
11.05.2016	0,55	5,20	10,60	8,87	1,02	0,03	522,61	0,87	109,55
03.08.2016	0,71	2,00	6,60	7,27	1,68	0,03	660,05	1,50	123,43
08.11.2016	0,48	3,70	7,70	9,04	1,82	0,03	435,37	0,71	189,85
07.02.2017	0,40	1,30	11,40	8,38	1,62	0,03	651,82	0,99	173,72
11.05.2017	0,49	2,30	5,30	8,00	1,20	0,04	575,69	0,67	127,24
01.08.2017	0,32	2,30	7,10	6,35	2,00	0,03	505,32	1,49	180,79
08.11.2017	0,44	1,50	7,50	8,79	1,30	0,04	347,72	0,97	148,89
01.02.2018	0,40	1,80	5,70	8,84	1,41	0,04	681,44	0,63	118,77
03.05.2018	0,55	1,90	5,80	7,34	5,30	0,03	484,95	0,69	79,77
04.07.2018	0,66	2,40	5,40	7,83	1,17	0,03	613,14	0,72	134,72
06.11.2018	0,37	2,10	5,20	9,11	1,36	0,03	651,99	0,24	145,36

Продовження Додатку Т

Дані моніторингу поста спостереження (графічне відображення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Оріль, 81 км, смт Царичанка



ДОДАТОК У

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Самара, 4 км, м. Підгороднє, ГВС-2 магістрального каналу

