

МІНІСТЕРСТВО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ
УКРАЇНИ

НАУКОВО-ДОСЛІДНА УСТАНОВА «УКРАЇНСЬКИЙ НАУКОВО-
ДОСЛІДНИЙ ІНСТИТУТ ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ»

(УКРНДІЕП)

ДЕРЖАВНА ЕКОЛОГІЧНА АКАДЕМІЯ ПІСЛЯДИПЛОМНОЇ ОСВІТИ ТА
УПРАВЛІННЯ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ПРОСКУРНІН ОЛЕГ АСКОЛЬДОВИЧ

Прим. № __

УДК: 504.054

ДИСЕРТАЦІЯ

**НАУКОВО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ЕКОЛОГІЧНОГО
НОРМУВАННЯ СКИДУ ЗВОРОТНИХ ВОД ДО РІЧКОВОЇ СИСТЕМИ**

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

_____ О. А. Проскурнін

Харків – 2021

АНОТАЦІЯ

Проскурнін О.А. Науково-методологічні основи екологічного нормування скиду зворотних вод в річкову систему. - Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 «Екологічна безпека» – Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» Міністерства енергетики та захисту довкілля України, м. Харків., 2019.

Захист дисертації відбудеться на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 26.880.01. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління Міністерства енергетики та захисту довкілля України, Київ, 2020.

Дисертаційна робота присвячена розв'язанню науково-прикладної задачі, яка полягає в розробці науково-методологічних основ екологічного нормування скидів зворотних вод в річкову систему з метою підвищення екологічної безпеки водовідведення. В роботі проведений аналіз стану водних об'єктів в Україні, а також законодавчої і методологічної бази нормування скидів зворотних вод в Україні, країнах Євросоюзу, США і пострадянських країнах. Важливим моментом в європейському підході до нормування є прив'язка до існуючих технологій. В Україні в найближчій перспективі недоцільно переходити на такий принцип розрахунку гранично допустимих скидів (ГДС). Це викликано як економічними, так і географічними факторами. Тому є актуальною розробки методологічних основ розрахунку ГДС з урахуванням як європейського досвіду, так і економічних та географічних особливостей України. При цьому врахування індивідуальних особливостей країни в галузі управління екологічною безпекою повністю узгоджується із загальноєвропейським законодавством (а саме зі ст. 13 Водної рамочної директиви).

В Україні в основі визначення ГДС лежить безпосередній розрахунок маси речовини, скид якої не призводить до перевищення допустимих

нормативів якості природної води. При цьому розрахунок повинен проводитися за басейновим принципом – одночасним розрахунком для усіх випусків, які розташовані на ділянці річкової системи. Методичною проблемою на сьогодні є те, що при реалізації басейнового принципу за розрахункові ділянки річкової системи слід брати ділянки басейну у межах адміністративних областей, що важко реалізувати із-за масштабності ділянок. Вирішенням проблеми може стати поділення басейну річки на відносно невеликі локальні ділянки. Але при цьому виникає проблема призначення нормативів якості природної води на кожній окремій локальній ділянці, оскільки використання єдиного нормативу ставить підприємства в нерівне положення з точки зору можливостей водокористування. Це може призвести або до наднормативного забруднення річкової води, або до зупинки підприємств в нижній частині басейну.

На підставі проведеного аналізу розроблена концепція встановлення допустимих скидів зворотних вод в річкову систему, яка враховує як європейський досвід, так і економічні та географічні особливості України (передусім – великий розмір території країни та мале забезпечення водними ресурсами в порівнянні з іншими європейськими країнами). В основу концепції покладено дотримання необхідних нормативів якості природної води у встановлених пунктах контролю в районі скидань зворотних вод. Ключовим моментом цієї концепції є необхідність поділення річкової системи на локальні ділянки, у межах яких встановлення нормативів на скиди повинне робитися одночасно для усіх підприємств-водокористувачів, а також встановлення регіональних нормативів якості поверхневих вод з метою здійснення рівномірного антропогенного навантаження на річкову систему. Поділення річкової системи на ділянки робиться виходячи з адміністративних меж на території басейну річки, рівня антропогенного навантаження та фізико-географічних факторів.

Був вдосконалений оптимізаційний метод визначення допустимого складу зворотних вод. При тому були розглянуті два варіанти оптимізаційної задачі: за критерієм максимуму антропогенного навантаження на водний об'єкт та за критерієм мінімуму витрат на водоохоронні заходи. При цьому уперше були враховані стохастичні і функціональні залежності концентрацій забруднюючих речовин в зворотних водах після проходження очищення.

При оптимізації скидів за критерієм мінімуму витрат на водоохоронні заходи уперше були враховані капітальні витрати на будівництво і реконструкцію очисних споруд, а також можливе регулювання ефективністю очищення зворотних вод (наприклад, при хімічному очищенні). Розглянута можливість використання інтегральних(у просторовому розумінні) і комплексних показників якості води в завданнях нормування. При використанні інтегральних показників запропонований експертний підхід до визначення вагових коефіцієнтів значущості пунктів контролю на різних ділянках річкової системи. Крім того, був запропонований статистичний метод оцінки узгодженості експертних суджень, ґрунтований на використанні коефіцієнта конкордації.

Розроблений метод розрахунку допустимого складу зворотних вод шляхом оцінки екологічного ризику. За ризик прийнята імовірність перевищення концентрації забруднюючої речовини в контрольній точці внаслідок скидання зворотних вод. Запропоновані два підходи до оцінки екологічного ризику: на основі інформації про закон імовірнісного розподілу концентрацій речовин в зворотних водах, а також з використанням непараметричних методів. За останній був обраний метод статистичних випробувань (метод Монте-Карло). Оцінку екологічного ризику запропоновано в обов'язковому порядку проводити для підприємств-водокористувачів підвищеної екологічної небезпеки.

Був розроблений метод визначення допустимих скидів з використанням екологічних нормативів якості поверхневих вод, що мають вигляд бальної

(індексної) системи оцінки. Також розроблений апарат, що дозволяє використати комплексні і інтегральні показники якості води.

Був розроблений метод визначення регіональних басейнових нормативів якості природної води. Нормативи, що розраховані запропонованим методом, не перевищують законодавчо затверджених нормативів, але сприяють здійсненню рівномірного антропогенного навантаження на річкову систему.

Вдосконалений спосіб визначення максимально забрудненої частини потоку води, який спрямований на підвищення екологічної безпеки водних об'єктів при малих кратностях розбавлення зворотних вод. Доведено, що вдосконалений метод є більш процесу формування якості поверхневих вод, оскільки, на відміну від існуючого методу, при малих кратностях розбавлення не призводить до фізично неправдоподібного результату. Зокрема, до негативних концентрацій речовини у воді при значній фоновій забрудненості. (При значних кратностях розбавлення розрахунки за двома методами асимптотичне зближуються.)

Була вдосконалена модель послідовної трансформації речовин азотної групи (органічний азот, азот нітритний, азот нітратний, азот амонійний). Вдосконалена модель враховує природне (тобто виключаючи антропогенну складову) фонове забруднення поверхневих вод, а також можливі втрати речовини при біохімічних реакціях і на можливе випарювання.

За розробленою методикою проведений розрахунок допустимих скидів на прикладі р. Уди (Харківська обл.) за показниками азот амонійний, нітрит, нітрати і фосфати. Згідно з даними спостережень за період 2012-2017 рр., перевищення ГДК в гирлі річки за показником азот амонійний досягає 2,5 разу, нітрити - 18 разів, фосфати - 4,1 разу. Прогнозні концентрації цих речовин за умови досягнення розрахункових значень допустимого скиду зворотних вод не призводять до перевищення ГДК.

Розрахований економічний збиток від забруднення р. Сіверський Донець у межах Харківської області. У цінах 2016 р. він склав 1744,46 тис. грн/рік.

Розроблені рекомендації по коригуванню водозахисного законодавства в галузі нормування скидів зворотних вод, поділення річкової системи на локальні ділянки, що включає необхідність розробки регіональних нормативів якості природної води, обов'язковість проведення оцінки екологічного ризику для підприємств-водокористувачів підвищеної екологічної небезпеки (в якості допустимого ризику прийняти величину 5 %), встановлення нормативів тимчасово погоджених скидів (з метою поетапного досягнення ГДС), а також вимоги до розробників ГДС в плані кваліфікації персоналу.

Ключові слова: екологічна безпека, зворотні води, річкова система, водотік, скидання зворотних вод, оптимізація, нормування.

Список публікацій здобувача:

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Проскурнин О.А. Нормирование поступления взаимно трансформирующихся веществ в водный объект со сточными водами. *Научный вестник строительства*. 2008. № 46. С. 189-195.
2. Проскурнин О. А. Проблемы экологического прогнозирования при решении задачи нормирования сброса сточных вод в водные объекты. *Коммунальное хозяйство городов. Серия технические науки и архитектура*. 2009. № 86. С.154-159.
3. Проскурнин О. А. Оптимизационный подход к нормированию в сточных водах последовательно трансформирующихся веществ. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2009. №31. С. 124–133.
4. Проскурнин О. А. Проблемы оптимизационного подхода к нормированию состава сточных вод. *Научный вестник строительства*. 2008. № 57. С. 380-383.

5. Проскурнин О. А. Обеспечение технологически достижимого результата расчета допустимого содержания загрязняющих веществ в сточных водах. *Коммунальное хозяйство городов. Серия технические науки и архитектура*. 2010. № 95. С.77– 81.
6. Васенко А. Г., Коробкова А. В., Проскурнин О. А. Использование непараметрических статистических методов при анализе данных мониторинга реки Северский Донец. *Науковий вісник будівництва*. 2012. № 70. С. 451-456.
7. Еременко Е. В., Проскурнин О. А. Оптимизация сброса в водный объект последовательно трансформирующихся веществ со сточными водами. *Коммунальное хозяйство городов. Серия технические науки и архитектура*. 2012. № 105. С. 301-306.
8. Проскурнин О. А.. Нормирование сброса последовательно трансформирующихся веществ в водный объект со сточными водами для случая неполного разбавления. *Коммунальное хозяйство городов*. 2012. №103. С. 211–217.
9. Адаменко Н. И., Проскурнин О. А. Проблемы нормирования сброса сточных вод в водные объекты, связанные со спецификой экологического прогнозирования. *Системи управління, навігації та зв'язку*. 2012. № 2(22). С.185-189.
- 10.Проскурнин О. А. Нормирование состава сточных вод путем оценки экологического риска. *Вода и экология: проблемы и решения*. 2013. № 4. С. 65–73.
- 11.Проскурнин О. А. Минимизация затрат на очистку сточных вод в рамках задачи нормирования водоотведения. *Экология и промышленность*. 2013. №3. С.22-26.
- 12.Проскурнин О. А. Оптимизационный подход к нормированию состава отводимых в водоток сточных вод для случая неполного разбавления.

- Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки.* 2012. №34. С. 140-151.
13. Проскурнин О. А. Оптимизационный подход к ограничению содержания веществ в сточных водах с учетом лимитирующих признаков вредности. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки.* 2010. №32. С. 162-173.
14. Проскурнин О. А. Разбиение бассейна реки на локальные участки с целью осуществления бассейнового принципа расчета допустимых сбросов сточных вод. *Коммунальное хозяйство городов. Серия технические науки и архитектура.* 2014. № 112. С. 82-87.
15. Проскурнин О. А. Установление региональных нормативов качества природной воды при реализации бассейнового принципа расчета допустимых сбросов сточных вод. *Науковий вісник будівництва.* 2014. № 2. С. 136-140.
16. Проскурнин О. А. Нормирование состава сточных вод с учетом стохастической зависимости между концентрациями веществ после очистки. *Водоочистка.* 2014. №1. С. 50-57.
17. Проскурнин О. А., Смирнова С. А. Использование коэффициента конкордации для оценки согласованности экспертных суждений при ранжировании пунктов контроля качества воды водного объекта. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки.* 2014. № 36. С. 93–99.
18. Проскурнин О. А., Рыбалова О. В., Смирнова С. А. Использование метода Монте-Карло для оценки экологического риска, вызванного сбросом сточных вод в водоток, с учетом самоочищения воды. *Водные ресурсы и водопользование.* 2021. № 1 (132). С. 26-32.
19. Проскурнин О. А. Нормирование содержания растворенного кислорода в сточных водах, поступающих в водный объект. *Технический аудит и резервы производства.* 2015. № 1/4 (21). С. 13-16.

20. Адаменко Н. И., Проскурнин О. А. Уточнение понятия «максимально загрязненная часть потока воды» в задачах расчета допустимого сброса сточных вод в водоток. *ScienceRise* 2015. № 2/2(7). С. 57-61.
21. Проскурнин О. А. Минимизация общих затрат на очистку сточных вод при нормировании водоотведения. *Екологічні науки*. 2015. №7. С. 65-71.
22. Проскурнин О. А., Комаристая Б. Н., Смирнова С. А. Расчет индекса загрязнения поверхностных вод в рамках оценки экологической составляющей жизненного цикла продукции. *ScienceRise*. 2015. № 5/2(10). С. 32-36.
23. Проскурнин О. А., Кирпичева И. В, Смирнова С. А. Методика установления региональных нормативов качества поверхностных вод при нормировании антропогенной нагрузки. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. 2016. № 4 (10). С. 24-30.
24. Проскурнин О. А., Смирнова С. А. Использование метода bootstrap для оценки влияния сброса сточных вод на качество воды водного объекта. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2015. № 37. С. 163-171.
25. Проскурнин О. А., Кирпичева И.В , Кононенко А.В., Третьякова Н.В. Расчет концентрации вещества в контрольной точке водного объекта в зоне действия сбросов сточных вод. *Науковий вісник будівництва*. 2017. № 1. С. 165-169.
26. Proskurnin O., Berezenko K., Kurychova I., Honcharenko Y, Jurchenko A. Improvement of the model of transformation of nitrogen-containing substances in a water body for the solution of nature management problem. *«EUREKA: Life Sciences»*. 2017. № 3 (9). P. 50-56.
27. Проскурнин О. А. Юрченко А. И., Березенко Е. С. Расчет допустимых сбросов возвратных вод в водные объекты с использованием балльной системы нормирования качества поверхностных вод *Науковий вісник будівництва*. 2017. № 2. С.239-243.

- 28.Проскурнин О. А., Комаристая Б. Н., Бендюг В. И., Демьянова О. О.: Определение экологического риска при оценке влияния жизненного цикла продукта на состояние водных объектов. *Науковий вісник будівництва*. 2017. № 3. С. 177-181.
- 29.Проскурнин О. А., Ермакович И. А., Березенко Е. С., Кирпичова И. В. Нормирование фармацевтических веществ в коммунальных сточных водах, поступающих в водные объекты. *Науковий вісник будівництва*. 2018. № 2. С. 269-274.
- 30.Проскурнин О. А. Захарченко Н. И., Капанина О. И. Нормирование состава теплообменных сточных вод. *Науковий вісник будівництва*. 2018. № 4. С.226-231.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

- 31.Проскурнин О.А., Капанина О.И. Применение методов оптимизации при расчете допустимого сброса сточных вод в водные объекты. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: тези доповідей V Міжнародного конгреса*, м. Львів, 26–29 вересня 2018 року. Львів, 2018. С. 28-29.
- 32.Проскурнин О. А. Проблемы нормирования водоотведения сточных вод в водотоки в случае неполного разбавления. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: тези доповідей VIII Міжн. науково-практичної конференції*, м. Алушта, 10-14 вересня 2012 року. Харків, 2012. С. 285-286.
- 33.Проскурнин О. А. Юрченко А. И. Прогнозирование содержания соединений азота в водотоке с учетом последовательной трансформации и природных фоновых концентраций веществ *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: тези доповідей XII Міжн. науково-практичної конференції*. м. Алушта, 5-9 вересня 2016 року. Харків, 2016. С. 205-207.

34. Кирпичева И. В., Проскурнин О. А., Онипко Т. В., Гончаренко Я. Н., Березенко Е. С. Оценка экономического ущерба от загрязнения реки Северский Донец в границах Харьковской области. Тези доповідей звітної науково-практичної конференції Луганського національного аграрного університету. м. Харків, 21-23 лютого 2017 року. Харків, 2017. С. 211-212.
35. Проскурнин О. А., Демьянова О. О. Расчет концентрации загрязняющего вещества в контрольной точке водного объекта при расчете допустимых сбросов сточных вод. *Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки*: тези доповідей Міжнародної науково-практичної конференції, м. Харків, 4 грудня 2015 року. м. Харків, 2015. С. 187-189.
36. Проскурнин О. А., Капанина Ю.И., Капанина О. И. Разбиение бассейна реки на локальные участки при реализации бассейнового принципа нормирования водоотведения. *Водні ресурси України та меліорація земель*: тези доповідей Всеукраїнській науково-практичної конференції, м. Київ, 22 березня 2013 року. м. Київ, 2013. С. 170-171.
37. Проскурнин О. А. Оптимизационный подход к нормированию водоотведения сточных вод с учетом лимитирующих признаков вредности. *Довкілля для України*: тези доповідей Міжнародного екологічного форуму, м. Київ, 19-20 квітня 2011р. м. Київ, 2011. С. 299-302.
38. Проскурнин О. А., Капанина Ю. И., Капанина О. И. Проблемы оптимизационного подхода к расчету допустимого состава сточных вод. *Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України*: тези доповідей VIII Всеукраїнської науково-практичної конференції, м. Запоріжжя, 13 грудня 2012 року. м. Запоріжжя, 2012. Р. 60-61.
39. Rybalova O., Proskurnin O., Smirnova S., Belan S.V. Using Monte – Carlo method for assessment of environmental risk caused by wastewater discharges

into a watercourse. *Efektivní nástroje moderních věd – 2014: Materiály X Mezinárodní vědecko – praktická konference, Praha, 27 dubna - 05 května 2014 roku, Praha, 2014. P. 38-44.*

ABSTRACT

Proskurnin O. Scientific-methodological bases of environmental regulation of discharge wastewater to the river system. – Qualification scientific work on the rights of the manuscript.

Thesis for a Doctor of Technical Sciences Degree by specialty 21.06.01 - "Ecological Safety" – Research Institution "Ukrainian Scientific Research Institute of Ecological Problems". Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine, Kharkov, 2019.

The defense of the dissertation will be held at the Specialized Academic Council D 26.062.09 meeting. State environmental academy of postgraduate education and management, Kyiv, 2019.

The thesis is devoted to the solution of a scientific and applied problem, which is in development of the scientific and methodological basis for the environmental standardization of waste water unsewage into the river system in order to increase the environmental safety of waste water. The analysis of the state of water bodies in Ukraine, as well as the legislative and methodological framework in the field of standardization of waste water unsewage in Ukraine, the European Union countries, the USA and the post-Soviet countries is carried out. It is substantiated that one of the main factors of pollution of surface waters is waste water unsewage.

Based on the analysis, a concept is developed for establishing permissible waste water unsewage into the river system, which takes into account both the European experience and the economic and geographical features of Ukraine (above all, the large size of the country's territory and low water supply compared with other European countries). The concept is based on the observance of the necessary standards for the quality of natural water in the established control points in the area

of waste water unsets. In addition, the concept provides for the preservation of the basin principle of calculating permissible waste water unsets.

The key point of the developed concept is the need to divide the river system into relatively small local areas. The division of the river system into sections is made on the basis of the administrative boundaries in the river basin, the level of anthropogenic load and physiographic factors. This, firstly, will increase the reliability of the calculation, and secondly, it will make it possible to simultaneously establish unset limits for all enterprises-water users within the local area. At the same time, a methodology for establishing regional basin water quality standards is developed for the first time. The standards calculated by the proposed method do not exceed the legislatively approved standards, but contribute to the implementation of a uniform anthropogenic load on the river system, which, in turn, will provide the conditions for the sustainable development of the country.

The expediency of using optimization methods in setting standards for permissible waste water unset is justified. At the same time, two variants of the optimization task are considered: by the criterion of the maximum anthropogenic load on a water body and by the criterion of the minimum cost of water protection measures. The optimization problem according to the second criterion is complicated by taking into account the capital expenditures on the construction and reconstruction of waste water treatment plants. In addition, in contrast to the existing optimization approach, the possibility (if the process allows it) of controlling the effectiveness of waste water treatment is taken into account. Complications of the objective function and the expansion of the list of optimized variables will allow the decision-making space to be expanded when searching for an optimum in determining allowable unsets of waste water.

The proposed methodology for the use of integral (in the spatial sense) indicators of the state of a water body in problems of normalizing unsets. The developed methodology provides for the establishment of weights for the various points of control of rivers expertly. At the same time, a statistical method is

developed for an objective assessment of the consistency of expert judgments based on the use of the concordance coefficient.

For the first time, the stochastic dependence of the concentrations of pollutants in waste water after treatment is taken into account. This dependence is explained both by the technology of the main production and the technology of waste water treatment. It is proved that ignoring the stochastic dependence of concentrations leads to the fact that the result of the calculation of permissible waste water unsets is technologically under control. To take it into account, a regression relationship is constructed between the concentrations of interconnected pollutants, and the permissible composition of waste water for them is found on the basis of the condition that the maximum permissible concentrations do not exceed a given probability.

For the first time, the feature of heat exchange waters is taken into account when optimizing unsets. It is noted that for this category of waste water, as a rule, do not build waste water treatment plants due to the small difference in their composition from the composition of the withdrawn surface water. But the volumes of unset heat-exchanging waters can be significant, which will significantly affect the water quality of the water body. Therefore, in the case of waste water disposal in this category, it is proposed to consider the concentrations of substances in them as constants (as an increment to the concentrations in the natural water are taken for heat exchange), and to vary only with the water consumption is reset. That is, instead of water treatment, to reduce the amount of heat transfer water unsets into the watercourse or pond by allowing it to be used again (for example, reversible), which is more characteristic of actual production.

For the first time, an optimization method is developed for determining permissible unsets using environmental standards for the quality of surface waters, which have the form of a point (index) assessment system. As an example, the “Methodology for environmental assessment of surface water quality by relevant categories” is selected. Within this part of the work, a formula is found for the

dependence of the integral ecological index value on a variety of concentrations of substances in surface water.

A general view of the optimization problem of establishing standards for waste water unsewage is given, which takes into account all of these points.

For the first time, a method is developed for calculating the allowable composition of waste water by assessing environmental risk. The risk is the probability of exceeding the concentration of the pollutant at the control point of a water body in the zone of influence of waste water unsewage. Two approaches to environmental risk assessment are proposed. The first approach assumes a normal probability distribution of the concentrations of pollutants in the return water. The second approach assumes the presence of a concentration distribution different from the normal law. In this case, the statistical test method (Monte-Carlo method) is chosen to search for permissible concentrations, which belongs to the group of non-parametric statistical methods and therefore its reliability does not depend on the law of probability distribution of random variables (in this case, concentrations of pollutants). It is suggested that an environmental risk assessment should be carried out additionally for enterprises-users of heightened danger.

The method of determining the most polluted part of the water flow is improved, which is aimed at improving the efficiency of environmental safety management at low dilution ratios. It is proved that the improved method is more adequate to the process of formation of surface water quality, since, unlike the existing method, at low dilution rates does not lead to a physically improbable result (in particular, to negative concentrations of a substance in water with significant background contamination). At high dilution ratios, the calculations for the two methods asymptotically approach each other.

The matrix model of the sequential transformation of pollutants is improved by the example of substances of the nitrogen group (organic nitrogen, nitrite nitrogen, nitrate nitrogen, ammonium nitrogen). The improved model, in contrast to the existing model, takes into account the natural (that is, excluding the

anthropogenic component) background pollution of surface waters, as well as possible substance losses during physical and biochemical processes in a water body.

According to the developed methodology, the allowable waste water unset into the Udy River (Kharkiv region, Siverskyi Donets River tributary) is calculated using ammonium nitrogen, nitrites, nitrates and phosphates. According to the observation data for the period 2012-2017, the excess of the MPC at the mouth of the river in terms of ammonium nitrogen reaches 2.5 times, nitrites – 18 times, phosphates – 4.1 times. However, the predicted concentrations of these substances upon reaching the calculated values of the permissible waste water unset do not lead to an excess of standards for the composition of surface waters.

The economic damage from pollution of the Siverskyi Donets River within the Kharkiv region is calculated. It amounted to 1744.46 thousand UAH/year.

Recommendations are developed on adjusting water protection legislation in the field of rationing of waste water unsets: splitting the river system into local areas with subsequent calculation of regional basin standards for surface water quality; mandatory additional environmental risk assessment for water users of heightened danger (the level of acceptable risk is suggested to be 5%); the establishment of standards for temporarily agreed unsets (in order to gradually achieve permissible unsets) requirements for developers of maximum permissible unsets in terms of staff qualifications.

The practical significance of the results is as follows. The results of dissertation research can be a scientific basis for improving water protection legislation to regulate waste water unsets into river systems, which, in turn, will contribute to improving the environmental safety of water use. In addition, the research results can be used in determining the optimal parameters of the waste water treatment plant during their design or reconstruction.

Keywords: environmental safety, river system, surface waters, waste water, pollutant, possible unset, standardization, optimization.

List of publications:

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

1. Priskurnin O. Setting of norms of receipt of consistently transformed subjects in a waterbody with waste water. *Scientific bulletin of civil engineering*. 2008. № 46. P. 189-195.
2. Priskurnin O. Problems of ecological prognostication at the decision of task of setting of norms of discharges of waste water in waterbody. *Urban economy. Series of technical sciences and architecture*. 2009. № 86. P.154-159.
3. Priskurnin O. Optimization approach to normalization of consistently transformed substance in waste water. *Problems of protection of environment and ecological safety*. 2009. №31. P. 124–133.
4. Priskurnin O. Problems of the optimization approach to normalization of composition of waste water. *Scientific bulletin of civil engineering*. 2008. № 57. P. 380-383.
5. Priskurnin O. Providing technologically real result of calculation of possible composition of waste water. *Urban economy. Series of technical sciences and architecture*. 2010. № 95. P.77– 81.
6. Vasenko A., Korobkova A., Priskurnin O. Using of non-parametric statistical methods for the analysis of data of monitoring of the river Severskiy Donec. *Scientific bulletin of civil engineering*. 2012. № 70. P. 451-456.
7. Yeremenko E., Priskurnin O. Optimization of discharges of consistently transformed subjects in a waterbody with waste water. *Urban economy. Series of technical sciences and architecture*. 2012. № 105. P. 301-306.
8. Priskurnin O. Setting of norms of discharges of the consistently transformed subjects in a waterbody with waste water for the case of incomplete dilution. *Urban economy*. 2012. №103. P. 211–217.