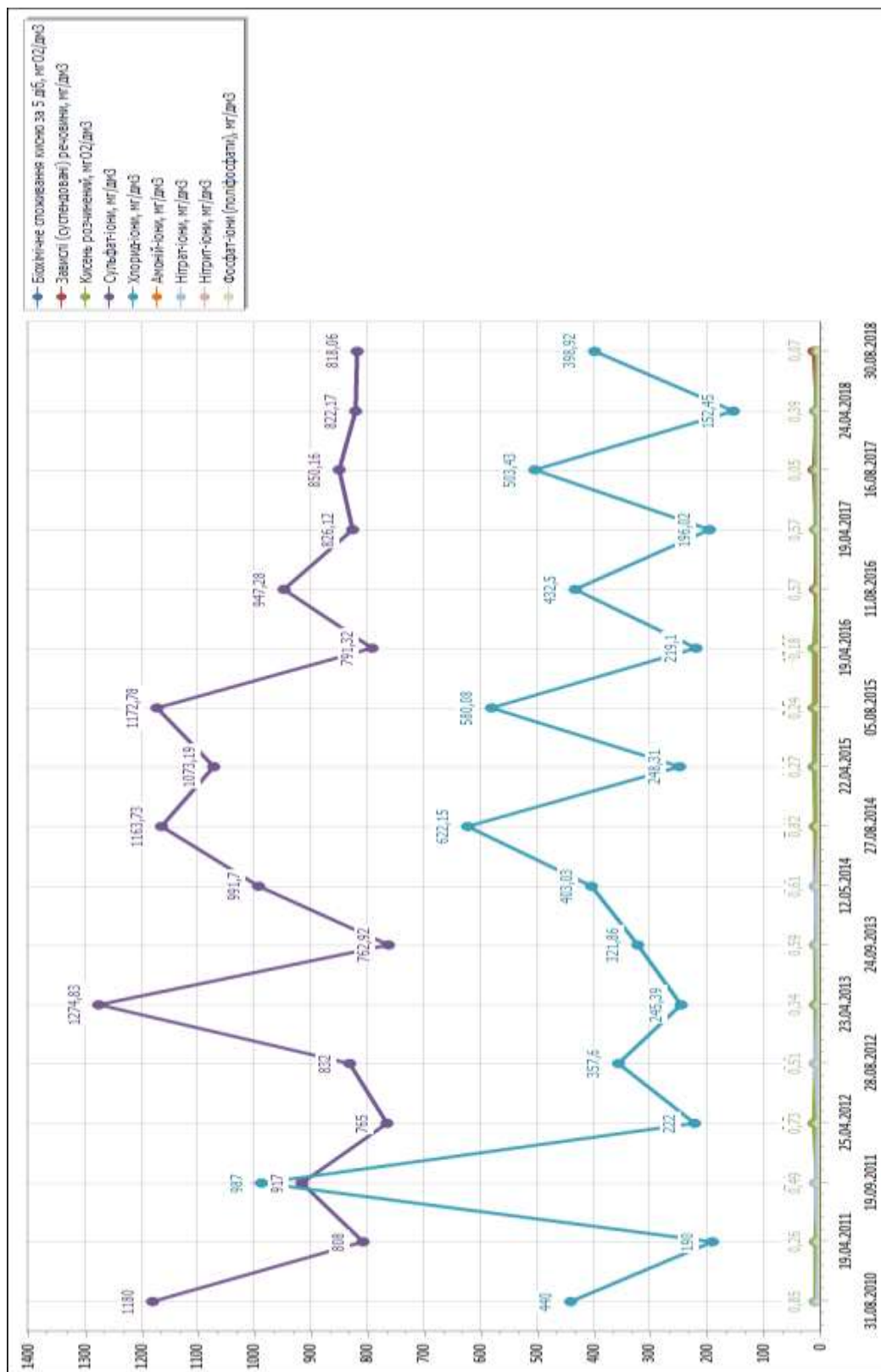
Значення	Показники								
	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітрит-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
Дата									
31.08.2010	0,57	6,20	6,30	8,40	5,50	0,03	1180,00	0,85	440,00
19.04.2011	0,29	3,30	0,90	9,00	2,30	0,03	808,00	0,26	190,00
19.09.2011	0,33	3,60	2,60	5,70	7,10	0,03	917,00	0,49	987,00
25.04.2012	0,30	4,00	6,20	9,30	2,90	0,04	765,00	0,73	222,00
28.08.2012	0,32	1,60	3,50	7,70	6,90	0,06	832,00	0,51	357,60
23.04.2013	0,37	2,80	2,00	9,10	3,70	0,03	1274,83	0,34	245,39
24.09.2013	0,27	2,40	1,60	8,73	4,20	0,03	762,92	0,59	321,86
12.05.2014	0,27	4,30	7,40	5,61	6,90	0,04	991,70	0,61	403,03
27.08.2014	0,29	3,10	7,10	7,11	0,86	0,08	1163,73	0,82	622,15
22.04.2015	0,42	3,40	5,30	11,30	3,02	0,03	1073,19	0,27	248,31
05.08.2015	0,31	4,80	9,20	9,50	0,52	0,03	1172,78	0,24	580,08
19.04.2016	0,35	3,40	5,40	10,66	0,50	0,03	791,32	0,18	219,10
11.08.2016	0,34	2,50	7,70	6,24	1,07	0,03	947,28	0,57	432,50
19.04.2017	0,33	3,20	6,10	7,84	2,19	0,03	826,12	0,57	196,02
16.08.2017	0,35	3,00	9,90	6,97	2,24	0,03	850,16	0,05	503,43
24.04.2018	0,41	3,80	6,20	8,92	3,72	0,03	822,17	0,39	152,45
30.08.2018	0,61	3,70	10,30	5,73	0,50	0,03	818,06	0,07	398,92

Продовження Додатку У

Дані моніторингу поста спостереження (графічне відображення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Самара, 4 км, м. Підгороднє, ГВС-2 магістрального каналу



ДОДАТОК Ф

Дані моніторингу поста спостереження (абсолютні значення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Інгулець, 0 км, с. Садове, гирло р.Інгулець