9. Adamenko N., Priskurnin O. Problems of setting of norms of discharges of waters of sewers in objects of water, related to specific of ecological prognostication. *Systems of control, navigation and communication*. 2012. № 2(22). P.185-189.
10. Priskurnin O. Wastwaters composition regulation by environmental risk assesing. *Вода и экология: проблемы и решения*. 2013. № 4. P. 65–73.
11. Priskurnin O. Minimization of pay on *purification* of waste water within the framework of task of normalization of discharges of water. *Ecology and industry*. 2013. №3. P.22-26.
12. Priskurnin O. Optimization approach to setting of norms of composition of subjects in waste water at a receipt in the river for the case of incomplete dilution. *Problems of protection of environment and ecological safety. Problems of protection of environment and ecological safety*. 2012. №34. P. .140-151.
13. Priskurnin O. Optimization approach to limitation of concentration of subjects in waste water taking into account the limiting signs of harmfulness. *Problems of protection of environment and ecological safety*. 2010. №32. P. 162-173.
14. Priskurnin O. The division of the river system into sections areas with the purpose of realization of basin principle of calculation of possible dischargess of waste water. *Urban economy. Series of technical sciences and architecture*. 2014. № 112. P. 82–87.
15. Priskurnin O. Establishment of regional norms of quality of natural water during realization of basin principle of calculation of possible dischargess of waste water. *Scientific bulletin of civil engineering*. 2014. № 2. P. 136-140.
16. Priskurnin O. Setting of norms of composition of waste water taking into account stochastic dependence between the concentrations of pollutants after water *purification*. *Water purification*. 2014. №1. P. 50-57.
17. Priskurnin O., Smirnova S. Use of coefficient of konkordation for the estimation of co-ordination of expert judgements at ranging of points of control of quality

- of water of waterbody. *Problems of protection of environment and ecological safety*. 2014. № 36. P. 93–99.
18. Priskurnin O., Rybalova O., Smirnova S. Use of method Monte Carlo for the estimation of ecological risk, caused the discharges of water water in a stream of water, taking into account self-wiping of water. *Water resources and using of water*. 2021. № 1 (132). P. 26-32.
19. Priskurnin O. Normalization of the allowable content of the dissolved oxygen in waste waters, entering in waterbody. *Technical audit and production of reserves*. 2015. № 1/4 (21). P. 13-16.
20. Adamenko N., Priskurnin O. Clarification of concept «maximally muddy part of stream of water» in the tasks of calculation of possible discharges of waste water in a waterbody. *ScienceRise*. 2015. № 2/2(7). P. 57-61.
21. Priskurnin O. Minimization of total pay on *purification* of waste water at setting of norms of discharges of waste water. *Ecological sciences*. 2015. №7. P. 65-71.
22. Priskurnin O., Komarysta B., Smirnova S. Calculation of index of muddiness of surface-water within the framework of estimation of ecological constituent of life cycle of products. *ScienceRise*. 2015. № 5/2(10). P. 32-36.
23. Priskurnin O., Kyrpychova I, Smirnova S. A method of establishing regional standards of surface water quality under anthropogenic loads. *East Europe Journal of advanced technologies*. 2016. № 4 (10). P. 24-30.
24. Priskurnin O., Smirnova S. Use of bootstrap-method of for the estimation of influence of discharges of waste water on quality of water of waterbody. *Problems of protection of environment and ecological safety*. 2015. № 37. P. 163-171.
25. Priskurnin O., Kyrpychova I, Kononenko A., Tretyakova N. The calculation of the concentration of the substance in the control point of a waterbody in the zone of wastewater discharges. *Scientific bulletin of civil engineering*. 2017. № 1. P. 165-169.

26. Priskurnin O., Berezenko K., Kyrpychova I., Honcharenko Y., Jurchenko A. Improvement of the model of transformation of nitrogen-containing substances in a waterbody for the solution of nature management problem. *«EUREKA: Life Sciences»*. 2017. № 3 (9). P. 50-56.
27. Priskurnin O., Jurchenko A., Berezenko K. Calculation of permissible discharges of waste water into water bodies with the use of the point system standards surface water quality. *Scientific bulletin of civil engineering*. 2017. № 2. P.239-243.
28. Priskurnin O., Komarysta B., Bendug V., Demjanova O. Determining the ecological risk at the estimation of product life cycle impact on the waterbody. *Scientific bulletin of civil engineering*. 2017. № 3. P.177-181.
29. Priskurnin O., Yermakovych I., Berezenko K., Kyrpychova I. Normalization of pharmaceutical substances in municipal waste water entering in waterbody. *Scientific bulletin of civil engineering*. 2018. № 2. P.269-274.
30. Priskurnin O., Zakharchenko N., Kapanina O. Normalization of the composition of heat exchange waste water. *Scientific bulletin of civil engineering*. 2018. № 4. P.226-231.

Scientific works, testifying the approbation of dissertation materials:

31. Priskurnin O., Kapanina O. Specificity waste heat exchanger washing. *Materials of V International congress "Environmental protection. energy. balanced natural use"*. Lvov. 2018. P. 28-29.
32. Priskurnin O. Problems of standardization of wastewater disposal in water stream in case of incomplete dilution. *Materials of VIII International Scientific and Practical Conference "Environmental safety: problems and solutions"*. Alushta. 2012. P. 285-286.
33. Priskurnin O., Jurchenko A. Prediction of the content of nitrogen compounds in the water stream, taking into account the sequential transformation and natural background concentrations of subjects. *Materials of XII International Scientific*

- and Practical Conference “Environmental safety: problems and solutions”*. Kharkov. 2016. P. 205-207.
34. Kyrpychova I, Priskurnin O., Onipko T., Honcharenko Y., Berezenko K. Assessment of economic damage from pollution of the Seversky Donets River within the borders of the Kharkiv region. *Materials of reporting Scientific and Practical Conference Lugansk National Agrarian University*. Kharkov. 2017. P.211-212.
35. Priskurnin O., Demjanova O. The calculation of the concentration of pollutant in the control point of the waterbody when calculating the allowable discharge of wastewater. *Materials of International Scientific and Practical Conference “Applied aspects of technogenic and ecological safety”*. Kharkov. 2015. P. 187-189.
36. Priskurnin O., Kapanina J, Kapanina O. The need to modify the basin principle of calculating the allowable discharge of wastewater. *Materials of International Scientific and Practical forum “Water resources of Ukraine and land reclamation”*. Kiev, 2013. P. 170-171.
37. Priskurnin O. Optimization approach to the regulation of wastewater disposal, taking into account the limiting signs of harm. *Materials of International Scientific and Practical forum “Environment for Ukraine”*. Kiev. 2011. P. 299-302.
38. Priskurnin O., Kapanina J., Kapanina O. Problems of optimization approach to the calculation of the permissible composition of wastewater. *Materials of VIII All-Ukrainian Conference “Environmental protection of industrial regions as a condition for sustainable development of Ukraine”*. Zaporozhye. 2012. P. 60-61.
39. Rybalova O., Proskurnin O., Smirnova S., Belan S.V. Using Monte – Carlo method for assessment of environmental risk caused by wastewater discharges into a watercourse. *Efektivní nástroje moderních věd – 2014: Materiály X Mezinárodní vědecko – praktická konference*, Praha, 27 dubna - 05 května 2014 roku, Praha, 2014. P. 38-44.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ.....	26
ВСТУП.....	28
РОЗДІЛ 1 АНАЛІЗ ЗАКОНОДАВЧОЇ ТА МЕТОДИЧНОЇ БАЗИ ЕКОЛОГІЧНОГО НОРМУВАННЯ СКИДІВ ЗВОРОТНИХ ВОД.....	37
1.1 Аналіз стану поверхневих вод в Україні.....	37
1.2 Загальні принципи управління водоохоронною діяльністю	47
1.2.1 Загальні принципи управління водоохоронною діяльністю в Україні	47
1.2.2 Загальні принципи управління водоохоронною діяльністю в країнах ЄС	49
1.2.3 Загальні принципи управління водоохоронною діяльністю в США.....	50
1.3 Аналіз законодавчої і методологічної бази екологічного нормування скидів зворотних вод в Україні	51
1.4 Аналіз законодавчої і методологічної бази екологічного нормування скидів зворотних вод у пострадянських країнах	65
1.5 Аналіз законодавчої і методологічної бази екологічного нормування скидів зворотних вод у країнах ЄС та США	66
1.6 Порівняльний аналіз законодавчої і методологічної бази екологічного нормування скидів зворотних вод в Україні й інших країнах.....	79
Висновки, обґрунтування та конкретизація задач дослідження	80
РОЗДІЛ 2 ОПТИМІЗАЦІЙНИЙ ПІДХІД ДО РОЗВ’ЯЗАННЯ ЗАДАЧІ ЕКОЛОГІЧНОГО НОРМУВАННЯ СКИДІВ ЗВОРОТНИХ ВОД	83
2.1 Загальний підхід до розв’язання задачі визначення оптимального складу зворотних вод від точкових джерел.....	83

2.1.1 Модель трансформації забруднюючих речовин з урахуванням природної фонові забрудненості	83
2.1.2 Модель трансформації забруднюючих речовин при наявності декількох випусків	96
2.1.3 Модель трансформації забруднюючих речовин при наявності декількох випусків та водозаборів	99
2.1.4 Мінімізація загальних витрат на водоочищення	102
2.1.5 Визначення максимально допустимого техногенного навантаження на водний об'єкт	112
2.2 Екологічне нормування вмісту розчиненого кисню в зворотних водах	123
2.3 Врахування комплексних показників якості води водного об'єкта в задачах екологічного нормування скидів	132
2.4 Врахування інтегральних показників стану водного об'єкта в задачах екологічного нормування скидів	139
2.5 Екологічне нормування скидів на основі бальної (індексної) системи оцінки якості природної води	144
2.6 Екологічне нормування скидів зворотних вод з врахуванням стохастичної і функціональної залежності між концентраціями забруднюючих речовин після очищення	150
2.7 Нормування складу теплообмінної стічної води	182
2.8 Загальний вигляд оптимізаційної задачі для розрахунку допустимих скидів зворотних вод	188
2.9 Екологічне нормування скиду фармацевтичних речовин з комунальними стічними водами	193
Висновки до розділу 2	199
РОЗДІЛ 3 ЕКОЛОГІЧНЕ НОРМУВАННЯ СКИДІВ ЗВОРОТНИХ ВОД У ВИПАДКУ НЕПОВНОГО ЇХ РОЗБ'АВЛЕННЯ ВОДОЮ ВОДНОГО ОБ'ЄКТА	201

3.1	Визначення максимальної забрудненості ділянок потоку води у водотоці.....	201
3.2	Модель формування якості води водного об'єкту в зоні впливу скидання зворотних вод при неповному розбавленні зворотних вод річковою водою.....	208
3.3	Вплив випусків зворотних вод на максимально забруднену частину потоку річкової води.....	216
3.4	Доцільність розрахунку розбавлення зворотних вод водою водотоку	223
	Висновки до розділу 3	231
РОЗДІЛ 4 МЕТОДОЛОГІЯ ЕКОЛОГІЧНОГО НОРМУВАННЯ		
СКИДІВ ЗВОРОТНИХ ВОД ШЛЯХОМ ОЦІНКИ		
ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ		
	233	
4.1	Використання традиційного статистичного підходу для оцінки екологічного ризику при нормуванні скидів зворотних вод	233
4.2	Використання методу статистичних випробувань для оцінки екологічного ризику при нормуванні скидів зворотних вод	243
4.3	Визначення режиму відведення стічних вод з шламонакопичувача Комунального підприємства «Харківводоканал» до Краснопавлівського водосховища	260
	Висновки до розділу 4.....	266
РОЗДІЛ 5 ПОДІЛЕННЯ РІЧКОВОЇ СИСТЕМИ НА ЛОКАЛЬНІ		
ДІЛЯНКИ З МЕТОЮ РЕАЛІЗАЦІЇ БАСЕЙНОВОГО ПРИНЦИПУ		
РОЗРАХУНКУ ДОПУСТИМИХ СКИДІВ.....		
	268	
5.1	Врахування нерівномірності техногенного забруднення басейну річки	269
5.2	Врахування географічних особливостей місцевості	270
5.3	Врахування адміністративного районування та наявності водойм	274
5.4	Визначення регіональних басейнових нормативів якості води	275

5.5 Розрахунок допустимих скидів зворотних вод у річку Уди (Харківська область).....	282
5.5.1 Розрахунок регіональних басейнових нормативів якості річкової води для річок басейну річки Уди	282
5.5.2 Розрахунок допустимих скидів стічних вод	296
Висновки до розділу 5	301
РОЗДІЛ 6 РОЗРАХУНОК ЕКОНОМІЧНОГО ЕФЕКТУ ВІД ВПРОВАДЖЕННЯ ЗАПРОПОНОВАНОЇ МЕТОДОЛОГІЇ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ ПО КОРЕГУВАННЮ ВОДООХОРОННОГО ЗАКОНОДАВСТВА З НОРМУВАННЯ СКИДІВ ЗВОРОТНИХ ВОД.....	303
6.1 Розрахунок економічного ефекту від впровадження запропонованої методології нормування скидів зворотних вод (на прикладі р. Сіверський Донець у границях Харківської області).....	303
6.2 Рекомендації з корегування водоохоронного законодавства з нормування скидів зворотних вод	309
Висновки до розділу 6	310
ВИСНОВКИ	312
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	315
Додаток А Акти впровадження результатів досліджень дисертаційної роботи	346
Додаток Б СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ ТА ВІДОМОСТІ ПРО АПРОБАЦІЮ РЕЗУЛЬТАТІВ ДИСЕРТАЦІЇ.....	351

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

ГДС – гранично-допустимий скид;

ГДК – гранично-допустима концентрація;

ЗР – забруднююча речовина;

ЗВ – зворотна вода;

СВ – стічна вода;

КС – контрольний створ;

БСК – біохімічне споживання кисню;

ХСК – хімічне споживання кисню.

Екологічне нормування – нормування будь-якого антропогенного впливу на екосистему, при якому можливо визначити реакцію цієї екосистеми у цілому або якого-небудь одного її критичної ланки [1].

Екологічна безпека — допустимий рівень негативного впливу природних і антропогенних факторів екологічної небезпеки на навколишнє середовище і людину [2].

Зворотна вода – вода, що повертається за допомогою технічних споруд і засобів з господарської ланки круговороту води в природі в його природні середовища (океанічну, літогенну, річкову, озерну) у вигляді стічної, скидної і дренажної води [3].

Стічна вода – різновид зворотної води, що утворилася в процесі господарсько-побутової або виробничої діяльності (крім скидної та дренажної води), а також при відведенні води з забудованої території, що утворилася унаслідок випадання атмосферних опадів [3].

Скиди зворотної води – процес відведення зворотної (стічної, скидної і дренажної) води у водний об'єкт [3].

Випуск зворотної води – споруда для відводу (відведення) зворотної води у водний об'єкт [3].

Річкова система – частина гідрографічної мережі, яка утворена сукупністю всіх річок і більш дрібних водотоків с чітко означеними руслами, що знаходяться в межах якої-небудь території. Річкова система характеризується довжиною річок, їхньою звивистістю і густотою [3].

ВСТУП

Актуальність теми. Одним з пріоритетних напрямків охорони довкілля є нормування природокористування. В економічно розвинутих країнах найважливішим завданням визначено управління екологічною безпекою використання водних ресурсів на підставі упорядкування відведення зворотних вод (ЗВ) в річкові системи. Для цього розробляються і затверджуються гранично допустимі скиди (ГДС) забруднюючих речовин із зворотними водами підприємств-водокористувачів. Метою встановлення даних нормативів є збереження й відновлення водних об'єктів (ВО) [4 - 6].

Існуюча науково-методологічна база розрахунку ГДС в Україні не забезпечує екологічну безпеку скидання ЗВ. Так, за даними державного моніторингу річкових басейнів невідповідність якості води чинним санітарно-гігієнічним вимогам складає більш ніж 60 % [7]. Особливо екологічна ситуація загострюється на малих річках з невеликою асимілюючою спроможністю [8].

В Україні в основі екологічного нормування скидів ЗВ лежить безпосередній розрахунок маси речовини, скидання якої не призводить до перевищення встановлених нормативів якості природної води. Згідно з європейськими принципами управління річковими басейнами та вітчизняним законодавством, з метою визначення й прогнозування комплексної оцінки впливу техногенного забруднення на ВО, розрахунок ГДС повинен проводитися за басейновим принципом одночасного для усіх випусків, що розташовані на ділянці річкової системи [6-8].

Невирішеною науковою проблемою залишається невизначеність розрахункових ділянок при реалізації басейного принципу розрахунку ГДС, невідповідність існуючого оптимізаційного підходу до розрахунку ГДС сучасним виробничим та економічним умовам, а також неврахування імовірнісного характеру факторів впливу підприємств-водокористувачів на

стан ВО. Зокрема відсутня методологія обґрунтування ступеня відповідності наявних або прогнозованих екологічних умов водовідведення шляхом оцінювання екологічного ризику. Крім того, потребують вдосконалення математичні моделі трансформації забруднюючих речовин у воді ВО та формування якості води ВО у зоні впливу скидання зворотних вод при неповному розбавленні, які є складовими методологічної бази екологічного нормування.

Всебічний аналіз і врахування означених факторів концентрується на вирішенні актуальної науково-прикладної проблеми з удосконалення науково-методологічної бази екологічного нормування скидів ЗВ до річкових систем. При цьому облік індивідуальних особливостей країни в області управління екологічною безпекою цілком погодиться з загальноєвропейським законодавством [9-13], а також з концепцією сталого розвитку [13-19]. Розв'язання цієї задачі з урахуванням європейського досвіду та економічних і географічних особливостей України підвищить ефективність управління екологічною безпекою на рівні річкових басейнів.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Робота виконана відповідно до Водного кодексу України, Законів України «Про охорону навколишнього природного середовища», «Про основні напрями державної політики України в галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки» в лабораторії проблем формування та регулювання якості вод науково-дослідної установи «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» у рамках держбюджетних НДР: «Перегляд Інструкції про порядок розробки та затвердження гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у водні об'єкти із зворотними водами» (0115U004540), «Розроблення проекту Інструкції про порядок розробки та затвердження регламентів періодичного скиди зворотних вод у водні об'єкти» (0115U004539), «Перегляд правил охорони

поверхневих вод України від Забруднення і засмічення, затверджених постановою Кабінету міністрів України» (0115U004555).

Мета і завдання дослідження. Метою роботи є розвиток наукових засад екологічного нормування скидів зворотних вод у річкову систему, що сприятиме зниженню негативних наслідків техногенного впливу підприємств-водокористувачів.

Для досягнення даної мети були поставлені наступні задачі:

- провести аналіз законодавчої та науково-методологічної бази нормування скидів ЗВ і розробити концепцію встановлення допустимих скидів;
- науково обґрунтувати поділення річкової системи на локальні ділянки і встановлення відповідних регіональних басейнових нормативів якості річкової води;
- удосконалити оптимізаційний метод визначення допустимих скидів ЗВ за критеріями максимально допустимого техногенного навантаження на водний об'єкт та мінімальних витрат на водоочищення;
- удосконалити оптимізаційний метод визначення допустимих скидів теплообмінних ЗВ з урахуванням особливості їх скидання, що пов'язано з доцільністю їх повторного використання;
- розробити наукові засади встановлення допустимих скидів ЗВ оптимізаційним методом, виходячи з екологічних критеріїв якості поверхневих вод на основі бальної (індексної) системи показників, а також з використанням інтегральних (в просторовому розумінні) і комплексних показників якості води;
- розробити методологію визначення допустимих скидів зворотних вод шляхом оцінки екологічного ризику;
- удосконалити математичну модель формування якості води ВО у зоні впливу скидання ЗВ при неповному розбавленні;

– удосконалити математичну модель послідовної трансформації забруднюючих речовин шляхом врахування фонові забрудненості водного об'єкта, а також втрат речовини у трансформаційному ланцюжку;

– розрахувати оцінку економічного ефекту від впровадження розробленої методології екологічного нормування скидів зворотних вод;

– розробити рекомендації по коригуванню водозахисного законодавства з нормування скидів зворотних вод.

Об'єкт дослідження – процес забруднення річкових систем зворотними водами.

Предмет дослідження – екологічне нормування скидів зворотних вод, що надходять у річкові системи.

Методи дослідження. Теоретичні дослідження ґрунтуються на принципах сучасного наукового пізнання, логічного та системного аналізу, теорії ієрархічних систем. Вирішення задач виконане за допомогою методів лінійного програмування, диференціального числення, методів математичної статистики (зокрема методу статистичних випробувань Монте-Карло), методу математичної індукції, комп'ютерного моделювання.

Ідея роботи полягає в забезпеченні екологічної безпеки процесу скидання зворотних вод до річкових систем шляхом встановлення допустимих скидів забруднюючих речовин зі зворотними водами за удосконаленою методологією.

Наукова новизна отриманих результатів:

1. **Вперше** науково обґрунтовано і розроблено методологію підвищення рівня екологічної безпеки скидання ЗВ до водних об'єктів, яка, на відміну від існуючих підходів, передбачає поділення річкової системи на послідовні локальні ділянки і розрахунок відповідних регіональних басейнових нормативів якості води, що забезпечує рівномірне техногенне навантаження на річкову систему.

2. **Вперше** науково обґрунтовано і розроблено методологію екологічного нормування скидів ЗВ, яка, на відміну від існуючої, базується на оцінці екологічного ризику, обумовленого імовірністю надмірного забруднення водоприймача в зоні впливу скидання. Це дозволить враховувати імовірнісний характер факторів техногенного впливу на якість поверхневих вод.

3. **Вперше** науково обґрунтовано і розроблено оптимізаційний метод розрахунку допустимих скидів ЗВ, який відрізняється використанням бальної (індексної) системи показників якості поверхневих вод, що дає можливість визначати допустимі скиди зворотних вод, виходячи з екологічних нормативів якості природних вод.

4. **Вперше** науково обґрунтовано і розроблено методологію екологічного нормування скидів ЗВ, яка, на відміну від існуючої, передбачає використання інтегральних (в просторовому розумінні) показників стану водних об'єктів, що підвищить рівень екологічної безпеки малих річок з низькою асимілюючою спроможністю.

5. **Удосконалено** оптимізаційний метод екологічного нормування скидів теплообмінних ЗВ, який, на відміну від існуючого, передбачає варіювання обсягом зворотних вод замість варіювання їх складом. Це дозволить враховувати реальні виробничі умови, які передбачають доцільність повторного використання теплообмінних ЗВ.

6. **Удосконалено** оптимізаційний метод екологічного нормування скидів ЗВ, який, на відміну від існуючого, враховує капітальні витрати на будівництво і реконструкцію очисних споруд та можливе керування процесом очищення, що дозволить розширити простір прийняття рішень при пошуку оптимуму, а також враховує стохастичної залежності між концентраціями забруднюючих речовин після очищення, що дозволить отримувати технологічно досяжний результат розрахунку ГДС.

7. Удосконалено математичну модель формування якості води ВО при неповному розбавленні зворотних вод, яка відрізняється серед інших аналогів врахуванням обсягу домішки в окілї точки максимальної забрудненості, що дозволить проводити більш достовірні розрахунки якості річкової води в зоні впливу підприємств-водокористувачів і, тим самим, сприятиме підвищенню рівня екологічної безпеки водокористування при малій кратності розбавлення зворотних вод.

8. Набула подальшого розвитку математичну модель процесу послідовної трансформації речовин у водному об'єкті, яка відрізняється від існуючої врахуванням природної фонові забрудненості, а також можливих втрат речовини в трансформаційному ланцюжку. Це сприятиме запобіганню надмірного забруднення поверхневих вод речовинами–продуктами трансформації.

Практичне значення одержаних результатів:

–Результати дисертаційних досліджень є науковою основою для удосконалення водоохоронного законодавства з регулювання скидів зворотних вод у річкові системи, що сприятиме підвищенню рівня екологічної безпеки водокористування.

–Розроблений метод встановлення регіональних басейнових нормативів якості води дозволяє здійснювати рівномірне антропогенне навантаження на річкову систему під час скидання зворотних вод, як підґрунтя сталого розвитку країни.

–Удосконалена оптимізаційна задача з нормування скидів за рахунок включення до неї капітальних витрат на водоочищення та можливе керування процесами очищення дозволять мінімізувати загальні витрати на реалізацію водоохоронних програм в межах визначених ділянок річкових систем.

–Удосконалений математичний апарат прогнозування якості поверхневих вод дозволяє підвищити ефективність управління екологічною

безпекою при малих кратностях розбавлення зворотних вод, а також за наявності трансформації забруднюючих речовин у водному об'єкті.

– Удосконалений оптимізаційний підхід дозволяє визначати оптимальні параметри роботи очисних споруд під час їх проектування або реконструкції.

Результати роботи були використані: при визначенні оптимальних параметрів двоступінчастого біологічного очищення в аеротенках-відстійниках (біореакторах) ПП «Оліяр» з метою забезпечення екологічно безпечного водовідведення в р. Ставчанка (Львівська область; басейн р. Дністер); для встановлення оптимальних режимів водовідведення комунального підприємства «Харківводоканал»; у навчальному процесі Луганського національного аграрного університету в рамках дисципліни «Нормування техногенного навантаження на навколишнє середовище».

Особистий внесок здобувача. Авторіві належить постановка та обґрунтування науково-прикладної проблеми підвищення рівня екологічної безпеки скидання зворотних вод у водні об'єкти; вироблення концепції встановлення допустимих скидів зворотних вод; удосконалення оптимізаційного методу визначення допустимого скиду зворотних вод; розробка методології нормування скидів зворотних вод на основі оцінки екологічного ризику та урахування стохастичної залежності показників якості води; удосконалення способу визначення максимально забрудненої частини потоку річкової води; розробка рекомендацій щодо коригування водоохоронного законодавства.

Апробація результатів дисертації. Основні результати роботи доповідалися та обговорювалися на: VII, VIII, IX Всеукраїнських науково-практичних конференціях «Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України» (Запоріжжя – 2011, 2012, 2013); VII, VIII, IX, X, XI, XII, XIII, XIV Міжнародних науково-практичних конференціях «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення» (Алушта – 2011, 2012, 2013; Харків – 2014, 2015, 2016, 2017, 2018); I, II Міжвузівських

науково-методичних конференціях «Екологічні аспекти регіонального партнерства в надзвичайних ситуаціях» (Харків, НУЦЗУ – 2012, 2013); Всеукраїнській науково-практичній конференції «Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки» (Харків, НУЦЗУ – 2015), XVIII, XIX Міжнародних науково-практичних конференціях «Екологія, енерго- та ресурсозберігання, охорона навколишнього середовища та здоров'я людини, утилізація відходів» (Щолкіно – 2010, 2011), 14-й, 15-й Міжнародних науково-технічних конференціях «Екологія, охорона навколишнього природного середовища та збалансоване природокористування: освіта-наука-виробництво» (Харків – 2010, 2011), Міжнародній науково-практичній конференції «Природно-ресурсний потенціал збалансованого (сталого) розвитку України» (Київ – 2011), Міжнародній науково-практичній конференції «Водні ресурси України та меліорація земель» (Київ – 2013), Форумі «Інтегроване управління водними ресурсами» (Київ – 2013), Заочній конференції «Казантип-ЕКО-2014. Екологія, енерго- та ресурсозбереження, охорона навколишнього середовища та здоров'я людини, утилізація відходів», Міжнародній науково-практичній конференції, присвяченій Всесвітньому дню води (Київ – 2014), Щорічній науково-практичній конференції Луганського національного аграрного університету (Харків – 2015, 2016, 2017), Всеукраїнських наукових Таліївських читань (Харків – 2014), VI Всеукраїнському науковому семінарі «Методи підвищення ресурсу міських інженерних інфраструктур» (Харків – 2014), V Міжнародному конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів – 2018).