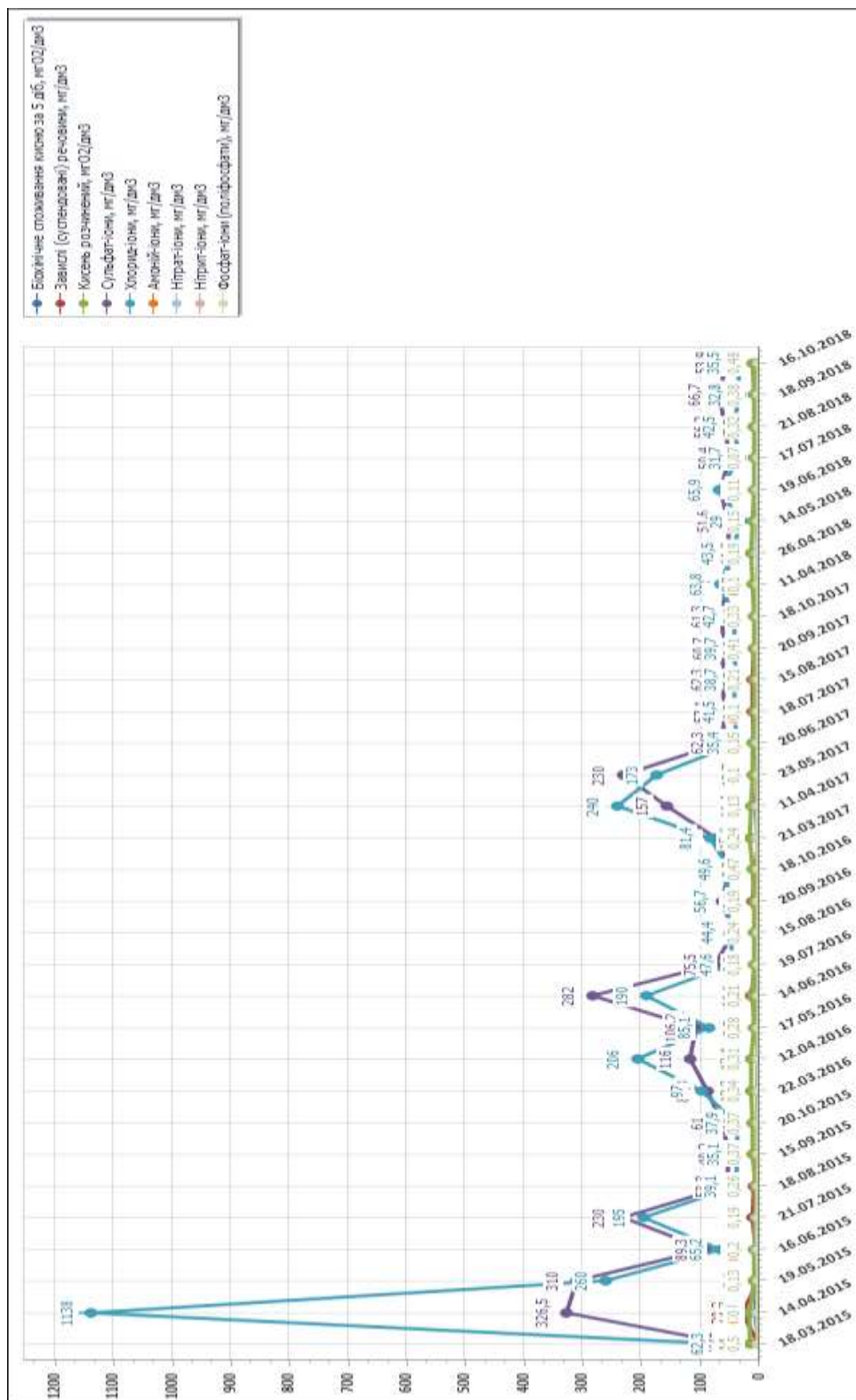
Значення	Показники								
	Амоній-іони, мг/дм ³	Біохімічне споживання кисню за 5 діб, мгО ₂ /дм ³	Завислі (суспендовані) речовини, мг/дм ³	Кисень розчинений, мгО ₂ /дм ³	Нітрат-іони, мг/дм ³	Нітрит-іони, мг/дм ³	Сульфат-іони, мг/дм ³	Фосфат-іони (поліфосфати), мг/дм ³	Хлорид-іони, мг/дм ³
Дата									
18.03.2015	0,21	1,10	0,00	14,00	0,90	0,00	47,10	0,50	62,30
14.04.2015	0,15	4,80	28,30	14,70	1,80	0,00	326,50	0,00	1138,00
19.05.2015	0,14	2,40	0,00	6,40	0,00	0,00	310,00	0,13	260,00
16.06.2015	0,13	1,90	5,20	7,90	1,80	0,00	89,30	0,20	65,20
21.07.2015	0,15	1,80	10,40	5,30	1,40	0,00	230,00	0,19	195,00
18.08.2015	0,14	1,10	6,20	5,20	1,00	0,04	53,30	0,26	39,10
15.09.2015	0,15	0,90	0,00	10,50	0,80	0,00	49,20	0,37	35,10
20.10.2015	0,13	1,00	0,00	11,00	1,00	0,00	61,00	0,37	37,90
22.03.2016	0,15	1,80	0,00	12,30	0,50	0,00	86,30	0,34	97,00
12.04.2016	0,14	1,10	0,00	12,40	0,80	0,00	116,00	0,31	206,00
17.05.2016	0,14	1,30	0,00	8,20	0,80	0,00	106,20	0,28	85,10
14.06.2016	0,14	1,80	11,40	11,10	1,00	0,00	282,00	0,21	190,00
19.07.2016	0,19	1,80	5,20	6,60	0,00	0,00	75,50	0,18	47,60
15.08.2016	0,13	0,90	0,00	8,00	0,80	0,00	41,00	0,24	44,40
20.09.2016	0,17	1,70	9,80	8,10	0,50	0,00	60,90	0,19	56,70
18.10.2016	0,13	1,00	5,20	9,30	1,00	0,00	50,80	0,47	49,60
21.03.2017	0,14	1,50	0,00	15,10	1,60	0,00	72,00	0,24	81,40
11.04.2017	0,00	1,70	5,00	11,40	1,80	0,00	157,00	0,13	240,00
23.05.2017	0,30	1,60	0,00	10,70	1,20	0,00	230,00	0,10	173,00
20.06.2017	0,28	2,40	8,00	9,20	2,10	0,00	62,30	0,15	35,40
18.07.2017	0,24	2,60	9,70	8,20	0,90	0,00	57,10	0,10	41,50
15.08.2017	0,24	1,80	8,90	7,50	0,80	0,00	62,30	0,21	38,70
20.09.2017	0,24	1,00	7,30	6,60	0,90	0,00	60,70	0,41	39,70
18.10.2017	0,14	1,00	0,00	8,40	0,80	0,00	61,30	0,33	42,70
11.04.2018	0,13	1,20	0,00	9,20	0,50	0,00	53,30	0,10	63,80
26.04.2018	0,12	2,30	0,00	11,90	1,60	0,03	49,60	0,19	43,50
14.05.2018	0,18	1,70	0,00	9,00	0,80	0,00	51,60	0,15	29,00
19.06.2018	0,21	2,10	0,00	7,80	1,50	0,00	63,80	0,11	65,90
17.07.2018	0,16	1,00	0,00	7,00	1,10	0,00	50,40	0,07	31,70
21.08.2018	0,10	2,40	8,30	7,50	0,80	0,00	56,20	0,32	42,50
18.09.2018	0,14	1,60	0,00	8,10	1,10	0,00	66,70	0,38	32,80
16.10.2018	0,21	1,50	0,00	9,30	1,00	0,00	53,90	0,48	35,50

Продовження Додатку Ф

Дані моніторингу поста спостереження (графічне відображення)

з 01.01.2010 р. до 01.01.2019 р.

По посту: р. Інгулець, 0 км, с. Садове, гирло р.Інгулець



ДОДАТОК Х

Впровадження результатів дисертаційного дослідження у навчальний процес

ЗАТВЕРЖДУЮ
Перший проректор
Сумського державного університету
В. Д. Карпуша
« 9 / 2020 р.

АКТ

про впровадження у навчальний процес результатів дисертаційної роботи
Пономаренка Романа Володимировича

Основні положення та результати дисертаційного дослідження Пономаренка Романа Володимировича на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека впроваджені у навчальний процес та застосовуються під час викладання дисциплін «Моніторинг довкілля», «Основи технологій захисту навколишнього середовища», «Основи токсикології та нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище» для студентів спеціальності 183 «Технології захисту навколишнього середовища». Зокрема, у навчальному процесі впроваджено запропоновані Пономаренком Р. В.:

дослідно-експериментальне встановлення взаємозв'язку та закономірностей приросту концентрації забруднюючих речовин для водотоків;

розроблена класифікація деяких груп понять екологічної безпеки, яка доповнена додатковими показниками транскордонних водних об'єктів, та особливості басейнового принципу управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів;

результати щодо лінійної залежності приросту концентрації забруднюючої речовини для водотоків, що досліджується від збільшення її масової витрати в межах ділянок з урахуванням природних процесів у водних об'єктах.