Публікації. За результатами дисертаційної роботи було опубліковано 39 наукових праць, з яких: 30 статей, зокрема 22 статті – у наукових фахових виданнях з переліку МОН України, 8 статей – у виданнях, що індексуються наукометричними базами даних та періодичними науковими виданнями інших держав, 9 тез доповідей у збірниках праць конференцій.

Структура і об'єм дисертації. Дисертаційна робота складається з вступу, 6 розділів, загальних висновків, списку використаних джерел з 277 найменувань на 31 сторінці і 2 додатків на 12 сторінках. Робота містить 38 рисунків, 88 таблиць, 2 з яких займають повністю сторінки. Загальний обсяг дисертаційної роботи становить 357 сторінок, з них основного тексту 285 сторінок.

РОЗДІЛ 1

АНАЛІЗ ЗАКОНОДАВЧОЇ ТА МЕТОДИЧНОЇ БАЗИ ЕКОЛОГІЧНОГО НОРМУВАННЯ СКИДІВ ЗВОРОТНИХ ВОД

1.1 Аналіз стану поверхневих вод в Україні

Згідно Конституції України, водні ресурси є національним багатством і їх використання, згідно до статті 95, регулюється виключно державним законодавством [4].

Рівень забезпеченості України водними ресурсами, в порівнянні з Європейськими країнами, є недостатнім. Ресурси річкового стоку України за рік становлять в середньому 87 млрд. м³ на рік. В маловодний рік цей показник зменшується до 56 млрд. м³ [20]. Практично всі річки України належать до басейнів Азовського та Чорного морів (і біля 4% – до Балтійського моря). Річкову мережу України складають понад 71000 річок загальною довжиною більше 170 тис. км. Її середня густота – 0,25 км/км². Водні ресурси України формуються, в основному, за рахунок стоку річок Дніпро, Дністер, Сіверський Донець, Південний Буг, Тиса, на яких побудовані водосховища. Питома забезпеченість річковим стоком в Україні – близько 1 тис. куб. м на особу в рік, що нижче в 2,5 рази ніж в Німеччині та Швеції, в 3,5 рази ніж у Франції та у 5 разів ніж в Англії [20].

Аналіз якості поверхневих вод був зроблений на підставі офіційної інформації Мінекоресурсів [21], та результатів досліджень Науково-дослідної установи «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» (УКРНДІЕП) [22, 23]. Аналіз здійснювався виходячи із встановлених нормативів якості поверхневих вод для водних об'єктів рибогосподарської [24, 25] та культурно-побутової категорії водокористування [26], а також відповідно до Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями [27]. Були розглянуті головні річкові басейни України: Західного Буга, Дунаю, Дністра, Дніпра, Південного Буга,

Сіверського Дінця, а також групи приазовських і кримських річок. Для річок басейну Дунаю характерне перевищення вмісту заліза загального, цинку, а також перевищення необхідних норм якості по органічних речовинах. В табл. 1.1 наведені данні стосовно максимальних перевищень ГДК обох категорій водокористування в річках басейну за даними багаторічних спостережень.

Таблиця 1.1 – Дані по перевищенню ГДК речовин в річках басейну р. Дунай

Показник якості води	Кратність перевищення ГДК		Пункт контролю
	Рибогосподарська категорія	Культурно-побутова категорія	
БСК ₅	5,1	7,7	р. Прут, м. Чернівці, нижче скиду очисних споруд
Азот амонійний	13,4	6,7	р. Прут, с. Тарасівці
Азот нітритний	5,8	0,14	р. Прут, с. Магала
Залізо загальне	8,2	2,7	р. Тиса, м. Тячів
Цинк	2,8	0,03	р. Тиса, м. Чоп

Як видно з табл. 1.1, найбільше перевищення ГДК рибогосподарської категорії має місце за показником азот амонійний, за культурно-побутовою категорією – за показником БСК₅.

Згідно оцінці за екологічними критеріями [27], води басейну Дунаю у середньому характеризувалися як чисті (2 категорія), а за середніми з найгірших – як достатньо чисті.

Для річок басейнів Західного Буга і Сян характерне перевищення вмісту органічних речовинах, а також нафтопродуктів. В табл. 1.2 наведені данні стосовно максимальних перевищень ГДК обох категорій водокористування в річках басейну за даними багаторічних спостережень.

Таблиця 1.2 – Дані по перевищенню ГДК речовин в річках басейнів Західного Буга і Сян

Показник якості води	Кратність перевищення ГДК		Пункт контролю
	Рибогосподарська категорія	Культурно-побутова категорія	
БСК ₅	5,1	5,6	р. Полтава, м. Львів
ХСК	2,22	3,7	р. Полтава, м. Львів
Азот амонійний	5	2,5	р. Гапа, м. Любомиль
Азот нітритний	6,2	0,15	р. Полтава, м. Львів
Залізо загальне	5,2	1,7	р. Полтава, м. Львів
Нафтопродукти	6	1,00	р. Вирва, м. Добромиль

Як видно з табл. 1.2, найбільше перевищення ГДК рибогосподарської категорії має місце за показником азот нітритний, за культурно-побутовою категорією – за показником БСК₅.

Згідно оцінці за екологічними критеріями, води річок басейнів Західного Буга і Сян у середньому характеризувалися як чисті та досить чисті, а за середніми з найгірших – як слабо забруднені.

Для річок басейну Дністра характерне перевищення вмісту органічних речовинах, а також важких металів. В табл. 1.3 наведені данні стосовно максимальних перевищень ГДК обох категорій водокористування в річках басейну за даними багаторічних спостережень.

Таблиця 1.3 – Дані по перевищенню ГДК речовин в річках басейну Дністра

Показник якості води	Кратність перевищення ГДК		Пункт контролю
	Рибогосподарська категорія	Культурно-побутова категорія	
БСК ₅	36,08	24	р. Саджава, м. Долина
ХСК	1,86	3,1	р. Саджава, м. Долина
Азот амонійний	10,4	5,2	р. Кучурган, с. Степанівка
Азот нітритний	288,75	7	р. Саджава, м. Долина
Залізо загальне	44	14,7	р. Саджава, м. Долина
Цинк	10,3	0,10	р. Дністер, с. Окопи
Хром загальний	50	2,00	р. Дністер, с. Окопи
Нікель	4,5	0,45	р. Кучурган

Як видно з табл. 1.3, найбільше перевищення ГДК рибогосподарської категорії має місце за показником азот нітритний, за культурно-побутовою категорією – за показником БСК₅.

Згідно оцінці за екологічними критеріями, води басейну Дністра у середньому характеризувалися як чисті та достатньо чисті, а за середніми з найгірших – як слабо забруднені з переходом у достатньо чисті.

Для річок басейну Дніпро характерне перевищення вмісту металів, а також за сольовим складом. В табл. 1.4 наведені данні стосовно максимальних перевищень ГДК обох категорій водокористування в річках басейну за даними багаторічних спостережень.

Таблиця 1.4 – Дані по перевищенню ГДК речовин в річках басейну Дніпро

Показник якості води	Кратність перевищення ГДК		Пункт контролю
	Рибогосподарська категорія	Культурно-побутова категорія	
Хлориди	7,9	6,77	р. Інгулець, м Снігурівка
Сульфати	19,9	3,98	р. Вовча, м. Павлоград
Магній	6,7	13,40	р. Орілька, с. Артільне
Натрій	1,7	1,02	р. Хорол, с. Вишняки

Як видно з табл. 1.4, найбільше перевищення ГДК рибогосподарської категорії має місце за показником сульфати, за культурно-побутовою категорією – за показником магній.

Згідно оцінці за екологічними критеріями, води басейну Дніпро у середньому характеризувалися як достатньо чисті, а за середніми з найгірших – як слабо забруднені.

Для річок басейну Південний Буг характерне перевищення вмісту органічних речовин, а також за сольовим складом. В табл. 1.5 наведені данні стосовно максимальних перевищень ГДК обох категорій водокористування в річках басейну за даними багаторічних спостережень.

Як видно з табл. 1.5, найбільше перевищення ГДК рибогосподарської категорії та за культурно-побутовою категорією має місце за показником БСК₅.

Таблиця 1.5 – Дані по перевищенню ГДК речовин в річках басейну Південний Буг

Показник якості води	Кратність перевищення ГДК		Пункт контролю
	Рибогосподарська категорія	Культурно-побутова категорія	
Хлориди	1,4	1,2	р. Інгул, м. Миколаїв
Сульфати	9,7	1,9	р. Мертвовод, м Вознесенськ
БСК ₅	10,974	7,3	р. Південний Буг, м. Ладижин
Азот амонійний	8,4	4,2	р. Південний Буг, с. Копистин;
Азот нітритний	19,3	0,47	р. Південний Буг, 500 м нижче скиду ВКГ “Вінницяводоканал”

Згідно оцінці за екологічними критеріями, води басейну річці Південний Буг у середньому характеризувалися як достатньо чистих - слабо забруднених (між 3 і 4 категоріями), а за середніми характеризувалися з найгірших рівнів до помірно забруднених із переходом у брудні (5 категорія з переходом у 6).

Для річок басейну Сіверський Донець характерне перевищення вмісту органічних речовин та металів. В табл. 1.6 наведені данні стосовно максимальних перевищень ГДК обох категорій водокористування в річках басейну за даними багаторічних спостережень.

Таблиця 1.6 – Дані по перевищенню ГДК речовин в річках басейну Сіверський Донець

Показник якості води	Кратність перевищення ГДК		Пункт контролю
	Рибогосподарська категорія	Культурно-побутова категорія	
БСК ₅	2,71	1,8	р. Лопань, м. Харків
Фосфати	20	1,2	р. Лопань, м. Харків
Азот амонійний	4,4	2,2	р. Уди, с. Хорошево
Азот нітритний	12,8	0,31	р. Уди, с. Есхар

Як видно з табл. 1.6, найбільше перевищення ГДК рибогосподарської категорії має місце за показником фосфати, за культурно-побутовою категорією – за показником азот амонійний.

Згідно оцінці за екологічними критеріями, води басейну річці Сіверський Донець у середньому характеризувалися як слабо забруднені (4 категорія), а за середніми з найгірших рівнів як брудні - помірно забруднені (між 5 і 6 категоріями).

Для річок Криму також характерне перевищення вмісту органічних речовин та металів. В табл. 1.7 наведені данні стосовно максимальних перевищень ГДК обох категорій водокористування в річках Криму за даними багаторічних спостережень.

Як видно з табл. 1.7, найбільше перевищення ГДК рибогосподарської категорії має місце за показником азот амонійний, за культурно-побутовою категорією – також за показником азот амонійний.

Таблиця 1.7 – Данні по перевищенню ГДК речовин в річках Криму

Показник якості води	Кратність перевищення ГДК		Пункт контролю
	Рибогосподарська категорія	Культурно-побутова категорія	
БСК ₅	3,16	2,1	р. Кача, с. Вишневе
Азот амонійний	10	5	р. Балаклавка, гирло
Азот нітритний	5,3	0,13	р. Кача, гирло
Магній	2,4	1,9	р. Бельбек, с. Верхнє Садове
Кальний	1,8	–	р. Бельбек, с. Фронтове
Цинк	10	0,1	р. Чорна, м. Севастополь

Згідно оцінці за екологічними критеріями, води в річках Криму у середньому відносилися до чистих (2 категорія), а за середніми з найгірших рівнів до достатньо чистих – помірно забруднених (між 3 і 4 категоріями).

Для річок Приазов'я характерне перевищення вмісту органічних речовин та за сольовим складом. В табл. 1.8 наведені данні стосовно максимальних перевищень ГДК обох категорій водокористування в річках Приазов'я за даними багаторічних спостережень.

Як видно з табл. 1.8, найбільше перевищення ГДК рибогосподарської та культурно-побутовою категорій має місце за БСК₅.

Згідно оцінці за екологічними критеріями, річки Приазов'я за середніми рівнями показників можливо було охарактеризувати, як слабо забруднені (4 категорія), а за середніми з найгірших як брудні з переходом у помірно забруднені (6 категорія з переходом у 5).

Таблиця 1.8 – Данні по перевищенню ГДК речовин в річках Приазов'я

Показник якості води	Кратність перевищення ГДК		Пункт контролю
	Рибогосподарська категорія	Культурно-побутова категорія	
БСК ₅	11,43	7,6	р. Кальчик, м. Маріуполь
Азот амонійний	4	2	р. Кальчик, м. Маріуполь
Азот нітритний	6,4	0,16	р. Грузьська, с. Горбачово-Михайлівка
Хлориди	3,1	2,7	р. Кальміус, гирло
Сульфати	31	6,2	р. Кальчик, м. Маріуполь

Для річок Причорномор'я характерне перевищення вмісту органічних речовин, а також іноді заниженою концентрацією розчиненого кисню. В табл. 1.9 наведені данні стосовно максимальних перевищень ГДК обох категорій водокористування в річках Причорномор'я за даними багаторічних спостережень.

Таблиця 1.9 – Данні по перевищенню ГДК речовин в річках Причорномор'я

Показник якості води	Кратність перевищення ГДК		Пункт контролю
	Рибогосподарська категорія	Культурно-побутова категорія	
БСК ₅	8,12	5,4	р. Капль, с. Крутоярівка
ХСК	2,82	4,7	р. Хаджидер, с. Сергіївка
Азот амонійний	3,8	1,9	р. Чага, с. Петровка
Азот нітритний	18	0,44	р. Капль, с. Крутоярівка

Як видно з табл. 1.9, в річках Причорномор'я, як і в річках Приазов'я найбільше перевищення ГДК рибогосподарської та культурно-побутовою категорій має місце за БСК₅.

Згідно оцінці за екологічними критеріями, річки Причорномор'я за середніми рівнями показників можливо було охарактеризувати, як слабко-помірно забруднені (між 4 і 5 категоріями), а за середніми з найгірших як дуже брудні (7 категорія).

На рис. 1.1 наведена карта, що ілюструє забрудненість поверхневих вод за показником БСК₅ [28].

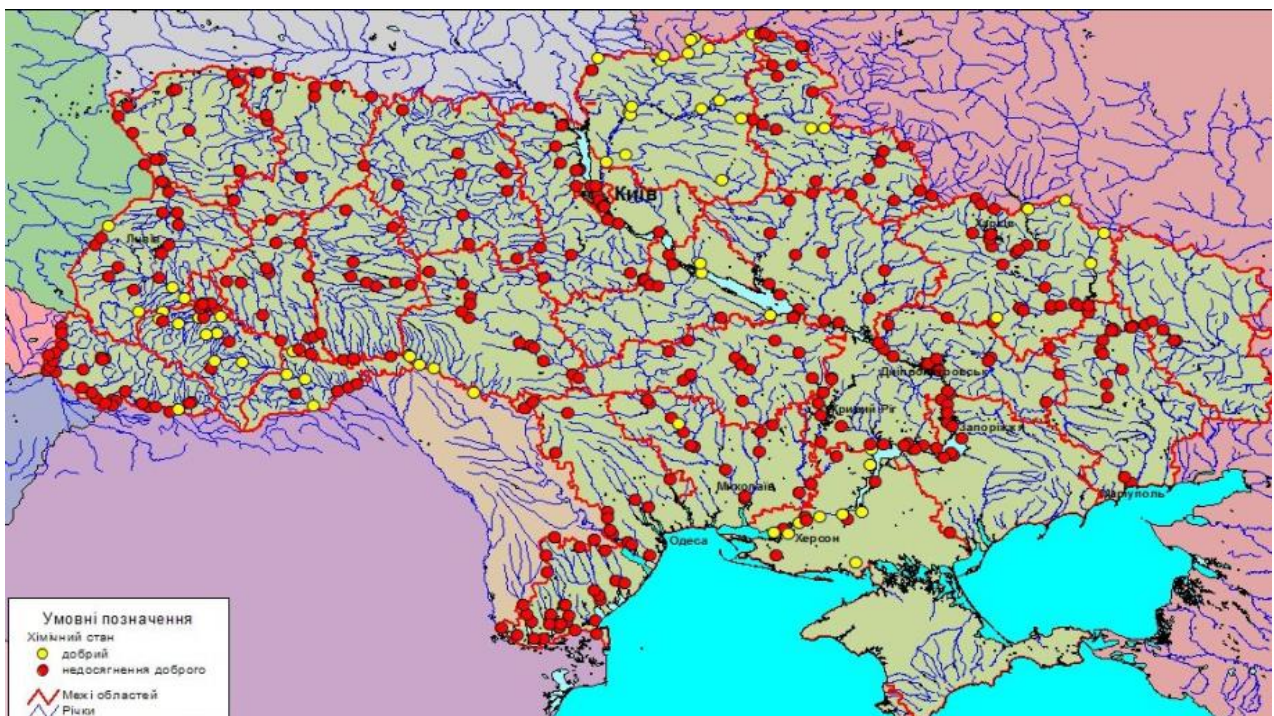


Рисунок 1.1 – Забрудненість поверхневих вод України за показником БСК₅

Як видно з рис. 1.1, для всій території України є характерним перевищення ГДК за показником БСК₅ в поверхневих водах. (Аналіз по тимчасово окупованій території Криму не проводився.)

Таким чином, басейнах основних рік України спостерігався високий рівень забруднення. Значне перевищення ГДК речовин має місце по наступними показниками: азот амонійний, нітрити, фосфати, БСК₅, ХСК,

нафтопродукти і важкі метали (залізо загальне, цинк, хром загальний і нікель). В такий спосіб діюча методична база нормування скидів забруднюючих речовин зі зворотними водами не забезпечує виконання нормативних вимог до якості поверхневих вод.

1.2 Загальні принципи управління водоохоронною діяльністю

1.2.1 Загальні принципи управління водоохоронною діяльністю в Україні

Проблема управління водними ресурсами (зокрема, поверхневими водами) є однією з найбільш важливих складових загального управління народним господарством.

Мета управління водокористуванням полягає в досягненні стійкої динамічної рівноваги в регіональних екосистемах, а також в досягненні визначеного на попередньому етапі заданого якісного стану поверхневих і морських вод [29-34]. При цьому нові ринково орієнтовані підходи в екополітиці вимагають послідовної зміни структури регіонального управління природокористуванням. Важливість проблеми реформування регіональних систем природокористування і природоохоронною діяльністю пояснюється посиленням процесів демонополізації, деконцентрації і децентралізації. Головним в цих процесах є процес демонополізації ухвалення управлінських рішень на державному і регіональному рівнях. Окрім ринкових чинників, що обумовлюють ці процеси, істотною обставиною є також різке зниження можливості держави одноосібно фінансувати природоохоронну діяльність [35-40].

Особливістю України в цьому плані є передусім низька забезпеченість (порівняно з європейськими країнами) водними ресурсами. На одного мешканця країни, згідно з даними, наведеними в роботі [36], доводиться 1 тис. м³ води в рік. Також для України характерна глибока диспропорція між

державними і регіональними структурами, невідповідність між природно-ресурсним і соціально-економічним потенціалом. На теперішній час істотним ускладненням в плані раціонального управління водними ресурсами України є бойові дії на сході країни, які обумовлюють пряме і непряме порушення довкілля.

Згідно робіт [36, 41], основні недоліки законодавчо-правової бази водоохоронної діяльності полягають в наступному:

- недосконалість організаційної структури управління охороною та використанням водних ресурсів, яка відображає наявність роз'єднаності та суперечливості інтересів різних відомств;
- недосконалість 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 екобезпекою);
- не досить ефективна система економічного механізму водокористування, складний механізм розрахунку платежів, низький рівень контролю звітності, складна система фінансування водоохоронних заходів;
- недосконалість системи моніторингу об'єктів довкілля і, як наслідок, недостатня повнота та достовірність екологічної інформації, необхідної для ефективного управління екологічною безпекою;
- недостатня розробленість механізму забезпечення гласності та участі широкої громадськості в процесі вироблення та прийняття рішень у галузі використання, охорони вод і контролю за виконанням цих рішень.

Суттєву роль у деградації водних об'єктів України мав водогосподарський підхід до використання водних ресурсів і регламентації антропогенного навантаження на водні об'єкти та їх водозбірні території. Ліміти водокористування, що побудовані на водогосподарських балансових розрахунках, не несли ніякої екологічної складової, що призводило до порушення здатності водних екосистем до самоочищення та саморегулювання, погіршення умов відтворення водних ресурсів.

Європейський вибір України вимагає узгодження водозахисного законодавства з аналогічним законодавством, прийнятим в європейському союзі. Зокрема, це відноситься до законодавства в частині нормування відведення зворотних вод в поверхневі водні об'єкти [42]. Згідно роботи [7], по всім річковим басейнам більш ніж в 60 % випадків має місце невідповідність якості води чинним санітарно-гігієнічним нормам.

При тому, згідно зі статтею 30 Водної Рамочної Директиви Directive 2000/60/EC [13], необхідно враховувати національні умови при розробці правових актів в сфері управління водними ресурсами та екологічною безпекою.

1.2.2 Загальні принципи управління водоохоронною діяльністю в країнах ЄС

Основна концепція водозахисної політики в країнах ЄС полягає в наступному [41-45]:

1. Політика повинна забезпечувати безперебійне постачання якісної питної води в достатній кількості.
2. Водні ресурси повинні бути придатними і достатніми, щоб задовольняти й інші господарські потреби – промисловості, сільського господарства, риборозведення, рекреації, транспорту та виробництва електроенергії.
3. Якість і кількість водних ресурсів разом із фізико-хімічною

структурою водного середовища повинні завжди, крім надзвичайних випадків, задовольняти вимогам охорони й підтримання доброго екологічного стану та стійкого функціонування водних і наземних екосистем (включаючи заболочені ділянки водних басейнів, місця мешкання диких тварин та інше). Повинні бути також створені надійні умови для охорони вод особливої якості або особливої важливості.

4. Використанням водних ресурсів необхідно ефективно керувати для того, щоб запобігати або знижувати несприятливий вплив повеней і мінімізувати вплив посухи.

Наведені напрямки стратегії можуть вступати в протиріччя між собою. Дане протиріччя потребує знайдення компромісного рішення в водоохоронній політиці та управління екологічною безпекою.

1.2.3 Загальні принципи управління водоохоронною діяльністю в США

Водоохоронна політика США суттєво не відрізняється від європейської. Однак має сенс визначення ще наступного:

- ризик для здоров'я населення, водного життя та дикої природи;
- ступінь інтересу та підтримки громадськості;
- рекреаційну, економічну та естетичну важливість конкретного водного об'єкта;
- стабільність або стійкість конкретного водного об'єкта як екосистеми;
- загальні потреби водоохоронних програм, наприклад, об'єми скидів стічних вод, які необхідні для дозволів і які незабаром переглядатимуться, або для дозволів для нових джерел забруднення, що розширюються, або незосереджене скидання для необхідних заходів.

Що стосується законодавства країн ЄС та США в галузі скиду зворотних вод, більш детальний огляд наведений в підрозд. 1.4 та 1.5 даної роботи.

1.3 Аналіз законодавчої і методологічної бази екологічного нормування скидів зворотних вод в Україні

Згідно ст.48 Водного Кодексу України, скиди зворотних вод у водні об'єкти є одним з видів спеціального водокористування [6], що вимагає спеціального дозволу.

Гранично допустимі скиди (ГДС) речовини – це маса речовини в зворотній воді, що є максимально припустимою для відведення у встановленому режимі даного пункту водного об'єкта за одиницю часу. Нормування скиду є однією зі складових більш загальної задачі – комплексного управління водними ресурсами [46, 47].

Суміжні завдання, які охоплює задача управління екологічною безпекою та контролю за використанням, охороною та відтворенням природної води, наступні [6, 44, 48]:

- забезпечення потреб населення і галузей економіки у водних ресурсах;
- ведення державного врахування водокористування та державного водного кадастру;
- здійснення моніторингу водних ресурсів (екологічного та гідрологічного);
- розробка і здійснення заходів по екологічному оздоровленню поверхневих вод;
- проектування, будівництво і експлуатація водогосподарських систем та об'єктів комплексного призначення;

- виконання заходів, пов'язаних з попередженням шкідливої дії вод і ліквідацію їх наслідків;
- виконання заходів щодо протипаводкового захисту населених пунктів та земель;
- управління режимами роботи водосховищ комплексного призначення та водогосподарських систем.

Гранично допустимі скиди забруднюючих речовин зі зворотними водами у водні об'єкти розробляються і затверджуються згідно ст. 33 Закону України "Про охорону навколишнього природного середовища" [49]. Крім того, необхідність встановлення ГДС диктується Правилами охорони поверхневих вод [50].

Нормативи ГДС речовин розробляються і затверджуються для діючих і проєктованих підприємств-водокористувачів, що здійснюють (або будуть здійснювати) скиди зворотних вод у водні об'єкти.

Для теплообмінних зворотних вод встановлення допустимого складу речовин здійснюється за прирощенням до фонові концентрації в водотоці-приймачу [51].

Контрольний створ, у якому повинні дотримувати санітарно-гігієнічні і рибогосподарські нормативи якості води, визначається в залежності від конкретних умов, але не нижче 500 метрів від місця скиду зворотних вод і не вище 1 км від найближчого за течією пункту водокористування (водозабору для господарсько-питного водопостачання, місця купання й організованого відпочинку, території населеного пункту, заповідної території) [52].

При скиду зворотних вод у межах населених пунктів ГДС встановлюється виходячи з перенесення нормативів якості води культурно-побутового водокористування безпосередньо на зворотні води з обов'язковою перевіркою якості води водоприймача відповідної категорії водокористування [52].

Витрата зворотних вод узгоджується водокористувачем з екологічними органами при одержанні дозволу на спеціально водокористування. Таким чином, задача встановлення ГДС зводиться до визначення допустимого складу ЗВ.

Суттєвою методологічною та законодавчою проблемою при оцінці якості поверхневих вод є їх природна фонова забрудненість. Згідно [52], якщо вона перевищує значення ГДК, то нормування скидів потрібно проводити, виходячи з мети досягнення в контрольних створах концентрацій забруднюючих речовин, що не перевищують природної забрудненості. Але дане законодавче положення залишається декларативним, оскільки відсутня достовірна довідкова інформація щодо фонові забрудненості поверхневих вод речовинами. В науковій літературі достатньо уваги приділено лише формуванню природному забрудненню завдяки донним відкладенням. Зокрема цієї проблемі були присвячені дослідження наукової дослідної установи «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» [53-55].

Вторинне забруднення водних об'єктів з боку донних опадів є однієї з найбільш актуальних проблем в галузі охорони поверхневих вод [56].