Завідувач кафедри
прикладної екології
д.т.н., проф.



Л. Д. Пляцук

Доцент кафедри
прикладної екології
д.т.н., доц.



Л. Л. Гурець

Старший викладач кафедри
прикладної екології
к.т.н.,



І. Ю. Аблєєва

Продовження Додатку Х



АКТ

про впровадження результатів дисертаційного дослідження
Пономаренко Романа Володимировича
на тему: «Науково-теоретичні основи прогнозування техногенного впливу на
гідросферу при басейновому управлінні водними ресурсами України»
на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук
за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека

Комісія у складі:

Голова – Буц Ю.В., завідувач кафедри природоохоронних технологій,
екології та безпеки життєдіяльності ХНЕУ ім. С. Кузнеця, д.т.н, доцент;

Члени комісії:

Логвінков С.М., професор кафедри природоохоронних технологій,
екології та безпеки життєдіяльності ХНЕУ ім. С. Кузнеця, д.т.н, с.н.с.;

Новіков Ф.В., професор кафедри природоохоронних технологій,
екології та безпеки життєдіяльності ХНЕУ ім. С. Кузнеця, д.т.н, професор,
цим Актом засвідчує, що результати дисертаційного дослідження
Пономаренка Романа Володимировича на тему: «Науково-теоретичні основи
прогнозування техногенного впливу на гідросферу при басейновому
управлінні водними ресурсами України» використані співробітниками
кафедри природоохоронних технологій, екології та безпеки життєдіяльності
ХНЕУ ім. С. Кузнеця МОН України при підготовці і викладанні курсів
лекцій з курсів «Екологія», «Ресурсозберігаючі та екологічні технології» та
Тренінг-курсу «Безпека життєдіяльності».

Голова комісії
д.т.н., доцент

Ю.В. Буц

Члени комісії:
д.т.н., с.н.с.

С.М. Логвінков

д.т.н., професор

Ф.В. Новіков

Продовження Додатку Х

ЗАТВЕРДЖУЮ

Проректор з наукової роботи
Харківського національного
автомобільно-дорожнього
університету

В.О.Богомолов

«14» 04 2020 р.

АКТ

про впровадження результатів дисертаційного дослідження
Пономаренка Романа Володимировича
на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук
за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека


Цим Актом засвідчує, що результати дисертаційного дослідження Пономаренка Романа Володимировича використані при підготовці і викладанні лекцій з курсів: «Прикладна гідроекологія», «Водопостачання, водовідведення і покращення якості води», «Ландшафтна екологія» для здобувачів 1,2 та 3 рівнів вищої освіти (спеціальність 101 «Екологія»). Матеріали та результати дисертаційної роботи Пономаренка Романа Володимировича пройшли апробацію і впровадження в освітній процес Харківського національного автомобільно-дорожнього університету у частині моделювання гідрохімічного режиму водних об'єктів, що в першому наближенні дає можливість оцінити внесок природних процесів, а так само – розділити забруднюючі речовини на умовно консервативні і умовно неконсервативні речовини. Запропоновано розроблення водогосподарських програм не по створу, а по ділянках для водотоків (за часом для водойм), тобто обґрунтовано реалізацію територіально-басейнового принципу управління якістю вод з врахуванням впливу транскордонних водних об'єктів. Встановлено, що для водотоків приріст концентрації розглянутої забруднюючої речовини від збільшення її масової витрати в межах ділянок з урахуванням природних процесів у водних об'єктах описується лінійною залежністю.