Під вторинним забрудненням розуміється процес переважного виходу забруднюючих речовин з донних опадів у воду внаслідок будь-якої зміни гідро-, літодинамічних, гідро- і геохімічних умов, що призводять до порушення квазірівновагового стану на розділі «вода – донні відкладення». До вторинного забруднення води варто підходити як до одного з видів шкідливого впливу на водне середовище, що призводить до забруднення води навіть під час відсутності зовнішніх джерел забруднення [56].

При цьому поглинання забруднюючих речовин донними опадами і зворотний вихід їх у воду визначається властивостями самих речовин, гідродинамічним режимом, співвідношеннями концентрацій забруднюючих речовин у воді і ґрунтах, буферними властивостями води і донних опадів,

величиною рН, окислювально-відновним потенціалом, швидкістю опадонакопичення, потужністю осадового шару і т.і. [57].

Відповідно до досліджень, приведеним у роботах [53-60], донні відкладення поверхневих водних об'єктів формуються у результаті наступних процесів:

- географічних;
- гідрологічних;
- фізико-хімічних;
- біологічних.

Відповідно до досліджень, наведених у роботі [60], якщо в донних відкладеннях вміст вуглеводнів (насамперед, нафтових) на рівні порядку 300-500 мг/кг, то порушення верхнього шару опадів є причиною течії фрагментів нафтопродуктів і утворення плівки на поверхні води [60].

Фізико-хімічний фактор вторинного забруднення води обумовлюється процесами деструкції органічної речовини і хімічного вилучення зв'язаних форм елементів, процесами десорбції обмінного комплексу металів і дифузії хімічних речовин з мулових вод [56, 57].

З точки зору системотехніки, донні опади є відкритою системою і має місце постійний масоенергетичний обмін із зовнішнім середовищем. При відсутності зовнішнього впливу цей процес у звичайних умовах протікає, як правило, за рахунок процесів молекулярної дифузії хімічних сполук у муловій воді.

Таким чином, процеси вторинного забруднення є одним з видів шкідливих впливів на водне середовище. В плані проведення нормування скидань зворотних вод дані процеси важливі як фактор, що впливає на фонове забруднення, що, у свою чергу, істотно впливає на остаточний результат розрахунку.

Для малих річок істотним фактором формування фонової якості води є замулювання відкладення зважених і ваблених наносів у зрошувальних

каналах, водоймищах і інших водних об'єктах із застійною або повільно поточною водою.

Методичне забезпечення встановлення ГДС міститься в Методичних рекомендаціях [52]. Відповідно до цього документа, розрахунок повинен бути заснованим на рівномірному використанні асимілюючої здатності ВО між водокористувачами. При цьому дотримується принцип непогіршення сформованої якості води ВО, у силу якого встановлювані ГДС речовин повинні не перевищувати фактичні скиди (середні за останні 12 місяців з відрахуванням найбільшого і найменшого значень). Виключення допускається тільки для речовин, вміст яких може збільшуватися в процесі біологічного очищення стічних вод (наприклад, речовин азотної групи) [52].

Згідно п. 2.4 [52], якщо досягнення нормативів якості води в КС неможливо за причиною значного антропогенного забруднення ВО, то ГДС встановлюється виходячи з перенесення нормативних вимог до якості води ВО безпосередньо на зворотні води.

Крім того, встановлені величини ГДС речовин, незалежно від асимілюючої здатності водних об'єктів, повинні задовольняти типовим умовам водоочищення для відповідних категорій стічних вод [61].

Встановлені ГДС і відповідні їм допустимі концентрації речовин у зворотних водах, що діють на період, погоджений з органами Міністерства екології і природних ресурсів України, є основою для планування водоохоронних заходів. Діючі підприємства-водокористувачі, що скидають зворотні води з перевищенням встановлених ГДС речовин, зобов'язані в терміни, погоджені з органами Мінекобезпеки, забезпечити розробку планів заходів щодо досягнення ГДС. Зазначені плани в повному обсязі повинні бути забезпечені фінансовими, матеріально-технічними, трудовими й іншими ресурсами.

Список нормованих показників забруднення води наведений у Постанові КМУ № 1100 [62]. В Постанові наведений список речовин, обов'язкових для нормування у всіх випадках. До нього входять:

1. Розчинений кисень.
2. Завислі речовини.
3. Сульфати.
4. Хлориди.
5. Азот амонійний.
6. Нітрати.
7. Нітрити.
8. Фосфати.
9. Нафтопродукти.
10. БСК₅,
11. ХСК.

В першій редакції Постанови № 1100 до списку А входив також показник загальна мінералізація. Згідно Постанови КМУ №1091 від 13 грудня 2017 року [63], були внесені зміни до Постанови № 1100. Зокрема зі списку А була виключена загальна мінералізація. Але це є один з найважливіших інтегральних показників якості води і тому потрібен бути механізм нормування складу ЗВ за цим показником. Крім того, в першій редакції Постанови № 1100 містилися також списки речовин Б і В (відповідно: список речовин, скиди яких може бути припинений найближчим часом, і які нормуються у випадку їхньої наявності в складі зворотних вод, та список речовин, скиди яких зменшується, і які нормуються у випадку їхньої наявності в складі зворотних вод).

Методичною базою розробки ГДС є Методичні рекомендації по розрахунку ГДС [52], що пропонує робити розрахунок допустимих концентрацій речовин виходячи з затверджених витрат ЗВ, гідрологічних і

гідрохімічних параметрів ВО, а також категорії водокористування (рибогосподарської, культурно-побутовою або господарсько-питній). Відповідно до діючих Методичних рекомендаціях [52], розрахунок допустимого вмісту речовин у стічних водах повинний проводитися за басейновим принципом. Даний принцип полягає в одночасному розрахунку ГДС для всіх розташованих на ділянці басейну річки випусків ЗВ.

Недотримання басейнового принципу розрахунку ГДС речовин припустимо у трьох випадках:

1) якщо у водному об'єкті – водоприймачу в районі випуску зворотних вод за рахунок впливу інших джерел забруднення, які не піддаються регулюванню в термін менше п'яти років, вичерпана вільна асимілююча спроможність по нормованих речовинах, що присутні в зворотних водах, які скидаються;

2) якщо випуск зворотних вод розташований у межах населеного пункту.

3) для розосереджених випусків зворотних вод, розташованих на великій відстані один від одного, у великі річки, водойми, коли забруднюючий вплив носить локальний, ізольований характер.

Як розрахункові ділянки, згідно [52], варто брати ділянки басейну в границях адміністративних областей.

Базовий підхід до розрахунку ГДС заснований на рівномірному використанні асимілюючої спроможності ВО між водокористувачами. Теоретичні основи даного підходу були закладені в роботах іноземних та відчизняних вчених: N.A. Jaworski, S.L. Klementson, J.C. Leibman, Г.О. Сухорукова, Є.В. Єрмоєнко, О.К. Кузіна, В.Р. Лозанського, М.С. Коваленка, С.В. Муравйова, В.Н. Кенса, Ю.І. Капаніної [64-69]. В цьому випадку розрахунок проводиться окремо по кожній забруднюючій речовині з урахуванням інтенсивності процесів самоочищення ВО, а також з

врахуванням властивих даному об'єктові природних (без антропогенного впливу) фонових концентрацій розглянутих речовин.

Додаткові обмеження на склад ЗВ накладають Правила охорони поверхневих вод [50], згідно яким для комунальних підприємств, що мають біологічні очисні спорудження, вихідні значення показників БСК₅, ХСК і завислих речовин не повинні перевищувати значення відповідно 15 мг/дм³, 80 мг/дм³ та 15 мг/дм³.

Процесам забруднення ВО протистоїть процес самоочищення, викликаний сукупністю гідродинамічних, біохімічних, хімічних і фізичних процесів, що приводять до зниження концентрації забруднюючих речовин до природного рівня. Даний процес описується експоненціальною залежністю і його інтенсивність залежить від біохімічних властивостей речовини і природного фонового забруднення ВО. Як при самоочищенні, так і при трансформації речовини (коли має місце перетворення однієї речовини в іншу забруднюючу речовину), зменшення концентрації відбувається до природного рівня за експоненціальним законом:

$$C(t) = (C_0 - C_{np}) \cdot \exp(-kt) + C_{np}, \quad (1.1)$$

де C_0 , $C(t)$ – концентрація речовини відповідно в початковий момент і в момент часу t ;

C_{np} – природна концентрація речовини;

k – коефіцієнт неконсервативності речовини, що характеризує інтенсивність процесу самоочищення (або трансформації).

На рис. 1.2 наведена ілюстрація даної закономірності.

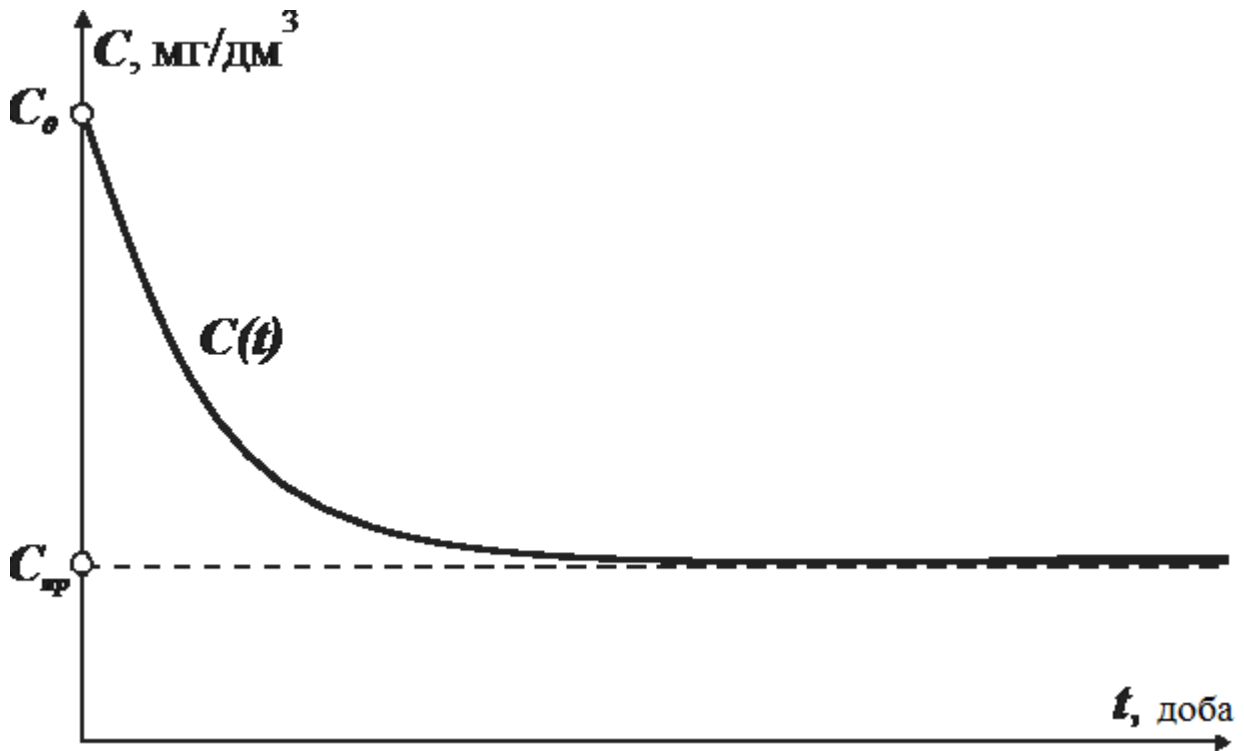


Рисунок 1.2 – Динаміка зменшення концентрації речовини у ВО внаслідок самоочищення

Для деякими показниками якості води (наприклад, мінералізацією) не відбувається процес самоочищення ($k = 0$). Такі речовини прийнято називати консервативними; в інших випадках речовини називаються неконсервативними.

Коефіцієнти неконсервативності визначаються за даними натурних спостережень або по довідковим даним, що наведені для температури води $T = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$ і швидкості течії $v = 0,2\text{ м/с}$. Перерахування коефіцієнта неконсервативності для довільних значень температури води і швидкості течії здійснюється за формулою [69-71]:

$$k = \alpha_T \alpha_v \cdot k_0, \quad (1.2)$$

де k_0 – довідковий коефіцієнт неконсервативності речовини;

α_T, α_v – виправлення відповідно на температуру і швидкість води, що розраховуються за формулами:

$$\alpha_T = \begin{cases} 1,047^{T-20}, & \text{якщо } T > 5^\circ \text{C}, \\ [1,12 \cdot (T+1)^{-0,038}]^{T-20}, & \text{якщо } T \leq 5^\circ \text{C}, \end{cases} \quad (1.3)$$

$$\alpha_v = \begin{cases} 1 & \text{якщо } v \geq 0,2 \text{ м/с}, \\ 4 \cdot v + 0,2 & \text{якщо } v < 0,2 \text{ м/с}. \end{cases} \quad (1.4)$$

Слід зазначити, що в різних літературних джерелах наведені різні формули. В даному випадку наведені формули, що рекомендуються в роботі [71].

Крім природної, є суттєвим також фонова забрудненість, що викликане антропогенними факторами. Методика оцінки сумарної забрудненості наведена в Тимчасових методичних вказівках по проведенню розрахунків фонових концентрацій хімічних речовин у воді водотоків [72].

Одним з головних недоліків існуючої методології (як базового підходу, так і оптимізаційного методу) є неможливість реалізації басейнового принципу за причиною великих розмірів розрахункових ділянок та нерівноправне положення підприємств, розташованих у нижній та верхній ділянках басейну [73, 74].

Крім того, базовий підхід до екологічного нормування скидів зворотних вод має наступні істотні недоліки [75-77]:

- не враховує можливе хімічне перетворення (трансформацію) у воді ВО однієї речовини в іншу забруднюючу речовину, у силу чого не може забезпечити неперевикнення гранично допустимої концентрації (ГДК) для речовин – продуктів трансформації.
- не забезпечує технологічно досяжний результат розрахунку ГДС, оскільки не враховує тієї обставини, що процес очищення впливає на склад зворотної води одночасно по декількох показниках, у силу чого вихідні концентрації забруднюючих речовин знаходяться в стохастичній або навіть функціональній залежності;

- алгоритм діє для одного контрольного створу;
- не передбачено нормування розчиненого кисню;
- непристосованість для випадку неповного розбавлення.

У ряді сучасних публікацій (наприклад, у роботах [78, 79]) висувалися пропозиції по удосконалюванню алгоритму розрахунку, однак принципові недоліки існуючого підходу (неврахування трансформації забруднюючих речовин і проблема отримання технологічно досяжного результату розрахунку) вирішені не були.

У силу наявності недоліків описаної схеми розрахунку, був розроблений оптимізаційний підхід до розрахунку ГДС, що враховує трансформацію забруднюючих речовин, а також забезпечує технологічно досяжний результат розрахунку. Теоретичні основи оптимізаційного підходу викладені в роботах Кухаря П.В., Зайцева І.Д., Сухорукова Г.О. та ін. [67, 80, 81]. В наступний час даний науковий напрямок частково трансформувався в задачу оптимізації водоохоронних заходів і програм [82].

Оптимізаційна задача з розрахунку ГДС має такий вигляд. Критерій оптимальності – мінімум сумарних приведених фінансових витрат на досягнення ГДС:

$$Z = \sum_{i=1}^m f(x^i) \longrightarrow \min \quad (1.5)$$

де f – наведені витрати i -го водокористувача на досягнення ГДС;

x^i – вектор змінних, що оптимізуються, – визначальні частини витрати стічних вод, що проходять за різними технологічними маршрутами їхнього очищення і використання;

m – кількість випусків ЗВ.

Обмеження оптимізаційної задачі наступні:

$$\begin{cases} C_{kj}^{KC} \leq C_j^{ГДК}, j = 1 \div n, k = 1 \div K; \\ C_j^i \leq V_j^i, j = 1 \div n, i = 1 \div m; \\ C_j^i \geq C_j^{ГДК}, j = 1 \div n, i = 1 \div m; \end{cases} \quad (1.6)$$

де k, K – відповідно індекс та кількість контрольних створів;

i, m – відповідно індекс та кількість випусків ЗВ;

j, n – відповідно індекс та кількість розглянутих у задачі забруднюючих речовин;

V_j^i, C_j^i , – відповідно фактичні та розрахункові допустимі концентрації речовини j у ЗВ випуску i , мг/дм³;

C_{kj}^{KC} – концентрації речовини j у КС, мг/дм³;

$C_j^{ГДК}$ – ГДК речовини j , мг/дм³.

Економічна модель комплексу очисних споруд може бути записана в спрощеному вигляді:

$$f_i(x_i) = q_i^r \sum_{r=1}^R d_{ir}^0 \cdot x_{ir} \quad (1.7)$$

де i – індекс випуску зворотних вод;

r – індекс технологічного маршруту;

x – частина витрати зворотної води випуску i , що проходить по маршруті очищення r ;

d – питомі витрати коштів на водоочищення, грн/м³.

Також може бути розглянута більш складна економічна модель при наявності даних про залежності витрат на водоохоронні заходи від витрати зворотних вод:

$$f_i(x_i) = \sum_{r=1}^R \sum_{j \in J_{ir}} D_{ij}^0 (q_i^c \sum_{\mu \in M_{ij}} X_{i\mu})^{\alpha_{ij}^0} X_{ir}, \quad (1.8)$$

де D, α – параметри моделі.

Концентрація забруднюючої речовини у ЗВ на виході з ОС буде визначатися за формулою

$$C_j^i = \sum_r^{R_i} x_r^i \cdot C_{rj}^i, \quad (1.9)$$

де R_i – кількість технологічних маршрутів очищення ЗВ у i -го водокористувача;

C_{rj}^i – концентрація речовини після проходження r -го технологічного маршруту очищення, мг/дм³.

Розрахункова модель якості води в контрольному створі у випадку повного розбавлення може бути представлена наступною рекурентною формулою:

$$C^{KC} = \frac{\sum_i^m A^i \cdot X^i + A^0 \cdot C^0}{Q}, \quad (1.10)$$

де X^i , C^0 – вектори концентрацій речовин відповідно у зворотних водах та вищерозташованим КС, мг/дм³;

Q – витрата води річки в розглянутому КС, м³/с;

A^i , A^0 – матриці трансформації речовин, що надходять у ВО зі ЗВ та з вищерозташованого КС.

У випадку розглядання діючих ОС описаний підхід по суті зводиться до оптимального управління комплексом ОС. Однак реалізації такого підходу перешкоджає та обставина, що режим роботи ОС диктується їхніми характеристиками, закладеними на етапі проектування. Крім того, якщо очисні спорудження підприємства не виправдано малоефективні, то відсутній алгоритмічний механізм призначення більш жорстких вимог до складу зворотних вод і тим самим примушення підприємства до удосконалення систем очищення.

Зазначений підхід дозволяє крім діючих на підприємстві ОС розглядати також і інші варіанти очищення. В цьому випадку задача реконструкції оптимальних схем очищення для підприємств, розташованих на розглянутій ділянці басейну річки, може розглядатися як задача, що попереджує складанню технічного завдання (ТЗ) для реконструкції і

модернізації ОС. Однак, застосування такого підходу у цьому випадку також виявляється неможливим з цієї причини, що моделі (1.8) і (1.9) враховують тільки експлуатаційні витрати і не враховують капітальних витрат на реалізацію запропонованої (на основі розв'язання оптимізаційної задачі) схеми очищення.

Крім того, при розгляді всього кола можливих способів очищення ЗВ вартісні параметри оптимізаційної задачі d , D і α при відсутності готового проекту реконструкції і модернізації ОС можуть бути невідомі. Це пояснюється тим, що для складання будівельного проекту необхідно враховувати задану величину концентрації речовин на виході з ОС. А вихідні концентрації забруднюючих речовин, у свою чергу, можуть бути розраховані за формулою (1.10) тільки за результатами розв'язання оптимізаційної задачі. Таким чином, виходить «замкнуте коло» [75, 83-85].

Таким чином недоліки існуючого оптимізаційного підходу до розв'язання задачі екологічного нормування скидів ЗВ наступні:

- 1) дуже великий розмір ділянок басейну, для якого виконується розрахунок (у границях адміністративної області), що робить розрахунок малонадійним та перешкождає одночасному розрахунку ГДС для усіх водокористувачів;
- 2) нерівноправне положення підприємств, розташованих у нижній та верхній ділянках басейну;
- 3) неврахування капітальних витрат на водоохоронні заходи;
- 4) неможливість використання бальної системи нормування якості річкової води;
- 5) неврахування технологічних особливостей очищення СВ;
- 6) складність практичного застосування моделей (1.8) і (1.9) для випадку неповного розбавлення;
- 7) неврахування особливостей скиду теплообмінних ЗВ, для який не раціонально розробляти системи очищення.

Таким чином, оптимізаційна задача розрахунку ГДС за критерієм мінімуму витрат на водоочищення у загальному випадку не може бути використана для практичних розрахунків. Задача вимагає ускладнення у вищевідзначених аспектах.

1.4 Аналіз законодавчої і методологічної бази екологічного нормування скидів зворотних вод у пострадянських країнах

У Російській Федерації (РФ) аналогом ГДС є нормативів допустимих скидів (НДС). Методичною базою розрахунку допустимих скидів є Методика розробки нормативів допустимих скидань речовин і мікроорганізмів у водні об'єкти для водокористувачів [86]. Її специфікою є «недовантаження» водного об'єкта. Згідно п.21 даної Методики, сума НДС на ділянці повинна не перевищувати 80 % від нормативу допустимого впливу по приносу хімічної речовини для водокористувачів, що мають керовані і потенційно керовані джерела забруднення.

Однак дане положення суперечить 4-му розділові Методики, у якому наведений алгоритм розрахунку НДС. Відповідно до алгоритму, що являє собою розв'язання оптимізаційної задачі (аналогічної задачі, яка викладена в радянській методиці і діючої на теперішній час української (див. п. 1.3), допустимий склад ЗВ забезпечує лише неперевищення ГДК у контрольному створі (а не 80 % ГДК). Таким чином, принцип неповного антропогенного навантаження на ВО, проголошений у п.21 російської Методики розробки нормативів, є декларативним і суперечить іншій частині Методики.

Крім того, особливістю російської Методики є помісячний розрахунок НДС.

Порядок встановлення нормативів допустимих скидів хімічних і інших речовин у складі зворотних вод [87], що діє в Республіці Беларусь, назначує технологічні нормативи для речовин, по яких здійснюється очищення на

біологічних очисних спорудах: ХСК, БСК₅, завислі речовини, речовини азотної групи і фосфор. Для міських стічних вод допустимі концентрації даних речовин встановлюються виходячи з показників ступеня видалення цих речовин у процесі біологічного очищення. Для інших речовин допустимі концентрації розраховуються виходячи з необхідності досягнення необхідної якості річкової води в контрольному створі.

При відведенні виробничих стічних вод допустимі концентрації по ряду речовин встановлюються по галузях виробництва (перелік речовин залежить від галузі) виходячи з показників ступеня очищення даних речовин. Для інших речовин, що входять до складу виробничих ЗВ, допустимі концентрації розраховуються виходячи з необхідності досягнення необхідної якості річкової води в контрольному створі.

1.5 Аналіз законодавчої і методологічної бази екологічного нормування скидів зворотних вод у країнах ЄС та США

У цьому підрозділі при аналізі законодавчої і методичної бази нормування водовідведення в країнах ЄС і США були використані, зокрема, результати досліджень, здійснених Науково-дослідною установою (НДУ) Український науково-дослідний інститут екологічних проблем (УКРНДІЕП) у рамках робіт [25, 89, 90].

Аналогами нормативів ГДС у США і країнах ЄС є відповідно TMDL (Total Maximum Daily Loads) – максимальне добове навантаження на ВО – і ELV (Emission Limit Values) – допустимі величини емісії забруднюючих речовин [90-95].

Базові принципи управління водними ресурсами в країнах ЄС викладені в Директивах 2000/60/ЄС (Водна Рамкова Директива) [13] і Directive 2008/105/EC [96].

Управління екологічною політикою в Європі в галузі водних ресурсів має за мету сталий розвиток і базується на наведених взаємозалежних принципах [96, 97]:

1. Принцип оборотності. Необхідність модифікації водного господарства з оборотними наслідками.
2. Принцип компенсації збитків за рахунок винного. Вартість збитків за забруднення та вартість використання ресурсами оплачує винний в збитках.
3. Принцип збереження навколишнього середовища. Необхідність запобігання заходів, що несуть ризик екологічного ущербу.
4. Принцип інтеграції. Вода повинна використовуватися в господарській діяльності в гармонії з іншими складовими природного середовища. Політика в інших галузях господарства повинна включати водогосподарські вимоги.
5. Принцип регіональності. Необхідність охорони регіональних ресурсів та життєвого простору.
6. Принцип кооперації та участі. Водогосподарські рішення повинні адекватно враховувати всі інтереси. Необхідність підтримки самоорганізації та участі в водоохоронних заходах.
7. Принцип мінімальної витрати ресурсів. Необхідність неперервного зменшення прямої та непрямой витрати ресурсів та енергії у водному господарстві.
8. Принцип зменшення джерел забруднення. Викиди та скиди забруднюючих речовин доцільно ліквідувати на місці їх появи.
9. Принцип інтеграції заходів. Терміновий горизонт розгляду водогосподарських планів та рішень повинен відповідати терміновому горизонту їх дії.

Зазначені принципи пропонують напрямок для політики й економіки з урахуванням раціонального використання ресурсів та сталого розвитку держав [98, 99].

У європейських і американських центрах з високою концентрацією промисловості і населення в значній мірі переважає центральна каналізаційна система. Основна кількість стічних вод (у Німеччині – понад 99,5 % [97]) очищається на комунальних очисних спорудах. Тільки 0,5 % стічних вод обробляється на промислових установках.

Для різних видів стічних вод (у залежності від типу виробництва) встановлюються технічні стандарти відповідно до найкращих доступних технологій (ВАТ – best available techniques). Дані стандарти є обов'язковими гранично допустимими нормами. Як приклад, у табл. 1.10 наведені норми для складу стічних вод комунальних підприємств Німеччини [97].

Таблиця 1.10 – Мінімальні вимоги до складу комунальних СВ у Німеччині (мг/дм³)

Кількість мешканців	ХСК	БСК ₅	Азот амонійний	Азот загальний
< 1000	150	40	–	–
1000 ÷ 5000	110	25	–	–
5000 ÷ 10000	90	20	10	–
10000 ÷ 100000	90	20	10	18
> 100000	75	15	10	18

Як видно з табл. 1.10, допустимий склад комунальних стічних вод прямо залежить від чисельності абонентів.

Крім того, у воді водного об'єкта нижче за течією від скиду встановлюється контрольна точка (Checkpoint), у якій повинні дотримуватися затверджені стандарти якості навколишнього середовища (EQS – environmental quality standards) [101-103]. На ділянці річки від випуску до

Checkpoint знаходиться так називана зона змішання (mixing zone), у якій допускається перевищення стандартів якості природної води.

Загальна схема розташування випуску ЗВ і контрольної точки наведена на рис. 1.3.

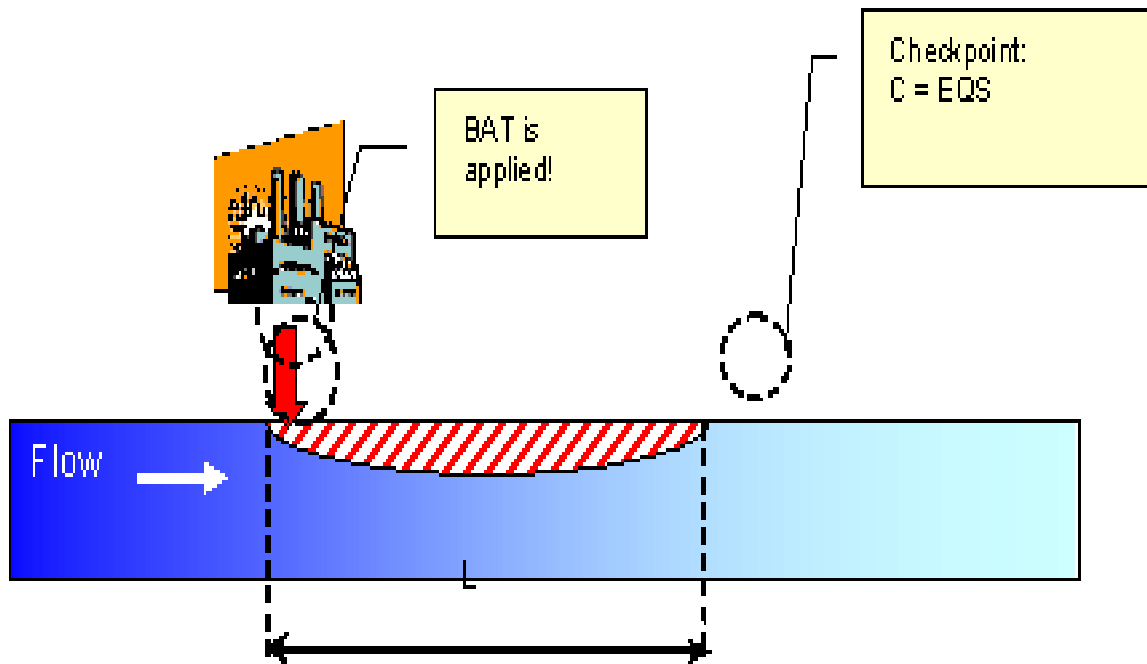


Рисунок 1.3 – Розташування випуску ЗВ і пункту контролю

ELV речовин встановлюються в два етапи. На першому етапі як допустимий склад СВ призначаються концентрації забруднюючих речовин виходячи з можливостей БАТ [25, 90, 103, 104]. На другому етапі розраховується якість води річки в контрольній точці (Checkpoint). В тому випадку, якщо якість природної води не задовольняє стандартам EQS, то для підприємства-водокористувача призначаються більш жорсткі нормативи на відведення ЗВ [105-107].

Для усіх річок довжина зони змішання приймається як найменша величина серед двох величин: десятикратного перевищення ширини і одного кілометра.

Аналогічний порядок встановлення нормативів на скид ЗВ прийнятий у США. Згідно до «Законі про чисту воду» (Clean Water Act) [25, 90, 108], основним принципом при встановленні нормативів є технологічні вимоги. Вони поділяються на наступні категорії:

- контроль існуючих джерел забруднення;
- контроль за технологічними умовами процесу очищення (технологічний контроль складу води, що надходять до міських очисних споруд, умов промислового обладнання підприємств, інших промислових джерел, скиди, яких надходять до очисних споруд і т.і.);
- аналіз типів очищення за різними показниками складу ЗВ.

«Закон про чисту воду», як і українське законодавство, передбачає розробку плану водоохоронних заходів, а також встановлення часового періоду для досягнення нормативу скиду речовин із зворотними водами.

Відповідно до «Закону про чисту воду», нормативи скиду речовин встановлюються згідно до загальних максимальних добових навантажень (Total Maximum Daily Loads, TMDLs) [106] з урахуванням сезонних змін. TMDLs – це розрахована загальна максимальна добова маса речовин, яка може потрапити до водного об'єкта при збереженні стандартів якості води, а також розподіл цієї маси між джерелами забруднення. Розрахунок TMDLs повинен відповідати рівню безпеки водного об'єкта, враховувати сезонні зміни якості його води та можливості зростання антропогенного навантаження у майбутньому. TMDLs визначається як сума індивідуальних навантажень речовин від точкових джерел забруднення (wasteload allocation - WLA), розподілених (дифузних) джерел (load allocation - LAs), навантаження, яке відповідає певному рівню безпеки (margin of safety - MOS), та навантаженню, яке враховує можливість зростання антропогенного навантаження в майбутньому (future growth, FG):

$$TMDLSs = WLA_s + Las + MOS + FG, \quad (1.11)$$

де *WLA* (wasteload allocation) – сума індивідуальних навантажень речовин від точкових джерел забруднення;

Las (load allocation) – сума розподілених (дифузних) джерел забруднення;

MOS (margin of safety) – навантаження, яке відповідає певному рівню безпеки;

FG – навантаженню, яке враховує можливість зростання антропогенного навантаження в майбутньому.

Таким чином порядок встановлення нормативів, що прийнятий у США, суттєво не відрізняється від європейського. Для розрахунків допустимого складу зворотних вод та якості річкової води використовують наступні програмні продукти: DYNTOX [110] (динамічна, одновимірна модель для розрахунків концентрацій металів), EXAMS-II [111] (стаціонарна модель для розрахунків концентрацій органічних речовин), WASP4 [112] (стаціонарна модель для розрахунків концентрацій органічних речовин та металів), HSPF [113] (динамічна одновимірна модель для розрахунків концентрацій органічних речовин та металів), SARAH2 [114] (динамічна, двовимірна модель для розрахунків концентрацій органічних речовин).

Головним органом охорони водного середовища в США є Агенція з охорони довкілля (EPA – Environmental Protection Agency) на підставі створення федеральних програм та програм охорони довкілля штатів. Створення та впровадження програм щодо якості поверхневих вод здійснюється у вісім етапів [115]:

1. Визначається рівень захисту водного об'єкта згідно виду водокористування. При цьому проводиться науковий аналіз даних щодо якості води водного об'єкта та складаються посібники щодо критеріїв якості води водного об'єкта та їх числових значень.
2. Здійснюється фактична оцінка якості води водного об'єкта шляхом аналізу існуючих даних та відбором нових проб води.

3. Визначаються пріоритети для подальшого дослідження, які включають ранжування якості вод та розробку водоохоронних заходів щодо водних об'єктів, яким заподіюється найбільша шкода.
4. Фактична якість води водного об'єкта порівнюється з його нормативною якістю і робиться висновок щодо підтвердження встановленої раніше нормативної якості води.
5. Встановлюються нормативи скидів забруднюючих речовин та визначається відповідальність щодо контролю за цими скидами. На цьому етапі виконується моделювання якості води водного об'єкта за допомогою математичних моделей та комп'ютерних розрахунків.
6. Здійснюється встановлення допустимих скидів забруднюючих речовин шляхом нормативних обмежень на зазначені скиди. Для кожного штату скиди з випусків зворотних вод узгоджуються з ЕРА при видачі відповідних ліцензій за національною системою зменшення скидів забруднюючих речовин (National Pollutant Discharge Elimination System - NPDES). Для дифузних джерел забруднення також розробляються програми зменшення відповідних скидів речовин.
7. Здійснюється моніторинг скидів забруднюючих речовин до водних об'єктів та контроль якості води у водних об'єктах.
8. Фактична якість води водних об'єктів порівнюється з відповідними встановленими нормативами якості і робляться висновки щодо результатів здійснення відповідних водоохоронних заходів. Згідно "Закону про чисту воду", така процедура виконується не менше одного разу на три роки.

Особиста увага в європейській водоохоронній політиці стосується трансграничних річок [116-127]. Основні положення в цьому плані були закладені у вигляді керівних принципів робочої групи ООН по моніторингу і оцінці трансграничних річок ще в 1997-2000 рр. Були розроблені стратегії

моніторингу і оцінки, що дозволяють відповідним чином готувати і здійснювати програми моніторингу з метою отримання необхідної інформації. Стратегії визначають підхід і критерії, які необхідні для належної структуризації програми моніторингу. Тому за їх допомогою передбачається відображати інформаційні потреби на рівні списку показників якості води та мереж станцій моніторингу. Після загальних рекомендацій, що стосуються цього, детальніше розглядаються такі питання, які пов'язані з річковими водами кількісні аспекти, функціонування екосистем, якість води, яка призначена для використання людиною, та навантаження забруднення зворотних (зокрема стічних) вод.

В плані потреби в комплексній оцінці сучасна концепція управління водогосподарською діяльністю передбачає, що управління водними ресурсами слід здійснювати, в міру можливості, комплексним чином на основі водозбірних площ з метою забезпечення тісного зв'язку між соціально-економічним розвитком і охороною природних екосистем, а також узгодження управління водними ресурсами із законодавчими заходами по регулюванню якості інших природних середовищ. Такий комплексний підхід застосовується на усій території водозбірної площі, незалежно від того, є вона трансграничною або ні, включаючи пов'язані з нею прибережні води, усю сукупність зони підживлення підземних вод або відповідні частини такого водозбору або зони підживлення підземних вод. (Протокол по проблемах води і здоров'я [116]). Такий комплексний підхід чинитиме свою дію на способи розробки стратегій моніторингу і здійснення оцінок. Важливо те, що закладені в керівних принципах екосистемного підходу до водогосподарської діяльності [117], полягає в наступному: водні екосистеми не є замкнутими екологічними системами; вони обмінюються матеріалами і енергією зі своїм оточенням. В зв'язку з цим існує необхідність істотно розширити рамки оцінки з метою вивчення зв'язків і взаємодії у рамках екосистеми. Завдання полягає в тому, щоб визначити абіотичні і біотичні чинники, а також ключові

зв'язки, які забезпечують цілісність екосистеми, і зберегти енергетичну, хімічну, фізичну і біологічну рівновагу у взаємозв'язаних екосистемах.

Існують керівні принципи моніторингу і оцінки трансграничних річок водозбірної площі і їх переміщення за її межі і внутрішні динамічні характеристики у рамках водозбірної площі. Слід також оцінити перенесення речовин з одного природного середовища в інше. Комплексний підхід передбачає також відмову від використання підходу, що застосовувався раніше, у рамках якого основна увага приділялася локальному забрудненню і ізольованому управлінню окремими компонентами екосистеми. Слід забезпечити облік глибокої дії, що робиться землевикористанням на пов'язані з водою якісні і кількісні аспекти. Крім того, слід оцінити такі чинники, як розширення масштабів і зміну характеру діяльності людини і відповідних місць існування, а також інші зміни уздовж водних об'єктів, які можуть чинити дію на водну екосистему.

У рамках комплексного підходу людині відводиться роль одного з центральних елементів ефективного функціонування усєї системи. Це означає визнання соціальних, економічних, технічних і політичних чинників, що впливають на те, яким чином людина використовує довкілля. Враховуючи кінцеву дію цих чинників на цілісність екосистеми слід проводити їх оцінку. Таким чином, оцінки повинні ґрунтуватися в максимально можливій мірі на комплексних критеріях з точки зору пов'язаних з водою кількісних і якісних аспектів, а також характеристик флори і фауни. Щоб забезпечити основу для таких оцінок, слід систематично аналізувати якість води, режими потоку і рівні води, місця існування, біологічні співтовариства, джерела і трансформацію речовин, а також баланси маси.

Комплексна оцінка за допомогою трьохкомпонентного підходу проводиться у рамках діяльності по обмеженню забруднення вод. Політика, що націлена на прогнозування, виявлення і обмеження навантаження відходів на водоприймачі річкового басейну, оцінку якості води в річкових басейнах і

забезпечення екологічного функціонування водних екосистем, вимагає інтеграції наступних елементів:

- а) фізико-хімічного аналізу води, зважених часток, відкладень і організмів;
- б) екотоксикологічної оцінки;
- в) біологічних обстежень.

Комбіноване використання біологічних обстежень, біологічного і хімічного аналізу розширює можливості для інтерпретації причинно-наслідкових зв'язків (наприклад, середовище вода/відкладення, джерела забруднення та наявність забруднюючих речовин в живих організмах). Цей підхід забезпечує також підвищення рівня економічної ефективності стратегій оцінки порівняно з підходом, що припускає, головним чином, моніторинг нестримно зростаючої кількості окремих хімічних речовин.

Керівні принципи моніторингу і оцінки трансграничних річок наступні. Виконуються поетапний підхід і підхід на основі принципу послідовних наближень. Оскільки оцінка якості довкілля служить різним цілям (наприклад, цілям сповіщення, контролю або прогнозування, а інформаційні потреби варіюються від визначення загальних показників до отримання надточних діагностичних даних, вибір параметрів і методів (наприклад, екотоксикологічних показників) також залежить від них. Рекомендується застосовувати поетапний підхід, який, в цілому, веде від загальних оцінок до точних. У кінці кожного етапу необхідно оцінювати достатність отриманої інформації. Такі стратегії поетапних випробувань можуть зрештою привести до зменшення сукупності інформаційних потреб при подальшому здійсненні програм моніторингу (рис. 1.4).

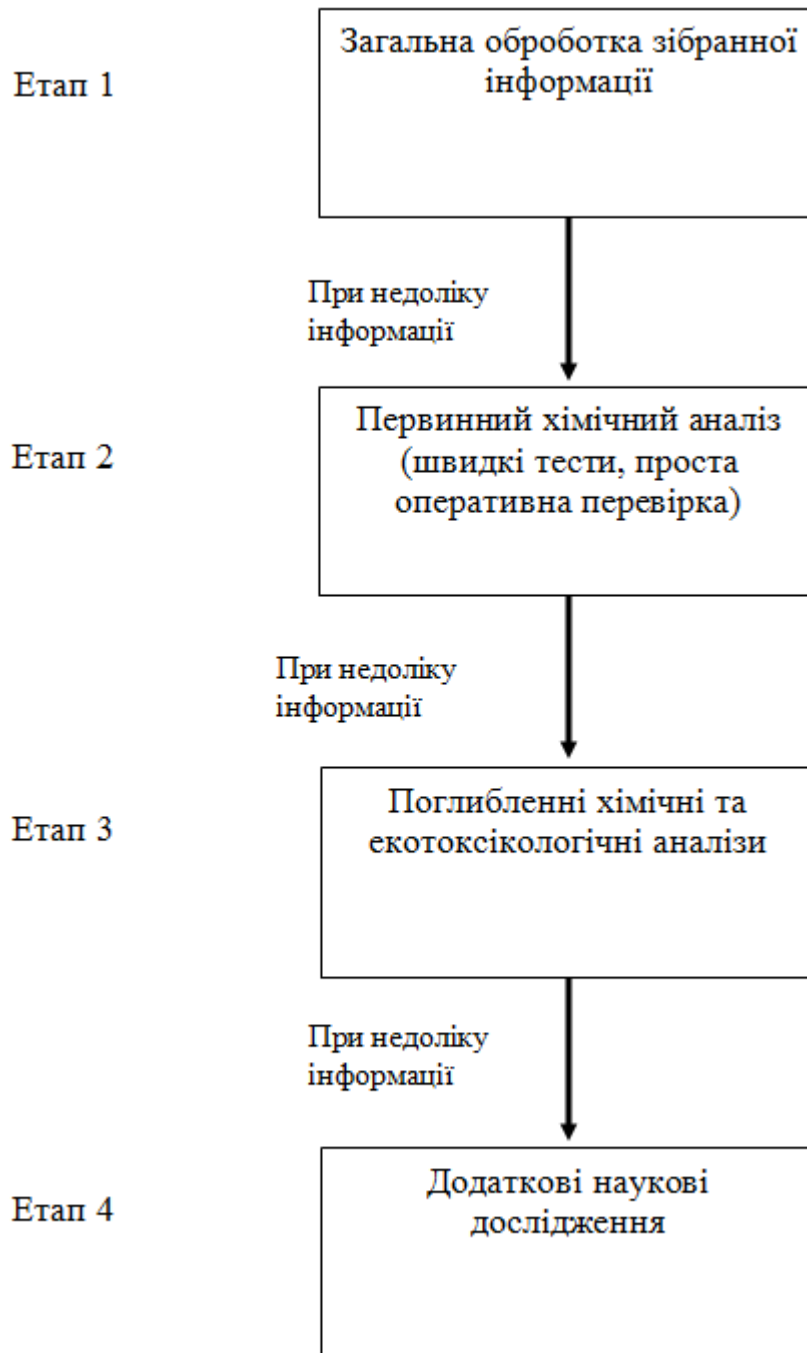


Рисунок 1.4 – Поетапна перевірка стратегії

Що стосується поетапної перевірки стратегій, в інтересах забезпечення економічної ефективності при організації діяльності в області моніторингу зазвичай рекомендується застосовувати підхід на основі принципу послідовних наближень від загального до окремого і від простого до

складного. Крім того, країнам, що розвиваються, або країнам з економікою перехідного періоду рекомендується при впровадженні нових стратегій моніторингу визначати черговість дій з поетапним переходом від трудомістких методів до технологічно складних операцій. У багатьох випадках цілком реально застосовувати підхід на основі принципу послідовних наближень через відсутність сумісних і надійних відповідних даних, а також зважаючи на відсутність адекватного початкового рівня, на основі якого можливо було б визначити досягнутий прогрес.

Оцінка ризику як засіб для визначення черговості дій при проведенні моніторингу. Оцінка ризику може значною мірою сприяти визначенню черговості дій в області моніторингу. Це ілюструється наступними двома прикладами:

а) Центральними аспектами діяльності по попередженню повеней є питання про те, який рівень безпеки може бути забезпечений при тих або інших витратах, а також поняття залишкового ризику, який має бути прийнятним для суспільства. Оцінка ризику (чи таке загальніше поняття, як облік чинників ризику повеней, який включає оцінку ризику, планування заходів по пом'якшенню наслідків повеней і їх здійснення) показуватиме, за якими гідрологічними, метеорологічними і іншими даними слід здійснювати контроль або спостереження.

б) Можливо припустити, що якості води на відносно невеликій водозбірній трансграничній площі в малонаселеному районі навряд чи погрожуватиме яка-небудь небезпека, тобто навряд чи існуватиме який-небудь ризик для здоров'я людини. Навпаки, якщо є звалища відходів або промислові підприємства, то може існувати навіть дуже велика небезпека для здоров'я людини або водних екосистем.

Таким чином, шляхом використання оцінки ризику влади можуть вирішувати питання про те, які заходи (чи їх елементи) стосовно моніторингу мають більш високий рівень пріоритетності. Це можливо було б визначити

кількісно або відбити за допомогою концепції очікуваного збитку, тобто встановити, які аспекти будуть упущені в тих випадках, коли буде недостатній об'єм інформації(в результаті відсутності моніторингу). Якими будуть втрати в тих випадках, коли з цієї причини прийматимуться неоптимальні рішення? Це ж питання може бути поставлене в процесі проектування або оптимізації системи моніторингу. Які наслідки для процесу ухвалення рішень виникатимуть в тих випадках, коли дані моніторингу відсутні або коли їх об'єм являється дуже обмеженим?

При розробці програми моніторингу трансграничних річок необхідно здійснювати оцінку екологічного ризику і вибір параметрів. В зв'язку з цим можуть бути підготовлені прогнози, що стосуються змісту в довкіллі хімічних речовин, які утворюються (чи будуть утворюватися) і надходити в річкові екосистеми.

Виходячи із співвідношення між прогнозованими рівнями концентрації і очікуваною шкідливою дією, ці хімічні речовини можуть включатися як параметри в програму моніторингу якості води. Проте зважаючи на обмеженість технічних і фінансових коштів не всі хімічні речовини можуть бути включені в число параметрів моніторингу. Результати оцінки ризику можуть бути використані для визначення міри пріоритетності конкретних забруднюючих речовин на основі їх фізико-хімічних властивостей і токсичності.

Оцінка ризику, що проводиться відносно як біологічних агентів, так і хімічних речовин, також сприятиме встановленню пріоритетів при створенні систем моніторингу аспектів, що стосуються здоров'я людини, або систем раннього попередження в цілому і, зокрема, при виборі відповідних параметрів моніторингу. Однак те, що ефективні системи доки ще не розроблені, вони включатимуть такі елементи, як встановлення небезпеки, залежність "доза - ефект", оцінка дії і опис характеристик екологічного ризику (як якісне, так і кількісне).

1.6 Порівняльний аналіз законодавчої і методологічної бази екологічного нормування скидів зворотних вод в Україні й інших країнах

Як видно з наведеного в п. 1.4 та 1.5, у всіх випадках за норматив скиду зворотних вод у ВО приймається маса забруднюючої речовини, що відводиться у ВО в одиницю часу.

Принциповою відмінністю підходів до нормування водовідведення, прийнятих в Україні і РФ, від європейського, північноамериканського і білоруського підходу полягає в тому, що в останньому випадку нормативи скидів призначаються виходячи із існуючої технології очищення ЗВ. І лише в тому випадку, якщо призначені таким способом допустимі скиди приводять до порушення необхідних норм якості води в контрольних точках, призначаються більш жорсткі вимоги до складу зворотних вод за хімічними і біологічними показниками.

Незважаючи на те, що технологічні нормативи – це традиційно європейський підхід, проте, ст. 13 Директиви 2000/60/ЄС вказує на те, що в різних країнах існують специфічні особливості, які необхідно враховувати, і що наприкінці вибір водоохоронної політики залишається за національними водоохоронними програмами.

У силу цього бачиться доцільним не змінювати основні принципи нормування, а удосконалити існуючі підходи до знаходження допустимих скидів, що забезпечують екологічну безпеку водовідведення. Аргументи на користь даної позиції наступні:

1. Україна є територіально найбільш великою державою Європи з істотними регіональними відмінностями як у природнокліматичному плані, так і в плані господарської діяльності. Ця обставина ускладнює управління екологічною безпекою і не дозволяє механічно копіювати водоохоронне законодавство інших країн [47].

2. Україна відноситься до найменш забезпечених водними ресурсами країн Європи.

3. Існуючий підхід до нормування діє в Україні з 1990 року (з моменту появи радянської Методики розрахунку ГДС) в цілому відповідає загальному водоохоронному законодавству [128].

4. В Україні має місце високий знос систем водоочищення, значна частина яких експлуатується ще з радянських часів, або з початку 1990-х років. Ця обставина робить актуальним оптимізаційний підхід до екологічного нормування скидання зворотних вод до поверхневих водних об'єктів [129].

5. Відсутність бази даних по сучасним способам очищення з економічними показниками.

Висновки, обґрунтування та конкретизація задач дослідження

1. В результаті аналізу наукової проблеми з'ясовано, що існуюча науково-методологічна база нормування скидів зворотних вод (в рамках управління водними ресурсами) не забезпечує екологічної безпеки водовідведення. Встановлено, що для здійснення нормування за басейновим принципом є необхідним поділення річкової системи на локальні ділянки, в границях яких повинне одночасне встановлення нормативів на допустимий скид забруднюючих речовин, що відводяться зі зворотними водами підприємствами-водокористувачами. При тому необхідна розробка методології встановлення регіональних басейнових нормативів якості поверхневих вод, які повинні враховуватися при розрахунках допустимих скидів і які забезпечать рівномірне антропогенне навантаження на річкову систему.

2. Для підвищення рівня екологічної безпеки науково-методологічної бази екологічного нормування скидів зворотних вод потребує удосконалення в

плані врахування ринкових відносин в Україні та сучасних європейських тенденцій в галузі охорони поверхневих вод. Є доцільним використання оптимізаційного підходу до розрахунку допустимих скидів за критерієм мінімізації коштів на водоочищення. При тому необхідно врахування капітальних витрат на будівництво і реконструкцію очисних споруд та можливість керування процесом очищення.

3. Проведений аналіз закономірностей потрапляння забруднюючих речовин зі зворотними водами до водних об'єктів дозволяє зробити висновок про те, що існуюча науково-методологічна база не враховує імовірнісних характер процесів водовідведення. Дана обстава потребує розробку методів нормування скидів шляхом оцінки екологічного ризику (перш за все – для підприємств підвищеної екологічної небезпеки), а також врахування можливої стохастичної залежності між концентраціями речовин на виході з очисних споруд.

4. Проведений аналіз впливу скидання зворотних вод на стан водоприймача за хімічними показниками якості природної води показав, що з метою підвищення рівня екологічної безпеки необхідно використання комплексних показників якості води та інтегральних показників стану водного об'єкта.

5. Проведений аналіз науково-методологічної бази оцінки якості поверхневих вод продемонстрував необхідність розробки оптимізаційного методу розрахунку допустимого скиду зворотних вод, що базується на бальної (індексної) системі показників якості води.

6. Проведений аналіз закономірностей скидання теплообмінних вод до водних об'єктів показав доцільність при екологічному нормуванні скиду цих вод проводити варіювання обсягом води, що скидається до водного об'єкту.

7. Аналіз математичних моделей, що використовуються в задачах нормування скиду зворотних вод, показав необхідність удосконалення матричної моделі послідовної трансформації речовин в воді водного об'єкта

та моделі формування якості води водотоку в зоні впливу скидання зворотних вод при малих кратностях розбавлення зворотних вод водою водного об'єкта.

Результати, викладені у розділі 1, опубліковані у роботах [8, 73-77, 85, 140, 217].

РОЗДІЛ 2

ОПТИМІЗАЦІЙНИЙ ПІДХІД ДО РОЗВ'ЯЗАННЯ ЗАДАЧІ ЕКОЛОГІЧНОГО НОРМУВАННЯ СКИДІВ ЗВОРОТНИХ ВОД

2.1 Загальний підхід до розв'язання задачі визначення оптимального складу зворотних вод від точкових джерел

2.1.1 Модель трансформації забруднюючих речовини з урахуванням природної фонові забрудненості

З метою забезпечення екологічної безпеки скидання забруднюючих речовин до річкової системи зі ЗВ підприємств необхідно враховувати хімічні і біохімічні перетворення речовин у водному об'єкті. (Для завислих речовин – механічне осідання.) Можливі чотири основних ситуації:

- відсутність яких-небудь процесів, що впливають на вміст речовини у природній воді (у такому випадку говорять, що забруднююча речовина «консервативна»);
- самоочищення речовини – перехід забруднюючої речовини у форму, що не розглядається як поллютант;
- послідовна трансформація речовин – односпрямований перехід (перетворення) одних забруднюючих речовин в інші речовини, які також розглядаються як забруднюючі (найбільш характерний приклад – послідовне перетворення азоту органічного в амонійний, нітритний і далі в нітратний) [130-132];
- взаємна трансформація, коли стає можливим зворотний процес – перетворення продукту трансформації у вихідну форму.