Використані матеріали за результатами дисертаційної роботи позитивно оцінені при впровадженні їх в освітній процес викладачами та

Продовження Додатку Х

студентами університету. Результати, що були отримані в процесі проведення експериментальної роботи, дозволяють зробити висновок про ефективність впроваджених матеріалів у формуванні кваліфікаційних компетентностей студентів екологічних спеціальностей в межах освітньо-професійних та освітньо-наукових програм та оволодіння здобувачами освіти вміннями проводити моделювання гідрохімічного режиму водних об'єктів.

Завідувач кафедри екології
д-р. техн. наук, професор

 Н. В. Внукова

ДОДАТОК Ц

Впровадження результатів дисертаційного дослідження у діяльність практичних підрозділів та промисловість

Довідка

Про впровадження дисертаційного дослідження
Пономаренка Романа Володимировича

Довідка видана на основі того, що наукові результати дисертаційного дослідження на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека Пономаренка Романа Володимировича впроваджено ГУ ДСНС України в Запорізькій області при розрахунку ризику виникнення надзвичайних ситуацій природного характеру, пов'язаних з наявністю в поверхневих водах шкідливих (забруднювальних) речовин понад ГДК.

Методика комплексної порівняльної оцінки якості вод поверхневих водних об'єктів, яка дозволяє ранжувати їх по здатності до переносу забруднюючих речовин по територіях (басейнах та адміністративних управліннях) та заснована на використанні порівняльного інтегрального показника, який побічно враховує геоекологічні процеси на водозборах з врахуванням впливу транскордонних водних об'єктів буде застосована для підвищення оперативності реагування на надзвичайні ситуації природного характеру.

Заступник начальника Головного управління
з реагування на надзвичайні ситуації
ГУ ДСНС України у Запорізькій області
полковник служби спеціального замісту

«19» червня

2019 р.

Для
документів

Олександр СЕМЕНЕНКО



Продовження Додатку Ц



АКТ
 про впровадження результатів дисертаційної роботи
 Пономаренка Романа Володимировича
 на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук
 за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека

Цей Акт складено про те, що в КЕП «Чернігівська ТЕЦ» під час розроблення проєктної документації реконструкції використано результати дисертаційного дослідження, зокрема застосована запропонована Р. В. Пономаренком методика оцінки існуючого стану водоймища охолоджувача, яка дозволила:

- виявити основні етапи евтрофікації водойми та основні забруднюючі речовини і сполуки, які впливають на її екологічний стан;
- довести, що водогосподарський, гідрохімічний і тепловий баланси водойми під впливом ТЕЦ зазнають значних змін;
- розробити план заходів щодо стабілізації і відновлення водойми без скорочення вироблення електроенергії. Зокрема, запропоновано поділ геоекосистеми водойми на дві: комунально-побутову та техногенну, яка виділяється у відособлене користування ТЕЦ; намічено місце розташування розділової греблі і орієнтовно розрахована вартість її зведення і низки інших заходів, які за прогнозом здатні протягом 5–8 років стабілізувати стан без зниження вироблення електроенергії.

Від КЕП «Чернігівська ТЕЦ» ТОВ фірми «ТехНова»

Генеральний директор

О. Ю. Щербина

Головний інженер

Ю. Г. Алефіренко

Від Сумського державного університету

Завідувач кафедри
 прикладної екології,
 д.т.н., професор

Л. Д. Пляцук

Виконавець:
 докторант кафедри
 прикладної екології
 к.т.н., с.н.с.

Р. В. Пономаренко

Продовження Додатку Ц



І. -38 (25) 75473 01
 а. Харків, 61145, вул. Кіровоградська 102-а,
 бізнес-центр "Місто", 6 поверх
 e. slobozhanstroi@gmail.com
 w. www.ssb.org

Вих. № 1 від 29.10.2018р.