У першому випадку склад води водного об'єкта змінюється тільки під впливом надходження консервативних речовин у ВО від різних джерел. Розрахунок концентрації в цьому випадку виробляється по простій балансовій моделі.

Останній випадок може відбуватися при поглинанні мінеральних сполук азоту (нітрати, нітроти, амоній) рослинами. Вони засвоюються рослинами в процесі фотосинтезу і входять до складу тканин їхніх організмів, а якщо цими рослинами харчуються тварини, те і до складу тваринних організмів. Зворотний перехід азоту зі складних органічних сполук може відбуватися при біохімічному розпаді утримуючий азот органічних сполук. Однак це досить специфічна ситуація, і в даній роботі не розглядається [133].

Згідно досліджень, що наведені в роботах [52, 134], водним об'єктам властива природна фоновая якість води, яка обумовлена, у першу чергу, гідробіологічними і гідрогеологічними особливостями регіону, а в деяких випадках також тривалим неінтенсивним впливом антропогенних факторів, що важко піддаються регулюванню [52]. Природна (натуральна) якість води характеризується природними концентраціями речовин – тими концентраціями, що приблизно були б у ВО при припиненні господарської діяльності. Визначення природних концентрацій речовин у загальному випадку являє собою досить складну наукомістку задачу. Як наближені значення природних концентрацій, у задачах екологічного нормування можливо приймати середні значення концентрацій, обмірюваних на ділянках річок, які найменш зазнають антропогенний тиск. (Оскільки природна концентрація відображує в значній мірі специфіку місцевості, а не конкретного ВО, те оперувати можливо також даними, які отримані на прилеглих річках.)

Для показника $БСК_{повн}$ величину природної концентрації можливо прийняти по довідковим даним: для гірських річок – 0,6-0,8 мг/дм³; для рівнинних річок, що протікають по території, ґрунт якої містить малу

кількість органічних речовин – 1,7-2 мг/дм³; для річок болотного харчування або які протікають по території, з якої стікає підвищена кількість органічних речовин, – 2,3-2,5 мг/дм³ [52].

Як вказувалося у розд. 1, при самоочищенні і при трансформації речовини в іншу забруднюючу речовину, зменшення концентрації відбувається до природного рівня по експоненціальному закону. В табл. 2.1 наведені значення коефіцієнтів неконсервативності основних забруднюючих речовин.

Таблиця 2.1 – Коефіцієнти неконсервативності основних забруднюючих речовин

Речовина (показник)	Значення коефіцієнта неконсервативності, 1/доба
<i>I</i>	2
Завислі речовини	0,15
Мінералізація	0
БСКповн	0,23
БСК ₅	0,23
ХСК	0,15
СПАР	0,046
Азот амонійний	0,09
Залізо (загальне)	0,2
Мідь	0,3
Натрій	0
Нафтопродукти	0,044
Нікель	0,2
Нітрати	0,11
Нітрити	10,8
Свинець	0
Сульфати	0,1
Фосфати	0,03

Продовж. табл. 2.1

<i>1</i>	<i>2</i>
Хлориди	0
Хром 3+	0,2
Хром 6+	0,2
Цинк	0,3
Ціаніди	0,05
Фториди	0,05

Крім природної, існує також фонове забруднення, що викликане антропогенними факторами. Методика оцінки сумарної забрудненості наведена в Тимчасових методичних вказівках по проведенню розрахунків фонових концентрацій хімічних речовин у воді водотоків [78]. Однак вказана методика не містить інструмент для аналізу природи забруднення – природного чи антропогенного.

Трансформація речовин – дуже складний біохімічний процес і в загальному випадку для точного його опису необхідно проводити дослідницьку роботу з вивчення конкретного водного об'єкта. Проте, можливо побудувати менш точну, але при цьому універсальну модель, виходячи з двох умов:

- зниження концентрації здійснюється до рівня природної забрудненості;
- розглядається тільки лінійна складової залежності інтенсивності зміни концентрації речовини від початкової концентрації.

Для врахування самоочищення води в розрахунках ГДС прийнята модель (1.1) (дов. розд. 1).

Для послідовної трансформації в задачах екологічного нормування використовується наступна матрична модель [135]:

$$C(t) = A(t) \cdot C_0, \quad (2.1)$$

де t – час,

$C_0, C(t)$ – вектори концентрацій речовин відповідно в початковий момент і в момент часу t ;

$A(t)$ – матриця трансформації.

Елементи матриці A наступні:

$$\left\{ \begin{array}{l} a_{31} = \frac{n_1 n_2}{(n_2 - n_1) \cdot (n_3 - n_1)} \cdot [\exp(-n_1 t) - \exp(-n_3 t)] \\ a_{32} = \frac{n_2}{(n_3 - n_2)} \cdot [\exp(-n_2 t) - \exp(-n_3 t)] \\ a_{33} = \exp(-n_3 t) \\ a_{41} = \frac{n_1 n_2 n_3}{(n_2 - n_1) \cdot (n_3 - n_1)} \cdot \{ (n_4 - n_1) \cdot [\exp(-n_1 t) - \exp(-n_4 t)] - (n_4 - n_3) \cdot [\exp(-n_3 t) - \exp(-n_4 t)] \} \\ a_{42} = \frac{n_2 n_3}{n_3 - n_2} \cdot \{ (n_3 - n_4) \cdot [\exp(-n_3 t) - \exp(-n_4 t)] - (n_2 - n_4) \cdot [\exp(-n_2 t) - \exp(-n_4 t)] \} \\ a_{43} = n_2 (n_4 - n_3) \cdot [\exp(-n_3 t) - \exp(-n_4 t)] \\ a_{44} = \exp(-n_4 t) \end{array} \right. \quad (2.2)$$

де n_{ij} – коефіцієнти трансформації.

Оскільки реакція протікає в одному напрямку, то якщо речовини проіндексовані в послідовності, що відповідає їхньому хімічному перетворенню, матриця трансформації $A(t)$ є трикутною. Ненульові елементи матриці A (при розгляданні чотирьох речовин) у цьому випадку визначаються за формулами, наведеними у роботі [135]. (Є лінеарізований варіант моделі (2.2), що міститься в роботі [136]. Але в даній роботі більш зручний матричний вигляд.)

Однак наведена в зазначеній роботі модель, по-перше, ігнорує природну складову при розрахунку концентрацій речовин, по-друге, припускає перехід однієї речовини в інше «без втрат», тобто має місце дотримання повного

балансу маси. Остання обставина очевидна, наприклад, з точки зору кількості параметрів для знаходження концентрації k -го речовини. Як випливає з [135], за винятком першої речовини в ланцюжку, кількість параметрів дворазово перевершує індекс речовини. Тобто, наприклад, для 2-ї речовини враховуються два параметри: інтенсивність розпаду 1-ї речовини й інтенсивність розпаду 2-ї речовини, припускаючи, що 1-а речовина цілком переходить у 2-гу. Однак, у загальному випадку це не має місця, тому що можливі, по-перше, інші продукти розпаду, які не розглянуті в трансформаційному ланцюжку. По-друге, частина речовини може поглинатися водною біотою, по-третє, частина речовини може переходити в газоподібний стан і випаровуватися.

У силу наведених обставин, модель (2.2) необхідно доповнити вільною складовою [137-141]:

$$C(t) = A(t) \cdot C_0 + B, \quad (2.3)$$

де B – вектор, що характеризує природну складову при трансформації речовин.

Ідентифікація елементів матриці трансформації бачиться доцільним здійснювати наступним способом.

Динаміка концентрації 1-го речовини описується формулою (1.1), у силу чого маємо:

$$a_{11} = \exp(-k_1 t), \quad b_1 = C_{np1} \exp(-k_1 t), \quad (2.4)$$

де C_{np} – природна концентрація речовини.

Для ідентифікації елементів a_{21} , a_{22} і b_2 визначається залежність

$$C_2 = C_2(t). \quad (2.5)$$

Відповідно до прийнятих допущень і з урахуванням природного забруднення і втрат речовини у трансформаційній послідовності, можливо записати наступне рівняння:

$$dy_2 = -n_2 \cdot y_2 \cdot dt + p_1 \cdot y_1 \cdot dt, \quad (2.6)$$

де y_1, y_2 – відповідно перевищення природних фонових концентрацій обома речовинами;

p_1 – коефіцієнт переходу 1-ї речовини в другу.

З урахуванням залежності (2.1):

$$y(t) = (C_{01} - C_{np}) \cdot \exp(-k_1 t). \quad (2.7)$$

Таким чином, диференціальне рівняння, що описує динаміку концентрації 2-го речовини, наступне:

$$y_2' + n_2 y_2 = p_1 (C_{01} - C_{np}) \cdot \exp(-k_1 t). \quad (2.8)$$

Отримане рівняння – лінійне неоднорідне рівняння. Загальне його розв'язання являє собою суму загального розв'язання відповідного однорідного рівняння

$$y_2' + n_2 y_2 = 0 \quad (2.9)$$

і часткового розв'язання вихідного неоднорідного рівняння.

Нижче наведене розв'язання рівняння (2.9):

$$\frac{dy_2}{dt} = -n_2 y_2 \quad (2.10)$$

Інтегруючи обидві частини:

$$\ln \frac{y_2}{S} = -n_2 t \quad (2.11)$$

де S – постійна константа (більш звичне позначення C не використане, оскільки літерою C в даній роботі позначена концентрація речовини).

Розв'язуючі (2.11) відносно y_2 :

$$y_2 = S \cdot \exp(-n_1 t). \quad (2.12)$$

Для знаходження часткового розв'язання константа S розглядається як функція часу:

$$y_2 = S(t) \cdot \exp(-n_1 t). \quad (2.13)$$

Диференціюючи (2.12) і підставляючи результат у вихідне рівняння, одержуємо наступне рівняння:

$$S' = p_1 (C_{01} - C_{np}) \cdot \exp(k_2 t - k_1 t). \quad (2.14)$$

Розв'язання рівняння (2.13) наступне:

$$S = \frac{P_1}{n_2 - n_1} (C_{01} - C_{np}) \cdot \exp(-k_1 t) + S_1, \quad (2.15)$$

де S_1 – постійна константа.

Таким чином,

$$y_2 = \frac{P_1}{n_2 - n_1} (C_{01} - C_{np}) \cdot \exp(-k_1 t) + S_1 \cdot \exp(-k_2 t) \quad (2.16)$$

Підставляючи початкові умови $t = 0$, знаходимо S_1 :

$$S_1 = y(0) - \frac{P_1}{n_2 - n_1} (C_{01} - C_{np1}) = (C_{02} - C_{np2}) - \frac{P_1}{n_2 - n_1} (C_{01} - C_{np1}) \quad (2.17)$$

Остаточно шукана функція має вигляд:

$$y_2 = \frac{P_1}{n_2 - n_1} (C_{01} - C_{np1}) \cdot \exp(-k_1 t) + (C_{02} - C_{np2}) \cdot \exp(-k_2 t). \quad (2.18)$$

А залежність концентрації 2-го речовини, таким чином, буде наступною:

$$\begin{aligned} C_2(t) &= \frac{P_1}{n_2 - n_1} (C_{01} - C_{np1}) \cdot \exp(-k_1 t) + (C_{02} - C_{np2}) \cdot \exp(-k_2 t) + C_{np2} = \\ &= \frac{P_1}{n_2 - n_1} \cdot \exp(-k_1 t) \cdot C_{01} + \exp(-k_2 t) \cdot C_{02} + \\ &+ (C_{np2} - C_{np1} \cdot \exp(-k_1 t) - C_{np2} \cdot \exp(-k_2 t)) \end{aligned} \quad (2.19)$$

Таким чином, елементи другого рядка матриці трансформації і другий елемент вектора природної складової наступні:

$$a_{21} = \frac{P_1}{n_2 - n_1} \cdot \exp(-k_1 t) \cdot C_{01}, \quad a_{22} = \exp(-k_2 t), \quad (2.20)$$

$$b_2 = C_{np2} - C_{np1} \cdot \exp(-k_1 t) - C_{np2} \cdot \exp(-k_2 t). \quad (2.21)$$

Аналогічним шляхом знаходяться інші елементи матриці A і вектора B :

$$\left\{ \begin{array}{l}
a_{31} = \frac{P_1 P_2}{(n_2 - n_1) \cdot (n_3 - n_1)} \cdot [\exp(-k_1 t) - \exp(-k_3 t)] \\
a_{32} = \frac{P_2}{(n_3 - n_2)} \cdot [\exp(-k_2 t) - \exp(-k_3 t)] \\
a_{33} = \exp(-k_3 t) \\
b_3 = C_{np3} - C_{np1} \cdot \frac{P_1 P_2}{(n_2 - n_1) \cdot (n_3 - n_1)} \cdot [\exp(-k_1 t) - \exp(-k_3 t)] - \\
- C_{np2} \frac{P_2}{(n_3 - n_2)} \cdot [\exp(-k_2 t) - \exp(-k_3 t)] \\
a_{41} = \frac{P_1 P_2 P_3}{(n_2 - n_1) \cdot (n_3 - n_1)} \cdot \\
\cdot \{(n_4 - n_1) \cdot [\exp(-k_1 t) - \exp(-k_4 t)] - (n_4 - n_3) \cdot [\exp(-k_3 t) - \exp(-k_4 t)]\} \\
a_{42} = \frac{P_2 P_3}{n_3 - n_2} \cdot \\
\cdot \{(n_3 - n_4) \cdot [\exp(-k_3 t) - \exp(-k_4 t)] - (n_2 - n_4) \cdot [\exp(-k_2 t) - \exp(-k_4 t)]\} \\
a_{43} = p_2 (n_4 - n_3) \cdot [\exp(-k_3 t) - \exp(-k_4 t)] \\
a_{44} = \exp(-k_4 t) \\
b_4 = C_{np4} - a_{41} C_{np1} - a_{42} C_{np2} - a_{43} C_{np3} - a_{44} C_{np4}
\end{array} \right. \quad (2.22)$$

Ідентифікація параметрів матричної моделі може бути проведена методом найменших квадратів, який мінімізує суму квадратів відхилень

$$S_j = \sum_{i=1}^N (C_j - C_{ij})^2 \longrightarrow \min, \quad (2.23)$$

де j – індекс речовини;

C_j – розраховане по моделі значення концентрації j -го речовини;

C_{ij} – результат натурного виміру j -го речовини;

N – кількість вимірів.

Щодо значень коефіцієнтів трансформації, в першому приближенні можливо скористатися довідковими даними (табл. 2.2) та покласти відсутність втрат речовини (тобто $p_j = 0$).

Таблиця 2.2 – Значення коефіцієнтів трансформації речовин, що містять азот (в послідовності азот органічний – азот амонійний – азот нітритний – азот нітратний) [135]

Порядковий номер (згідно порядку трансформації)	Значення, 1/доба
1	0,05 – 0,23
2	0,027 – 0,21
3	1,9 – 4,32
4	0,11 – 0,17

Як видно з табл. 2.2, найбільш інтенсивним є процес переходу азоту нітритного в азот нітратний.

Удосконалена модель трансформації речовин азотної групи була перевірена на прикладі річки Південний Буг. Були використані ретроспективні данні, що були отримані в рамках НДР, проведеної науково-дослідною установою «Український інститут екологічних проблем» [142] по побудові балансових моделей. Органічний азот не розглядався, оскільки за даною речовиною не були проведені аналізи. Було взято відносно ненавантаженої ділянки річки: від м. Вінниця та впродовж 30 км нижче за течією. Проби річкової води для хімічних аналізів бралися з урахуванням переміщення води. В табл. 2.3 наведені данні замірів, що були зроблені в 2003 році.

При розрахунку прогнозних значень в контрольній точці (в 30 км нижче м. Вінниця) бралися наступні табличні коефіцієнти трансформації (нумерація обрана починаючи з азоту амонійного): $k_1 = 0,2$; $k_2 = 4,3$; $k_3 = 0,16$. Коефіцієнти переходу бралися наступні: $p_1 = 0,1$; $p_2 = k_2 = 4,3$.

Таблиця 2.3 – Концентрації речовин, що містять мінеральний азот, в р. Південний Буг безпосередньо нижче м. Вінниця, мг/дм³

Номер заміру	Азот амонійний	Нітрити	Нітрати
1	7,5	2,85	52
2	8,48	2,93	48
3	8,1	3,11	47
4	7,8	3,21	50
5	7,5	3,57	51
6	8,3	2,74	49
7	8,4	2,89	48
8	7,9	2,85	53
9	8	3,12	51
10	7,9	3,43	55

В табл. 2.4 наведені прогностні значення вмісту речовин та результати замірів.

Таблиця 2.4 – Прогностні та вимірні дані щодо концентрацій речовин, що містять мінеральний азот, в р. Південний Буг в 30 км нижче м. Вінниця

Номер заміру	Концентрація, мг/дм ³					
	Прогностні данні			Данні натурних спостережень		
	Азот амонійний	Нітрити	Нітрати	Азот амонійний	Нітрити	Нітрати
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>
1	4,3	0,1	44,15	4,6	0,101	47,76
2	4,83	0,114	41,91	5,15	0,11	41,26
3	4,63	0,108	41,34	4,68	0,1	40,35

продовж. табл. 2.4

1	2	3	4	5	6	7
4	4,46	0,104	43,2	4,53	0,101	44,7
5	4,3	0,142	44	4,22	0,133	44,3
6	4,74	0,111	42,37	4,54	0,12	42,1
7	4,79	0,112	41,87	4,93	0,115	42,02
8	4,52	0,106	44,84	4,43	0,104	41,29
9	4,57	0,107	43,8	4,78	0,105	42,1
10	4,52	0,106	46,45	4,08	0,114	47

Як видно з табл. 2.4, має місце добра узгодженість між прогнозними та реальними значеннями. Це підтверджується значенням коефіцієнту кореляції між прогнозними значеннями та результатами замірів. Для азоту амонійного, нітритів, нітратів коефіцієнту кореляції дорівнює відповідно 0,67, 0,86, 0,66. При тому критичне значення коефіцієнту кореляції для вибірки об'єму 10 елементів дорівнює 0,64.

Однак в деяких випадках може бути потреба та можливість визначення більш точних значень коефіцієнтів трансформації. До розв'язання задачі ідентифікації параметрів можливо підійти двома способами [143, 144]:

- 1) складанням і наступним розв'язанням системи рівнянь; кількість рівнянь визначається кількістю речовин у трансформаційному ланцюжку;
- 2) послідовним визначенням параметрів.

Оскільки перший спосіб більш громіздкий і припускає рівну кількість вимірів за всіма показниками, він бачиться в загальному випадку менш надійним.

Другий спосіб реалізується таким чином. В рівняння $C_1(t)$ входить один параметр k_1 , що оцінюється методом найменших квадратів по вибірці спостережень $\{t_i, C_{i1}\}^N$. Оскільки рівняння щодо шуканого параметра нелінійне, розв'язання рекомендується проводити чисельним методом. (Наприклад, вирішити можливо методом половинного розподілу [145].)

У рівняння $C_2(t)$ входять три параметри: k_1, k_2, p_1 . Але оскільки параметр k_1 вже визначений на попередньому кроці, то підлягають оцінці тільки

параметри k_2 і p_1 . Вони також оцінюються методом найменших квадратів по вибірці спостережень $\{t_i, C_{i2}\}^N$. Аналогічно визначаються всі наступні шукані параметри.

Реалізація методу найменших квадратів проводиться шляхом розв'язання системи рівнянь

$$\begin{cases} \frac{\partial S_j}{\partial k_j} = 0, \\ \frac{\partial S_j}{\partial p_{j-1}} = 0. \end{cases} \quad (2.24)$$

Оскільки система рівнянь нелінійна, вона не може бути розв'язана методами Кантора або Гауса. З найбільш розповсюджених чисельних методів розв'язання системи нелінійних рівнянь більш підручним бачиться ітераційний метод Ньютона-Канторовича, що стосовно до дійсної задачі полягає в наступному:

Розглядаються функції

$$\begin{cases} f_1 = \frac{\partial S_j}{\partial k_j} \\ f_2 = \frac{\partial S_j}{\partial p_{j-1}} \end{cases}, \quad (2.25)$$

Для зручності запису перепозначається шукана змінна:

$$x_1 = k_j, x_2 = p_{j-1}. \quad (2.26)$$

Визначається аналітичний вид елементів матриці Якобі $A = \{a_{ij}\}$

$$a_{ij} = \frac{\partial f_i}{\partial x_j}. \quad (2.27)$$

Визначається початкове наближення $x^0 = (x_1^0, x_2^0)$. Як варіант, при цьому можливо скористатися довідковими значеннями коефіцієнтів (наприклад, середніми значеннями наведених діапазонів).

Знаходиться наступне наближення, рівне

$$x^1 = x^0 + z, \quad (2.28)$$

де z – вектор, що є розв’язанням рівняння

$$A(x^0) \cdot z + f(x^0) = 0. \quad (2.29)$$

Аналогічно знаходяться наступні наближення. Процес продовжується доти, поки елементи вектора z не виявляться в границях допустимої погрішності.

Як зазначалося в розд. 1, важливим моментом є та обставина, що природне забруднення багато в чому формується завдяки донним відкладенням [55]. Але чисельно відокремити частку ЗР, що надходять саме від донних відкладень, практично неможливо. Тому природне фонове забруднення треба розглядати взагалі, з урахуванням як впливу донних відкладень, так і впливу водної рослинності (як вищої, так і нижчої), ґрунту, а також малоінтенсивних антропогенних факторів, що не підлягають управлінню.

2.1.2 Модель трансформації забруднюючих речовин при наявності декількох випусків

Для побудови загальної формули розрахунку впливу усіх випусків великої ділянки водотоку на нижній контрольний створ зручно скористатися методом математичної індукції. Метод математичної індукції полягає у наступному:

Ствердження $P(n)$, що залежить від натурального числа n , справедливо для будь-якого натурального n якщо:

1. $P(1)$ є достовірним твердженням;
2. $P(n)$ залишається справжнім твердженням, якщо n збільшити на одиницю, тобто $P(n+1)$ – справжнє твердження.

Таким чином метод математичної індукції припускає два етапи:

1. Етап перевірки: перевіряється, чи істинно вихідне ствердження $P(1)$?
2. Етап доказу: передбачається, що ствердження $P(n)$ справедлива, а також доводиться справедливість ствердження $P(n+1)$ (тобто n збільшено на одиницю).

Згідно до розрахунку концентрацій забруднюючих речовин у нижньому створі, необхідно знайти закономірність для ділянок водотоку з декількома КС, а потім дану закономірність підтвердити, збільшивши ділянку на одну ланку.

Найпростішим випадком при побудові моделі трансформації є випадок наявності одного, самого нижнього КС (рис. 2.1). При цьому для зручності математичного опису контрольні створи нумеруються знизу нагору впродовж водотоку.

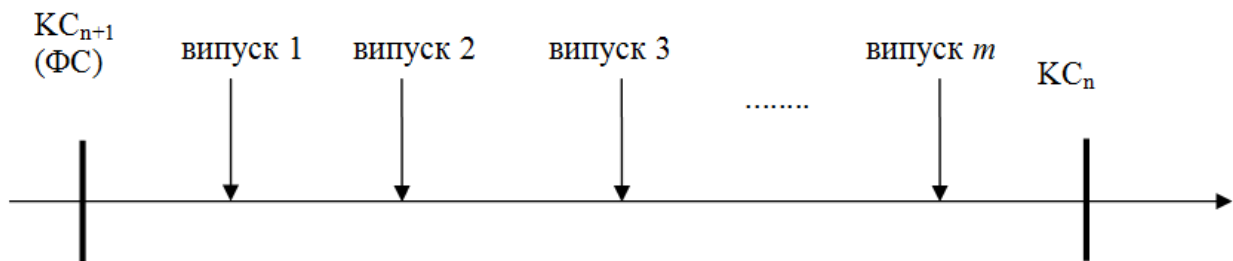


Рисунок 2.1 – Ділянка водотоку для одного КС

У розглянутому найпростішому випадку $n = 1$, а створ $КС_{n+1}$ буде фоновим.

Якщо змінною W_n позначити масу розглянутих речовин, що надходять до $КС_n$ від точкових джерел забруднення на ділянці між $КС_n$ і $КС_{n+1}$, то з урахуванням трансформації речовин дана маса буде визначатися в такий спосіб:

$$W_n = \sum_{j=1}^{M_n} q_j \cdot (A_j \cdot C_{j,cm} + B_j) \quad (2.30)$$

Тоді вектор концентрацій речовин у нижньому КС знаходиться по наступному балансовому рівнянню:

$$C_1 = \frac{Q_2 \cdot (A_2 \cdot C_2 + B_2) + W_1}{Q_1} \quad (2.31)$$

Аналогічно концентрація в 2-му КС дорівнює:

$$C_2 = \frac{Q_3 \cdot (A_3 \cdot C_3 + B_3) + W_2}{Q_2} \quad (2.32)$$

Підставляючи (2.32) у (2.31), маємо:

$$\begin{aligned} C_1 &= \frac{Q_2 \cdot (A_2 \cdot C_2 + B_2) + W_1}{Q_1} = \frac{Q_2 \cdot A_2 \cdot \frac{Q_3 \cdot A_3 \cdot C_3 + Q_3 \cdot B_3 + W_2}{Q_2} + Q_2 \cdot B_2 + W_1}{Q_1} = \\ &= \frac{A_2 \cdot \frac{Q_3 \cdot A_3 \cdot C_3 + Q_3 \cdot B_3 + W_2}{1} + Q_2 \cdot B_2 + W_1}{Q_1} = \\ &= \frac{Q_3 \cdot A_2 \cdot A_3 \cdot C_3 + Q_3 \cdot A_2 \cdot B_3 + A_2 \cdot W_2 + Q_2 \cdot B_2 + W_1}{Q_1} \end{aligned} \quad (2.33).$$

Аналогічно можливо показати, що

$$C_1 = \frac{Q_4 \cdot A_2 \cdot A_3 \cdot A_4 \cdot C_4 + Q_4 \cdot A_2 \cdot A_3 \cdot B_4 + A_2 \cdot A_3 \cdot W_3 + Q_3 \cdot A_2 \cdot B_3 + Q_2 \cdot B_2 + A_2 \cdot W_2 + W_1}{Q_1} \quad (2.34)$$

Таким чином, відповідно до методу математичної індукції припускаємо закономірність, що для ділянки водотоку від нижнього створу до n-го створу в нижньому створі вектор концентрацій речовин буде визначатися за наступною формулою:

$$C_1 = \frac{Q_n \cdot A_2 \cdot \dots \cdot A_n \cdot C_n + \sum_{j=2}^{n-1} A_2 \cdot \dots \cdot A_j \cdot W_j + \sum_{j=2}^{n-1} Q_{j+1} \cdot A_2 \cdot \dots \cdot A_j \cdot B_{j+1} + Q_2 \cdot B_2 + W_1}{Q_1} \quad (2.35)$$

Справедливість формули (2.35) доказується збільшенням розміру ділянки водотоку на одну ділянку.