ДОВІДКА
про впровадження результатів дисертаційного дослідження
Пономаренка Романа Володимировича
на тему «Науково-теоретичні основи прогнозування техногенного впливу на
гідросферу при басейновому управлінні водними ресурсами України»,
представленої на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за
спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека

Цією довідкою засвідчується, що запропоновані дисертантом розробки щодо прогнозування техногенного впливу на гідросферу при басейновому управлінні водними ресурсами України:

- були дійсно враховані при розробці SWOT-аналізу і методичних рекомендацій з партисипативного стратегічного планування для місцевих територіальних громад України. Методичні рекомендації готуються Громадською спільнотою «Слобожанські стратегії» в межах проекту «Improving the local governance in the Pischinsky amalgamated community in Kharkiv region through creation and adoption of a participatory development strategy», який здійснюється за фінансової підтримки Уряду Канади згідно грантової угоди №CFLI-2018-KYIV-0002 між Громадською спільнотою «Слобожанські стратегії» та її Величністю Королевою Канади в особі Посла Канади в Україні Романа Ващука;
- запропоновані до застосування у партисипативній стратегії Пісочинської селищної об'єднаної територіальної громади Харківської області, яка розробляється з 2018 року, а саме у трьох операційних завданнях щодо промислового розвитку, енергозбереження та техногенної безпеки в умовах впливу великих тепло- і енергозберігаючих, промислово-будівельних і торговельних об'єктів, що зараз фактично розміщуються на території Пісочинської селищної об'єднаної територіальної громади Харківської області і несуть суттєві техногенні ризики для громади.

Узагальнені методичні рекомендації будуть офіційно опубліковані і поширені в Україні на правах вільного доступу з листопада 2018 року.

Довідка видана без фінансових зобов'язань перед отримувачем.

Виконавчий директор
 доктор наук з державного управління, доцент



I.B. Дунаєв

Продовження Додатку Ц

ЗАТВЕРДЖУЮ

Начальник Державної екологічної інспекції
у Сумській області – Головний державний інспектор з охорони навколишнього природного середовища Сумської області



В. О. Богомолов

« 21 » * 37970834 * * СІМНЯ 2020 р.

АКТ

про впровадження результатів дисертаційної роботи
Пономаренка Романа Володимировича
на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук
за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека

Ми, що нижче підписалися, начальник Державної екологічної інспекції у Сумській області – Головний державний інспектор з охорони навколишнього природного середовища Сумської області Богомолов В. О., начальник відділу державного екологічного нагляду (контролю) водних ресурсів Державної екологічної інспекції у Сумській області Шерстюк М. М., завідувач кафедри прикладної екології Сумського державного університету д.т.н., професор Пляцук Л. Д., докторант кафедри прикладної екології Сумського державного університету, к.т.н., с.н.с. Пономаренко Р. В., склали цей акт про те, що під час розроблення проектної документації використані рекомендації із застосування прогнозної моделі якісного складу вод поверхневих водних об'єктів, яка має ряд суттєвих переваг перед існуючими:

– не потребує значної кількості вихідних даних та обчислювальних ресурсів;

– урахує використання не лише усереднених по перетину потоку характеристик моделі;

– можливе використання при створенні системи оперативного прогнозування та нормування техногенних навантажень за досить обмеженого обсягу вихідної інформації, в першу чергу, гідрохімічного, гідробіологічного характеру.

Запропонований підхід призначення необхідного орієнтовного рівня зниження шкідливого впливу на водний об'єкт з надходження забруднюючих речовин ґрунтується на рівнянні матеріального балансу. Модель дозволяє: по-перше, приблизно розрахувати масові витрати j -тої забруднюючої речовини або її концентрації у будь-якому створі; по-друге, проводити моделювання зміни збільшення як масової витрати забруднюючої речовини,

Продовження Додатку Ц

так і її концентрації у межах виділеного, а так само на нижчих ділянках, під час розроблення водоохоронних програм; по-третє, розподіляти плановані нормативи допустимих впливів між водокористувачами, розташованими в межах цієї ділянки.

Зазначені рекомендації розроблені докторантом Пономаренком Р. В. у процесі виконання дисертаційної роботи.

Від Державної екологічної інспекції у Сумській області

Начальник Державної екологічної інспекції
у Сумській області – Головний державний
інспектор з охорони навколишнього
природного середовища Сумської області



В. О. Богомолів

Начальник відділу державного екологічного
нагляду (контролю) водних ресурсів



М. М. Шерстюк

Від Сумського державного університету

Завідувач кафедри
прикладної екології,
д.т.н., професор



Л. Д. Пляцук

Виконавець:
докторант кафедри
прикладної екології
к.т.н., с.н.с.



Р. В. Пономаренко