У цьому випадку фоновим створом буде КС під номером n+1. Тоді у верхньому КС концентрації речовин будуть визначатися за наступною формулою:

$$C_n = \frac{Q_{n+1} \cdot (A_{n+1} \cdot C_{n+1} + B_{n+1}) + W_n}{Q_n} \quad (2.36)$$

Підставляючи (2.36) у (2.35), маємо

$$\begin{aligned} C_1 \cdot Q_1 &= Q_n \cdot A_2 \cdot \dots \cdot A_n \cdot \frac{Q_{n+1} \cdot A_{n+1} \cdot C_{n+1} + Q_{n+1} \cdot B_{n+1} + W_n}{Q_n} + \sum_{j=2}^{n-1} A_2 \cdot \dots \cdot A_j \cdot W_j + \\ &+ \sum_{j=2}^{n-1} Q_{j+1} \cdot A_2 \cdot \dots \cdot A_j \cdot B_{j+1} + Q_2 \cdot B_2 + W_1 = \\ &= Q_n \cdot A_2 \cdot \dots \cdot A_n \cdot C_{n+1} + \sum_{j=2}^n A_2 \cdot \dots \cdot A_j \cdot W_j + \sum_{j=2}^n Q_{j+1} \cdot A_2 \cdot \dots \cdot A_j \cdot B_{j+1} + Q_2 \cdot B_2 + W_1 \end{aligned} \quad (2.37)$$

Як легко видно, формули (2.35) і (2.37) ідентичні по побудові і відрізняються кількістю розглянутих ділянок водотоку. Дана обставина підтверджує висунуту гіпотезу – справедливість формули (2.35) для розрахунку концентрації забруднюючих речовин у нижньому КС водотоку (тобто в КС₁).

Слід зазначити, що матричні добутки, що входять у наведені формули, не підкоряються комутативному закону множення ($ab=ba$). Тому при розрахунку концентрацій множення варто робити праворуч ліворуч.

2.1.3 Модель трансформації забруднюючих речовин при наявності декількох випусків та водозаборів

Для висновку загальної формули розрахунку впливу усіх випусків великої ділянки водотоку на нижній КС при наявності водозаборів також використаний метод математичної індукції.

При наявності водозаборів зручно контрольні створи розташовувати в безпосередній близькості до водозаборів нижче за течією.

В даному випадку також для зручності математичного запису контрольні створи на водотоці нумеруються знизу нагору впродовж водотоку (рис. 2.2).

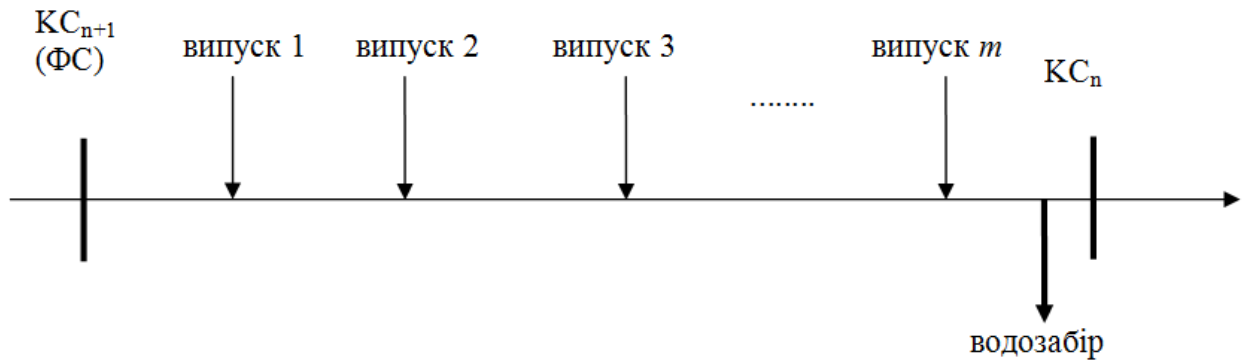


Рисунок 2.2 – Ділянка водотоку для одного КС при наявності водозабору

Тоді вектор концентрацій речовин у нижньому КС знаходиться за наступним балансовим рівнянням:

$$C_1 = \frac{Q_2 \cdot (A_2 \cdot C_2 + B_2) + W_1}{Q_1 + q_1}, \quad (2.38)$$

де q – витрата водозабору на нижній ділянці.

Аналогічно концентрація в 2-му КС дорівнює:

$$C_2 = \frac{Q_3 \cdot (A_3 \cdot C_3 + B_3) + W_2}{Q_2 + q_2} \quad (2.39)$$

Підставляючи (2.39) у (2.38), маємо:

$$\begin{aligned} C_1 &= \frac{Q_2 \cdot (A_2 \cdot C_2 + B_2) + W_1}{Q_1 + q_1} = \frac{Q_2 \cdot A_2 \cdot \frac{Q_3 \cdot (A_3 \cdot C_3 + B_3) + W_2}{Q_2 + q_2} + W_1}{Q_1 + q_1} = \\ &= \frac{Q_2 \cdot Q_3 \cdot A_2 \cdot A_3 \cdot C_3 + Q_2 \cdot A_2 \cdot W_2 + (Q_2 + q_2) \cdot W_1 + Q_2 \cdot Q_3 \cdot A_2 \cdot B_3 + (Q_2 + q_2) \cdot Q_2 \cdot B_2}{(Q_1 + q_1) \cdot (Q_2 + q_2)} \end{aligned} \quad (2.40)$$

Аналогічно можливо показати, що

$$\begin{aligned} C_1 &= \frac{Q_2 \cdot Q_3 \cdot Q_4 \cdot A_2 \cdot A_3 \cdot A_4 \cdot C_4 + Q_2 \cdot Q_3 \cdot A_2 \cdot A_3 \cdot (W_3 + Q_4 \cdot B_4)}{(Q_1 + q_1) \cdot (Q_2 + q_2) \cdot (Q_3 + q_3)} + \\ &+ \frac{(Q_3 + q_3) \cdot Q_2 \cdot A_2 \cdot (W_2 + Q_3 \cdot B_3) + (Q_3 + q_3) \cdot (Q_2 + q_2) \cdot (W_1 + Q_2 \cdot B_2)}{(Q_1 + q_1) \cdot (Q_2 + q_2) \cdot (Q_3 + q_3)} \end{aligned} \quad (2.41)$$

Таким чином, відповідно до методу математичної індукції припускаємо закономірність, відповідно до якої для ділянки водотоку від нижнього створу

до n -го створу в нижньому створі вектор концентрацій речовин буде визначатися за наступною формулою:

$$C_1 = \frac{Q_2 \cdot \dots \cdot Q_n \cdot A_2 \cdot \dots \cdot A_n \cdot C_n + \sum_{j=2}^{n-1} \left[\prod_{i=2}^{n-1} (Q_i + k_{ij} q_i) \right] A_2 \cdot \dots \cdot A_{j-1} \cdot (W_j + Q_{j+1} \cdot B_{j+1})}{\prod_{i=1}^{n-1} (Q_i + q_i)} \quad (2.42)$$

Справедливість даної формули доводиться збільшенням розміру ділянки водотоку на одну ланку.

У цьому випадку фоновим створом буде КС під номером $n+1$. Тоді у верхньому КС концентрації забруднюючих речовин будуть визначатися за наступною формулою:

$$C_n = \frac{Q_{n+1} \cdot (A_{n+1} \cdot C_{n+1} + B_{n+1}) + W_n}{Q_n + q_n} \quad (2.43)$$

Підставляючи (2.43) у (2.42), маємо

$$\begin{aligned} C_1 &= \frac{Q_2 \cdot \dots \cdot Q_n \cdot A_2 \cdot \dots \cdot A_n \cdot \frac{Q_{n+1} \cdot (A_{n+1} \cdot C_{n+1} + B_{n+1}) + W_n}{Q_n + q_n}}{\prod_{i=1}^{n-1} (Q_i + q_i)} + \\ &+ \frac{\sum_{j=2}^{n-1} \left[\prod_{i=2}^{n-1} (Q_i + k_{ij} q_i) \right] A_2 \cdot \dots \cdot A_{j-1} \cdot (W_j + Q_{n+1} \cdot B_{n+1})}{\prod_{i=1}^{n-1} (Q_i + q_i)} = \\ &= \frac{Q_2 \cdot \dots \cdot Q_{n+1} \cdot A_2 \cdot \dots \cdot A_{n+1} \cdot C_{n+1} + \sum_{j=2}^n \left[\prod_{i=2}^n (Q_i + k_{ij} q_i) \right] A_2 \cdot \dots \cdot A_{j-1} \cdot (W_j + Q_{n+1} \cdot B_{n+1})}{\prod_{i=1}^n (Q_i + q_i)} \end{aligned} \quad (2.44)$$

де k_{ij} – символ Кронекера:

$$k_{ij} = \begin{cases} 1, & i = j; \\ 0, & i \neq j. \end{cases} \quad (2.45)$$

Як легко бачити, отримана формула (2.44) ідентична по побудові формулі (2.42) і відрізняються тільки кількістю розглянутих ланок водотоку. Дана обставина підтверджує висунуту гіпотезу – справедливість формули (2.40) для розрахунку концентрації речовин у нижньому КС водотоку.

Аналогічно, як і в (2.3), матричні добутки, що входять у наведені формули, не підкоряються комутативному закону множення ($ab = ba$) і тому при розрахунку концентрацій множення матриць варто робити праворуч ліворуч.

2.1.4 Мінімізація загальних витрат на водоочищення

Як було відзначено в п. 1.3, оптимізаційна задача з розрахунку ГДС, що закладена в діючій методології екологічного нормування [52] (наукове обґрунтування якої закладено в роботах [57, 128, 146-155]), зводиться до мінімізації витрат на очищення ЗВ з боку всіх підприємств-водокористувачів. Практичної реалізації даного підходу перешкоджає ряд обставин. Зокрема, економічна модель містить параметри d_{ir} , що залежать від пропускної здатності технологічних ліній очищення і ступеня очищення. Відносно пропускної спроможності, слід зазначити, що обсяги ЗВ, що проходять по технологічним маршрутом, це наприкінці є результат розв'язання задачі. Тому дані параметри не можуть бути відомі до розв'язання задачі. Таким чином, виходить «замкнуте коло».

При цьому для кожного випуску повинне дотримуватися умова

$$\sum_{r=1}^{R_i} x_r^i = 1, \quad (2.46)$$

де i, r – відповідно індекс випуску та технологічного маршруту очищення ЗВ; R_i – кількість технологічних маршрутів очищення ЗВ у i -го водокористувача; x – частини витрати стічних вод, що проходять за різними технологічними маршрутами їхнього очищення і використання;

А для кожного випуску ЗВ склад води на виході з ОС по кожній речовині визначається за формулою

$$C^i = \sum_{r=1}^{R_i} C_r^i \cdot x_r^i, \quad (2.47)$$

де C_r^i – склад зворотних вод i -го випуску, що пройшли очищення по маршруті r , мг/дм³.

Існуюча методологія екологічного нормування крім відносно простої моделі (2.45) допускає також наступну модель (теоретичне обґрунтування – в роботі [151]):

$$f = D \cdot q^\alpha. \quad (2.48)$$

При тому діючою методологією екологічного нормування скидів пропонується використовувати в практичних задачах залежність (1.7) та (1.8) для оцінки як експлуатаційних, так і для капітальних витрат.

Однак введення в розгляд як змінних, що оптимізуються, частин потоку стічної води, що проходять по різним маршрутам очищення, бачиться недоцільним. По-перше, це створює додаткових технічних труднощів при розв'язанні задачі. По-друге, даний підхід передбачає задану концентрацію кожної речовини на виході з очисних споруд розглянутого маршруту. Останнє є значним недоліком у постановці даної оптимізаційної задачі за наступними причинами:

- відсутня залежність від вхідної концентрації, що не відповідає реальному процесові очищення [156],
- не передбачено можливе регулювання ступенем очищення (наприклад, у випадку хімічного очищення, де це можливо шляхом зміни кількості реагенту і флокулянта).

У силу цього змінними, що оптимізуються, повинні бути витрати води q_r^i , а також вихідні концентрації C_r^i . Замість допустимих концентрацій після очищення, як варіант, можуть бути обрані ступені очищення речовин на очисних спорудах [156-158]:

$$e_r^i = \frac{C_{r0}^i - C_r^i}{C_{r0}^i}, \quad (2.49)$$

де $C_{r_0}^i$ і C_r^i – концентрація забруднюючої речовини (показника забруднення) i -го випуску відповідно на вході і на виході r -го технологічного маршруту.

В обох випадках повинна бути жорстка прив'язка до вхідних концентрацій $C_{r_0}^i$.

Відносно виду економічної моделі, строге наукове обґрунтування справедливості моделей (1.7) та (1.8) і можливості універсального їхнього застосування в науковій літературі відсутня.

Згідно досліджень, що наведені в роботі [159], в економічна модель може мати вигляд гіперболічної функції

$$f(q) = \frac{a}{b + k \cdot q}, \quad (2.50)$$

де a , b , k – параметри моделі.

Однак, за причиною існуючої різноманітності способів очищення ЗВ ні ступенню, ні гіперболічну залежність не можливо вважати універсальною. Тим більше, що обидві залежності не являють собою повну систему функцій. Тому в кожному конкретному випадку рекомендується перевіряти адекватність моделі вихідним даним (наприклад, за допомогою критерія Фішера [160]). Крім того, при відсутності науково-обґрунтованої інформації про вид залежності $f(q)$, доцільно цю залежність шукати в класах функцій, що являють повну функціональну систему (наприклад, у класі поліномів).

Особлива проблема складається в прогнозуванні капітальних витрат на водоочищення. Планові капітальні витрати в цьому випадку будуть включати:

- витрати на обладнання;
- витрати на допоміжні механізми;
- витрати на створення й встановлення обладнання;
- витрати на розробку проекту реорганізації і управління будівництвом.

Витрати на створення і встановлення обладнання будуть пропорційні витраті води, що очищається:

$$K_o = a \cdot q^\alpha, \quad (2.51)$$

$$K_c = b \cdot q^\beta, \quad (2.52)$$

де K_o , K_c – відповідно витрати на встановлення обладнання і будівельно-монтажні роботи;

a , b , α , β – параметри моделі.

Дві інші статті капітальних витрат (на допоміжні механізми і розробку проекту) мало залежать від основних параметрів очищення – витрати води і ступені її очищення. Тому в ряді випадків їх можливо виключити з оптимізаційної задачі.

Основні експлуатаційні витрати будуть складатися з витрат на матеріали (у випадку хімічного очищення стічної води – реагенти і флокулянти), електроенергію, амортизаційні витрати і заробітну платню персоналу.

Витрати на матеріали залежать від необхідного ступеня очищення води і будуть записуватися формулою

$$E_m = (C_0 - C) \cdot q \cdot \sum_{i=1} s_i \cdot N_i \cdot \quad (2.53)$$

де s_i – питома вартість i -го матеріалу, грн/м;

N_i – кількість i -го матеріалу, необхідного для видалення одиниці маси речовини.

Амортизаційні витрати на очищення прямо пропорційні вартості обладнання [159]:

$$E_a = h \cdot K_o, \quad (2.54)$$

де h – параметр моделі.

Електрична енергія, що потрібна для очищення, насамперед витрачати на подачу води, тому витрати на неї можливо прийняти як прямо пропорційні витраті води:

$$E_e = k \cdot q, \quad (2.55)$$

де k – параметр моделі.

Витрати на заробітну платню співробітникам мало залежать від технологічного режиму роботи ОС, і тому в оптимізаційній задачі їх можливо не враховувати.

Таким чином, функція мети буде мати наступний вигляд:

$$Z = \sum_{i=1}^m \left(\frac{K_{oi} + K_{ci}}{T_i} + E_{ai} + E_{zi} + E_{mi} \right) \quad (2.56)$$

З урахуванням (2.52)-(2.55):

$$Z(C, q) = \sum_i^m (a_i \cdot q_i^\alpha + b_i \cdot q_i^\beta + c_i \cdot q_i - d_i \cdot C_i \cdot q_i), \quad (2.57)$$

де a, b, c, d – параметри функції мети, які отримані в результаті приведення подібних при побудові даної формули.

У спрощеному варіанті ступенні функції можливо замінити на лінійні і розглядати наступну модель:

$$Z(C, q) = \sum_i^m (c'_i \cdot q_i - d'_i \cdot C_i \cdot q_i), \quad (2.58)$$

де c', d' – параметри функції мети.

У роботі [161-162] досліджувалася залежність питомих капітальних витрат системи ОС від виробничої потужності. Розглядалися ОС, що складаються з блоку коагуляції, градирні десорбції аміаку, блоку рекарбонізації, фільтра зернисті, хлорування й адсорбентів вугільних. Дана схема очищення відповідає найкращої технології водоохорони (НТВ) відповідно до класифікації, наведеної в [161].

Нижче наведений модельний приклад розрахунку [162]. Розглядалися два випуски ЗВ (існуючий і альтернативний) і було необхідно знайти оптимальний розподіл витрати ЗВ між двома випусками з врахуванням капітальних витрат на реалізацію альтернативного способу очищення. З цією метою визначалася залежність питомих капітальних витрат від витрати ЗВ у класі гіперболічних, ступенних і поліноміальних функцій. Залежність

будувалася на підставі даних, наведених у методичних вказівках [161] (табл. 2.5).

Таблиця 2.5 – Капітальні витрати на очищення ЗВ

Продуктивність ОС, тис.м ³ /добу $q_{доб}$	Витрати, у.е.*	
	ПТВ (маршрут 1) u_{e1}	НТВ (маршрут 2) u_{e2}
25-32	0,085	0,121
32-40	0,079	0,111
40-50	0,073	0,102
50-64	0,067	0,092
64-80	0,063	0,087
80-100	0,058	0,078
100-130	0,053	0,07
130-150	0,051	0,066
150-160	0,05	0,065
160-220	0,05	0,058

* через неprincipовість для даної задачі, переклад на сучасний рівень цін не робився.

Результати апроксимації в класі гіперболічних функцій за даними табл.2.1 (без переходу від добової до секундної витрати зворотних вод) наступні:

$$u_{e1}(q_{доб}) = \frac{0,507}{5,329 + 0,03 \cdot q_{доб}}, \quad (2.59)$$

$$u_{e2}(q_{доб}) = \frac{0,775}{5,29 + 0,04 \cdot q_{доб}} \dots \quad (2.60)$$

Адекватність моделей (2.59), (2.60), що побудовані по вибірці $\{q_i, u_i\}$, була перевірена за допомогою критерію Фішера [164]. Перевірка адекватності полягає в наступному:

1) розраховується величина

$$F_{розр} = F_{m,n-m-1} = \frac{(n-m-1) \sum_{i=1}^n (u_i - u_{cp})^2}{m \cdot \sum_{i=1}^n (u_i - \bar{u}_i)^2}, \quad (2.61)$$

де n – обсяг вибірки;

m – кількість незалежних змінних моделі;

u_{cp} – вибіркове середнє величини u ;

\bar{u}_i – розраховані відповідно до отриманої моделі величини $u(q_i)$;

2) знаходиться табличне значення $F_{крит}$, що дорівнює квантилі F -розподілу для рівня значущості α і кількості ступенів свободи m і $n-m-1$;

3) порівнюються величини $F_{крит}$ і $F_{розр}$: якщо $F_{крит} < F_{розр}$, то отриману апроксимаційну модель можливо вважати адекватною вихідним даним з рівнем надійності $P = 1 - \alpha$.

У розглянутому випадку ($n = 10$ і $m = 1$) маємо:

$$F_{крит} = 5,32.$$

Значення розрахункових величин $F_{розр}$ і висновок щодо адекватності моделей (2.57) і (2.58) наведені в табл. 2.6.

Таблиця 2.6 – Результат перевірки адекватності моделей методом Фішера

Тип очищення ЗВ, вид витрат	$F_{розр}$	Висновок щодо адекватності моделі
ПТВ (маршр. 1)	112,02	адекватна
НТВ (маршр. 2)	375,44	адекватна

Як видно з табл. 2.2, гіперболічна функція адекватно описує залежність експлуатаційних витрат від витрати стічних вод.

Графіки побудованих залежностей наведені на рис. 2.3, 2.4.

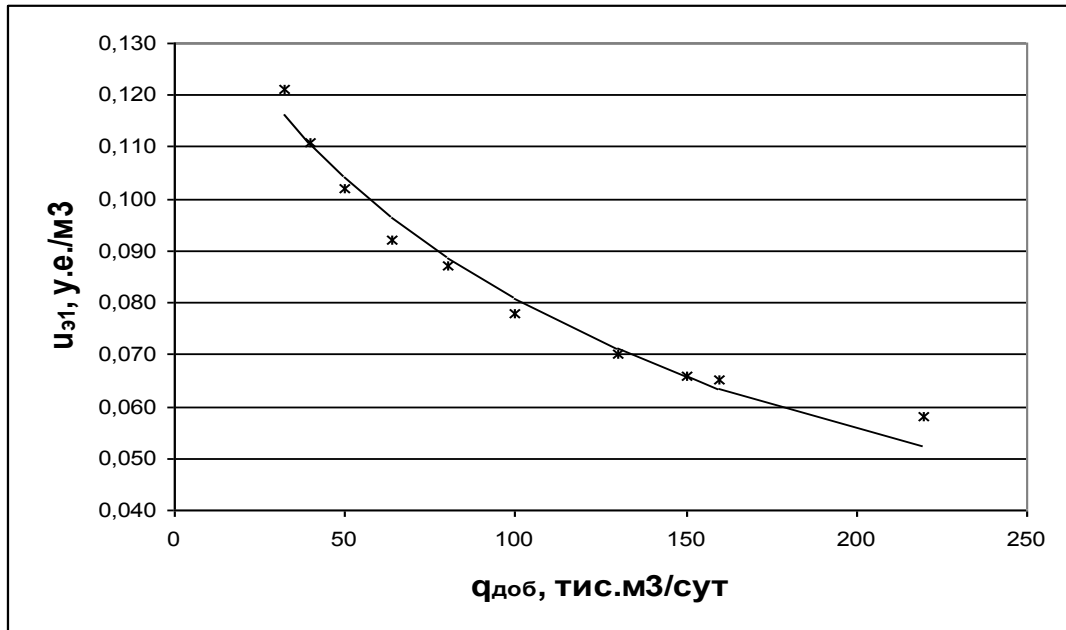


Рисунок 2.3 – Залежність питомих експлуатаційних витрат на очищення ЗВ від витрати води при використанні ПТВ (маршрут 1)

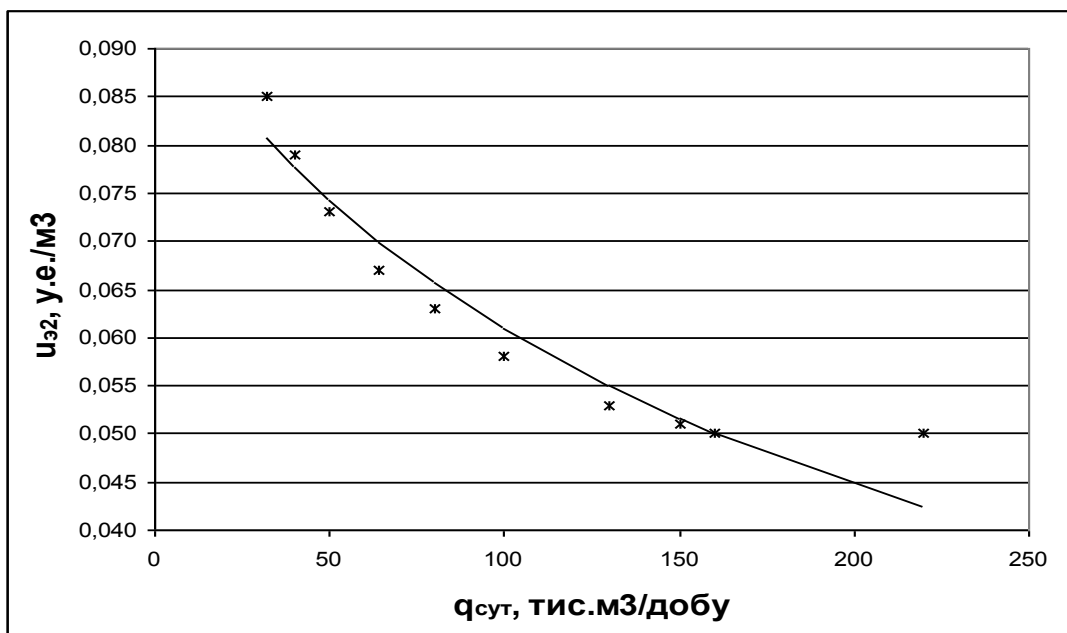


Рисунок 2.4 – Залежність питомих експлуатаційних витрат на очищення ЗВ від витрати води при використанні НТВ (маршрут 2)

Як видно з рис. 2.4 і 2.5, графіки залежностей підтверджують висновок, зроблений на підставі критерію Фішера.

Вартість питомих капітальних витрат (табл. 2.7) на будівництво подібних ОС узято приблизно з довідника [161].

Таблиця 2.7 – Питомі капіталовкладення в будівництво ОС в залежності від річної потужності

Потужність ОС, млн. м ³ /рік	<0,2	0,2-1	1,01-5	5,01-50	> 50
Вартість очищення, тис. у.е./м ³	51,2	34,8	29,2	3,8	1,1

Таким чином, функція мети має вигляд:

$$F = u_{e1} \cdot q_1 + u_{e2} \cdot q_2 + \frac{f(q_2^{pic})}{T}, \quad (2.62)$$

де q_2^{pic} – річна витрата ЗВ, що проходять по маршруту 2;

f – функція, яка задана по табл. 2.1.

Обмеження оптимізаційної задачі наступні:

$$\begin{cases} \frac{C_\phi \cdot Q_\phi + C \cdot (1 - \delta_1) \cdot q_1 + C \cdot (1 - \delta_2) \cdot q_2}{Q_\phi + q_1 + q_2} \leq ГДК; \\ q_1 + q_2 = 1; \\ q_i \geq 0, i = 1, 2. \end{cases} \quad (2.63)$$

Розв'язання оптимізаційної задачі (за допомогою системи Excel) наступне: $q_1 = 0,55$ м³/з, $q_2 = 0,45$ м³/с. Концентрація нафтопродуктів у КС при цьому буде дорівнюватися:

$$\begin{aligned} C_{rc} &= \frac{C_\phi \cdot Q_\phi + C \cdot (1 - \delta_1) \cdot q_1 + C \cdot (1 - \delta_2) \cdot q_2}{Q_\phi + q_1 + q_2} = \\ &= \frac{0,12 + 0,8 \cdot 0,55 + 0,2 \cdot 0,45}{13} = 0,05 \text{ (мг / дм}^3\text{)}. \end{aligned}$$

Таким чином, оптимальним розподілом потоку ЗВ буде напрямок 45 % води за маршрутом 1, і 55 % за маршрутом 2. В цьому випадку в КС

концентрація нафтопродуктів складе $0,05 \text{ мг/дм}^3$, що відповідає величині ГДК для водних об'єктів рибогосподарської категорії водокористування (як найбільш жорсткої).

Слід зазначити, що прийнятий критерій оптимізації не враховує інтереси окремих власників і тому не відповідає умовам ринкової економіки. Тому практичне використання оптимізаційного підходу вимагає також внесення коректив у законодавство, що регулює фінансові витрати підприємств на водоохоронні заходи.

Оптимізаційний підхід до розрахунку допустимих концентрацій забруднюючих речовин у СВ, заснований на мінімізації витрат на водоочищення (який міститься в діючій методології екологічного нормування скидів ЗВ), формально є допустимим. Однак його практичному застосуванню перешкоджає відсутність механізму ринкових відносин при розподілі витрат на очищення СВ між водокористувачами, а також неврахування капітальних витрат на будівництво ОС при розгляді альтернативних способів очищення СВ. Перша проблема вимагає коректування водоохоронного законодавства і не може бути усунута на методичному рівні. Друга проблема може бути вирішена ускладненням функції мети шляхом додавання доданка, що виражає капітальні вкладення у водоохоронні заходи.

Крім того, для практичної реалізації оптимізаційного підходу розробник ГДС повинний мати інформацію про вартісні характеристики різних способів очищення. З цієї причини є доцільним створення доступної розробнику ГДС бази даних за економічними показниками існуючих технологій очищення СВ. Також варто враховувати останні досягнення в галузі екологічного менеджменту при виборі адекватної економічної моделі. Тим більше, що в реальній ситуації очищення води за різними показниками здійснюється на різних спорудах, і це може істотно ускладнити задачу вибору моделі, використовуваної в рамках загальної оптимізаційної задачі з розрахунку ГДС. Однак при цьому варто використовувати загальні економічні закономірності,

описані в літературі, тому що індивідуальна оцінка економічних характеристик кожного водокористувача при розрахунку ГДС є невиправдано трудомісткою підзадачею.

Слід зазначити, що викладений в діючій методології екологічного нормування скидів ЗВ оптимізаційний підхід (заснований, у свою чергу, на роботах [66, 67]) враховує залежність вартості очищення тільки від обсягу води, що очищається, і не розглядає залежність від ступеня очищення. Даний недолік вносить методичну погрішність при пошуку оптимального розв'язання. В силу цього, необхідне врахування залежності вартості очищення від її якості.

2.1.5 Визначення максимально допустимого техногенного навантаження на водний об'єкт

Як було зазначено в розд. 1, у даний час при екологічному нормуванні відведення зворотних вод розрахунок прогнозу якості води ВО у контрольному створі здійснюється для кожної забруднюючої речовини окремо з урахуванням інтенсивності його хімічного розкладання, обумовленого коефіцієнтом неконсервативності.

Передбачається, що відбувається процес самоочищення водотоку по даному показнику на величину $C_0 - C(t)$. В найпростішому випадку повного розбавлення максимально допустима концентрація $C_{ГДС}$ для одного випуску визначається з рівняння

$$\frac{q[(C_{ГДК} - C_e) \cdot e^{-nt} + C_e] + q_\phi[(C_\phi - C_e) \cdot e^{-nt} + C_e]}{Q} = C_{ГДК}, \quad (2.64)$$

де q – витрата стічних вод;

Q, q_ϕ – витрати води річки відповідно в КС і фоновому створі (ФС);

$C_{ГДК}$ – гранично допустима концентрація речовини у воді ВО;

$C_{ГДС}$ – гранично допустима концентрація речовини у зворотній воді.

Однак, даний підхід є малоєфективним при розгляді трансформації речовин. В цьому випадку навіть для одного випуску задача має більш одного розв'язання. Бачиться доцільним застосувати оптимізаційний підхід до розв'язання даної задачі, який би дозволив визначити максимально допустиме техногенне навантаження на водний об'єкт, що не призводило б до порушення встановлених норм якості води.

Наприкінці 70-х – і 80-х роках 20-го століття в ряді наукових дослідженнях, зокрема в роботах [65, 66], пропонувалася оптимізація за критерієм навантаження на ВО (див. розд 1). Тому за функцію мети цілездатно брати максимально допустиме техногенне навантаження на розглянуту ділянку річкового басейну:

$$Z = \sum_{i=1}^m q^i \sum_{k=1}^n \mu_k^i x_k^i \longrightarrow \max \quad (2.65)$$

У наступних дослідженнях припускається, що фактичні концентрації забруднюючих речовин у зворотних водах перевершують ГДК. (Дане припущення не порушує загальності, оскільки в протилежному випадку відповідні x_k^i будуть розглядатися як константи і зменшиться лише розмірність задачі.)

У даному підрозділі розглядається найпростіший випадок, що припускає виконання наступних умов:

- наявність встановлених ГДК для кожної з розглянутих нормованих речовин;
- повне зперемішування зворотних і річкових вод у контрольних створах, що дозволяє за ступінь забрудненості річки брати середню концентрацію речовин уздовж контрольного створу;
- відсутність комплексних і інтегральних показників якості води (зокрема, по групах ЛОШ).

Обмеження в оптимізаційній задачі в цьому випадку будуть визначатися наступними вимогами діючої методології екологічного нормування скидів ЗВ до ВО:

- неперевищення ГДК у КС по кожному нормованому показнику;
- встановлення допустимих концентрацій не вище фактичних;
- встановлення допустимих концентрацій не нижче ГДК.

Формально система обмежень записується у вигляді:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\sum_{i \in I_p} q^i \left(\sum_{j=1}^n a_{kj}^i x_j^i + b_j \right) + q^\phi \sum_{j=1}^n (a_{kj}^\phi C_j^\phi + b_j^\phi)}{Q_p} \leq C_{k, ГДК}, \\ x_k^i \leq C_k^i, \\ x_k^i \geq C_{k, ГДК}^i, \end{array} \right. \quad (2.66)$$

де p – індекс ділянки річки, яка розташована між сусідніми КС;

I_p – множина номерів випусків, розташованих на ділянці p ;

Q_p – витрата води в нижній частині ділянки p ;

C_k^i , $k = 1 \div n$, – фактична концентрація k -го речовини в стічних водах i -го випуску;

C_k^ϕ – концентрація k -го речовини у вищерозташованому створі (у випадку самої верхньої ділянки – ФС);

q^ϕ – витрата води у вищерозташованому створі (у випадку самої верхньої ділянки – ФС);

q^i – витрата води у вищерозташованому створі (у випадку самої верхньої ділянки – ФС).

Варто відмітити, що, згідно [52], для речовин азотної групи можливо назначати допустимі концентрації, що перевищують фактичні, якщо вміст цих речовин збільшується в стічних водах у процесі очищення. Дотримуючись цієї логіки, в обмеженнях оптимізаційної задачі за величини C_k^i можуть

призначатися і більш високі значення, які обумовлені технічними параметрами очисних споруд. Однак процес збільшення концентрації речовин азотної групи в процесі очищення відображений у значеннях фактичних концентрацій на виході з ОС. (У протилежному випадку вихідні концентрації були б менше.) Тому бачиться недоцільним встановлювати верхню границю обмежень виходячи з трансформаційних процесів на стадії очищення.

Призначення верхніх границь на рівні фактичних значень за даними багатомісячних спостережень – це реалізація принципу непогіршення сформованої якості природної води. Однак, зазначений принцип і обмеження в (2.66) зв'язані побічно: при наявності двох або більшого числа близькорозташованих (і, тим більше, розташованих в одній точці) випусків збільшення вмісту забруднюючої речовини в одному випуску може компенсуватися його зниженням в інших випусках. Крім того, сам принцип непогіршення сформованої якості може надалі бути переглянутий, тому що при достатній екологічній ємкості водного об'єкта дотримання даного принципу може бути недостатньо ефективним. Дане питання знаходиться в компетенції органів, що формують водоохоронну політику. У випадку ж відмовлення від принципу непогіршення сформованої якості, за верхні границі шуканих допустимих концентрацій варто брати розрахункові (за багатомісячними спостереженнями) вхідні концентрації речовин. (Тобто допускати можливість припинення очищення в тому випадку, якщо, відповідно до розрахунків, це не призведе до порушення встановлених норм якості поверхневих вод.)

Також варто помітити, що наведені висновки не стосуються математичної сторони розв'язання задачі по визначенню допустимих концентрацій речовин у зворотних водах.

Нижче розглядається модельний приклад застосування оптимізаційного підходу для розрахунку ГДС речовин азотної групи для двох випусків стічних вод (рис. 2.5) [165].

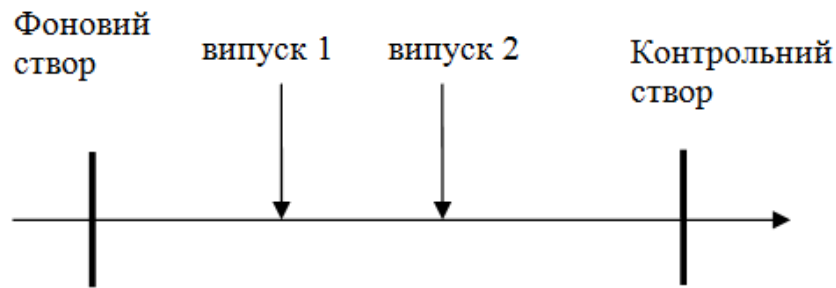


Рисунок 2.5 – Розташування випусків ЗВ і КС

Розглядаються два взаємодіючих випуски зворотних вод; показники забруднення – сполуки мінерального азоту, які послідовно трансформуються [135] (табл. 2.8).

Таблиця 2.8 – Речовини азотної групи, які послідовно трансформуються

Сполуки мінерального азоту	Індекс k	Коефіцієнт неконсервативності, 1/добу n_k	ГДК, мг/дм ³
Амонійний	2	0,09	0,39
Нітритний	3	10,8	0,09
Нітратний	4	0,11	9,03

В даному модельному прикладі крім вищенаведених умов, також передбачається:

- відсутність природних концентрацій речовин;
- процес трансформації відбувається без втрат (тобто дотримується баланс мас).

Останнє допущення дозволяє прийняти у формулах трансформації наступне:

$$k_j = p_j, j = 1, 2,$$

і, таким чином, при обчисленні ненульових елементів матриці трансформації використовувати зазначені в довідковій літературі коефіцієнти неконсервативності.

В функції мети в даному модельному прикладі за вагові коефіцієнти обрані значення, що зворотні до ГДК. Тому функція мети має наступний вигляд:

$$Z = \sum_{i=1}^2 q^i \sum_{k=1}^3 \frac{x_k^i}{C_{k,ГДК}} \longrightarrow \max. \quad (2.67)$$

Система обмежень з врахуванням вихідних даних і прийнятих для даної задачі допущень має такий вигляд:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\sum_{i=1}^2 q^i \sum_{j=1}^3 a_{kj}^i x_j^i + q^\phi \sum_{j=1}^3 a_{kj}^\phi C_j^\phi}{Q} \leq C_{k,ГДК} \\ x_k^i \leq C_k^i, \\ x_k^i \geq C_{k,ГДК}^i. \end{array} \right. \quad (2.68)$$

Оскільки функція мети і обмеження лінійні щодо шуканих концентрацій, то дана задача оптимізації зводиться до задачі лінійного програмування (ЗЛП) [166].

Для розв'язання даної задачі симплекс-методом [166] – основним математичним методом розв'язання задач лінійної оптимізації – необхідно дану ЗЛП привести до канонічного виду. З цією метою були проведені наступні перетворення:

- перехід до одинарного індексу змінних:

$$x_k^i = x_{(i-1) \cdot 3 + k}; \quad (2.69)$$

- заміна максимізації функції мети мінімізацією протилежної функції:

$$-Z = -\sum_{i=1}^2 q^i \sum_{k=1}^3 \frac{x_{(i-1) \cdot 3 + k}}{C_{k,ПДК}} \longrightarrow \min, \quad (2.70)$$

- запис обмежень у вигляді рівнянь:

$$\begin{cases} \sum_{i=1}^2 q^i \sum_{j=1}^3 a_{kj}^i x_{(i-1)3+j} + x_{6+k} = Q \cdot C_{k,ГДК} - q^\phi \sum_{j=1}^3 a_{kj}^\phi C_k^\phi - \sum_{i=1}^2 q^i a_{k1}^i x_{(i-1)3+k}; \\ -x_{(i-1)k} + x_{11+(i-1)k} = -C_{ПДК}^i; \\ x_{(i-1)k} + x_{17+(i-1)k} = C_k^i; \\ x_p \geq 0; \end{cases} \quad (2.71)$$

де $k = 1 \div n$; $i = 1 \div m$; $p = 2 \div 4, 6 \div 23$.

Варто помітити, що величини x_7/Q , x_8/Q , x_9/Q дорівнюють відхиленням (в напрямок зменшення) концентрацій у КС від ГДК відповідно по азоту амонійному, нітритному і нітратному.

Нижче розглядається модельний приклад, що ілюструє працездатність оптимізаційного підходу до нормування водовідведення в плані врахування біохімічної трансформації речовин у воді ВО [165]. Вихідні дані для розрахунку наведені в табл. 2.9.

Таблиця 2.9 – Вихідні дані для встановлення ГДС

Параметр	Випуск № 1	Випуск № 2	ФС
Час переміщення води до КС, 1/добу	1/4	1/3,5	1/3
Витрата води, м ³ /з	0,6	0,4	2
Концентрації речовин, мг/дм ³ :			
азот амонійний	8	15	0,2
азот нітритний	3,5	7	0,01
азот нітратний	17	25	7

Підставляючи дані табл. 2.9 у функцію мети (2.67) і систему обмежень (2.71) складається початкова симплекс-таблиця (табл. 2.10) для наступної лінійної оптимізації.

Таблиця 2.10 – Початкова симплекс-таблиця

	x_2	x_3	x_4	x_6	x_7	x_8	
x_9	2,0952	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1,9417
x_{10}	0,0291	0,7277	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0985
x_{11}	0,0184	1,3925	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	45,1456
x_{12}	0,0000	0,0000	0,0000	1,1691	0,0000	0,0000	1,1648
x_{13}	0,0000	0,0000	0,0000	0,0176	0,3428	0,0000	0,0591
x_{14}	0,0000	0,0000	0,0000	0,0132	0,8409	0,0000	27,0872
x_{15}	0,8381	0,0000	0,0000	0,7794	0,0000	0,0000	0,7790
x_{16}	0,0116	0,2911	0,0000	0,0117	0,2286	0,0000	0,0398
x_{17}	0,0074	0,5570	0,0000	0,0088	0,5606	0,0000	18,0595
x_{18}	-1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-0,3900
x_{19}	0,0000	-1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0200
x_{20}	0,0000	0,0000	-1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-9,0300
x_{21}	0,0000	0,0000	0,0000	-1,0000	0,0000	0,0000	-0,3900
x_{22}	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-1,0000	0,0000	-0,0200
x_{23}	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-1,0000	-9,0300
	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	8,0000

Опускаючи проміжні симплекси-перетворення, у табл. 2.11 наведена кінцева симплекс-таблиця, що дає шукане оптимальне вирішення, наглядний зміст якого наведений у табл. 2.12.

Таблиця 2.11 – Результуюча симплекс-таблиця

	x_{15}	x_{22}	x_{11}	x_{12}	x_{10}	x_{14}	
<i>l</i>	2	3	4	5	6	7	8
x_9	-2,4999	0,0000	0,0000	-1,9485	0,0000	0,0000	0,7540
x_{16}	-0,0001	-2,4998	0,0000	-0,0293	-0,5715	0,0000	0,0218
x_{17}	0,0443	-4,7836	0,0000	-0,0215	-1,0935	0,0000	45,0199
x_2	0,0000	0,0000	0,0000	1,1691	0,0000	0,0000	0,7089
x_3	0,0000	0,0000	0,0000	0,0176	0,3428	0,0000	0,0454
x_4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0132	0,8409	0,0000	27,0652
x_6	1,1932	0,0000	0,0000	0,9300	0,0000	0,0000	0,1768
x_7	-0,0475	3,4352	0,0000	0,0031	0,7853	0,0000	0,0628
x_8	0,0177	-1,9134	0,0000	0,0002	0,1232	0,0000	17,9946
x_{18}	1,1932	0,0000	0,0000	0,9300	0,0000	0,0000	0,5668
x_{13}	-0,0475	3,4352	0,0000	0,0031	0,7853	0,0000	0,0828
x_{20}	0,0000	0,0000	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	17,0000

продовж. табл. 2.11

1	2	3	4	5	6	7	8
x_{21}	0,0000	0,0000	0,0000	-1,0000	0,0000	0,0000	0,3900
x_{19}	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-1,0000	0,0000	0,0200
x_{23}	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1,0000	25,0000

Таблиця 2.12 – Розрахункові оптимальні концентрації речовин у стічних водах і якість води в КС (мг/дм³)

Речовина	Стічні води		КС (відхилення від ГДК)
	Випуск № 1	Випуск № 2	
Азот амонійний	$x_1 = 0,39$	$x_4 = 0,39$	$x_8 / Q = 0,134$
Азот нітритний	$x_2 = 0,02$	$x_5 = 2,87$	$x_9 / Q = 0$
Азот нітратний	$x_3 = 9,1$	$x_6 = 10,48$	$x_{10} / Q = 0$

З метою порівняння по цим же вихідним даним також були проведені розрахунки неоптимізаційним методом, що викладений у МР [52]. Результати розрахунків допустимих концентрацій, а також перевірка дотримання екологічних вимог до якості річкової води в контрольному створі (у вигляді кратності перевищення ГДК) з урахуванням процесів хімічної трансформації наведені в табл. 2.13.

Таблиця 2.13 – Розрахункові допустимі концентрації речовин у стічних водах неоптимізаційним методом і якість води в КС з урахуванням трансформації речовин (мг/дм³)

Речовина	Стічні води		КС (відхилення від ГДК)
	Випуск № 1	Випуск № 2	
Азот амонійний	0,80	0,80	1,00
Азот нітритний	0,83	0,83	4,82
Азот нітратний	14,00	14,00	1,02

Порівнюючи обидва результати, видно, що при розрахунку оптимізаційним методом екологічні вимоги цілком дотримуються, у той час як розрахунок неоптимізаційним методом призводить до істотного перевищення ГДК для азоту нітритного і несуттєвому для азоту нітратного, що пов'язане з ігноруванням процесів трансформації. При цьому слід зазначити, що при розгляді ділянки басейну ігнорування трансформації речовин у водному об'єкті призведе до більш значимих помилок при розв'язанні задачі екологічного нормування.

Таким чином, якщо ОС підприємства малоефективні, то відсутній алгоритмічний механізм призначення більш жорстких вимог до складу ЗВ і тим самим примушення підприємства до удосконалення систем очищення. Отже, технологічна досяжність результату розрахунку є як перевагою методу так і його недоліком.

Інший варіант оптимізаційної задачі для розрахунку ГДС, при якому змінними, що оптимізуються, є концентрації забруднюючих речовин на виході з ОС, а критерій оптимізації – сумарне техногенне навантаження на ВО, зв'язаний із проблемою одержання технологічно досяжного результату, тому що результат розрахунку припускає відмінний від проектного режим роботи ОС.

Вирішення проблеми може бути знайдене шляхом комбінації обох підходів, що описаний у роботі [167]. Для цього всі підприємства на розглянутій ділянці басейну необхідно поділити на дві групи, виходячи з фактичного стану ОС. В першу групу включаються підприємства, що мають сучасні засоби очищення води, у другу – підприємства, на яких необхідно провести реконструкцію ОС. Як критерій оптимізації, доцільно взяти загальну масу речовин, що скидаються, оскільки даний критерій погоджується з основним принципом встановлення ГДС як «показника максимально допустимого в одиницю часу кількості речовини, що відводиться, зі зворотними водами...» [52]. Змінними, що оптимізуються, будуть: для

підприємств першої групи – частки витрати СВ, що проходять по різних технологічних маршрутах очищення, для другої групи – концентрації речовин на виході з ОС. Обмеження в задачі визначаються вимогою неперевикнення ГДК у КС, а для показників забруднення, нормованих по ознаках шкідливості, що лімітують (ЛОШ), – неперевикненням одиниці суми приведених до ГДК концентрацій речовин у КС.

Формально комбінована оптимізаційна задача для одного КС має такий вигляд.

Функція мети:

$$Z = \sum_{i=1}^{M_1+M_2} q^i \sum_{k=1}^N \mu_k^i C_k^i \rightarrow \max, \quad (2.72)$$

де M_1 і M_2 – кількість випусків відповідно 1-й і 2-й групи;

i – індекс випуску ЗВ;

k – індекс забруднюючої речовини;

μ – ваговий коефіцієнт, що характеризує "значність" забруднюючої речовини k для випуску i .

Система обмежень з урахуванням впливу фонового створу (ФС), який розташований вище за течією від випусків ЗВ, має наступний вигляд:

$$\left\{ \begin{array}{l} \sum_{k \in L_j} \frac{\sum_{i=1}^{M_1+M_2} q^i \left[\sum_{j=1}^k a_{kj}^i C_j^i + C_{ej} \cdot (1 - \exp(-n_k t^i)) \right]}{C_{ГДК,k} \cdot Q} + \\ + \sum_{k \in L_j} \frac{\sum_{i=1}^{M_1+M_2} q^\phi \left[\sum_{j=1}^k a_{kj}^\phi C_j^\phi + C_{ej} \cdot (1 - \exp(-n_k t^\phi)) \right]}{C_{ГДК,k} \cdot Q} \leq 1, j = 1 \div J; \\ \sum_{r=1}^{R_i} x_{ir} = 1, \quad i = 1 \div M_1; \\ A_k^i \leq C_k^i \leq B_k^i, \quad k = 1 \div n, i = 1 \div M_2, \end{array} \right. \quad (2.73)$$

де L_j – множина індексів речовин, що входять у j -ю групу ЛОШ

i – індекс випуску (ϕ – ФС);

C – концентрація речовини на виході з ОС (або з ФС);

$\{a_{ij}\}$ – елементи матриці трансформації;

A, B – відповідно нижня і верхня границі шуканих вихідних концентрацій речовин.

Загальна кількість змінних при цьому складає

$$\sum_{i=1}^{M_1} R_i + M_2 \cdot n. \quad (2.74)$$

За величину B (верхню границю шуканих концентрацій), згідно діючої методології екологічного нормування скидів ЗВ [52], варто брати фактичні концентрації речовин (середні за останній календарний рік з відрахуванням найбільшого і найменшого значень). В той же час зазначений пункт дозволяє призначати допустимі концентрації вище фактичних для речовин, вміст яких у зворотній воді збільшується в процесі очищення. Тому за верхню границю B можуть призначатися більш високі значення, які обумовлені технічними параметрами ОС.

Більш проблематичним є вибір величини A (нижньої границі). Згідно діючої методології екологічного нормування скидів ЗВ, для речовин, які не нормуються по ЛОШ, за нижню границю шуканих концентрація приймається ГДК (крім випадку, коли фактична концентрація з самого початку менше ГДК), однак технологічно це не завжди досяжне. А для речовин, що нормуються за ЛОШ, нижня допустима границя зовсім не обговорена, що можливо вважати суттєвим методичним недоліком. Тому питання вибору нижньої границі шуканих допустимих концентрацій знаходиться в рамках компетенції фахівців з водоочищення. Крім того, в їх компетенцію входить і визначення принципу розподілу підприємств на групи по прийнятності систем очищення ЗВ.

2.2 Екологічне нормування вмісту розчиненого кисню в зворотних водах

Список нормованих речовин, для яких виробляється розрахунок ГДС, визначається Постановою КМУ від 11.09.1996 р. [62]. Відповідно до даної Постанови, у список обов'язкових для нормування речовин входить розчинений кисень, що, на відміну від забруднюючих речовин, сприятливо впливає на якісний стан водних екосистем. Тому погіршення якості природної води за показником розчинений кисень за рахунок потрапляння до неї ЗВ полягає не в збільшенні концентрації кисню, а, навпроти, у можливному його зниженні нижче допустимого рівню (на даний час, це, згідно [26], складає 4 мг/дм³).

Таким чином, удосконалювання методології нормування водовідведення в плані врахування вмісту розчиненого кисню в зворотних водах є актуальним. Більш перспективним при цьому бачиться оптимізаційний підхід, що враховує трансформацію речовин у воді ВО [52, 168].

Нижче наведена постановка оптимізаційної задачі для визначення мінімально допустимого вмісту розчиненого кисню у ЗВ. Задача розглядається на прикладі відведення ЗВ у водотік.

Для вирішення задачі необхідно визначити функцію мети, систему обмежень, а також змінні, що оптимізуються.

Багатофакторне дослідження закономірностей формування кисневого режиму у ВО проводилося в рамках багатьох робіт ВНДІВО (на теперішній час – УКРНДІЕП) у 1970 – 1980 роках [170]. Було доведено, що надходження і витрата кисню у воді визначається великою кількістю хімічних і біологічних факторів, які пов'язані з гідрологічними характеристиками водного об'єкта, біорізноманіттям мікрофлори і вищої водної рослинності. Однак у задачах нормування прийнятий спрощений підхід, що враховує дію двох протилежних процесів [171]:

- споживання кисню органічними речовинами, що обумовлене інтегральним показником БСК;

- реаерація – надходження кисню з атмосферного повітря і його розчинення у воді ВО.

Істотною відмінністю розрахунку допустимої концентрації розчиненого кисню в порівнянні з аналогічним розрахунком для забруднюючих речовин полягає в тому, що гранично припустимою концентрацією кисню у ВО є не верхня, а нижня допустима границя, обумовлена категорією водокористування.

При розрахунку концентрації розчиненого кисню вводиться в розгляд поняття дефіцит кисню D – різниця між концентрацією кисню у воді при повному насиченні (тобто в межах його розчинності при заданих температурі і тиску) $C_{нас}$ і його фактичною концентрацією C [171]:

$$D = C_{нас} - C. \quad (2.75)$$

Процес реаерації описується експоненційною залежністю подібно процесові самоочищення:

$$D(t) = D_0 \cdot \exp(-k_p t), \quad (2.76)$$

де t – момент часу, доба;

D_0 – початковий дефіцит кисню, мг/дм³;

k_p – константа реаерації, 1/добу.

Інтенсивність реаерації – це унікальна властивість водотоку, що залежить від великої кількості факторів. Тому визначення константи реаерації в лабораторних умовах не представляється можливим. Для наближених розрахунків можливо прийняти наступні довідкові значення константи реаерації для температури води 20⁰С: для малих річок $k_p = 0,5 - 0,8$, для середніх і великих річок зі швидкістю течії до 0,5 м/с $k_p = 0,2 - 0,25$, для річок зі швидкістю течії більш 0,5 м/с $k_p = 0,3 - 0,8$ [171].

Для довільної температури води T константа реаерації перераховується за формулою

$$k_p(T) = k_p(20) \cdot 1,0159^{T-20} \quad (2.77)$$

Дія обох процесів (біологічного споживання і реаерації), описується формулою Фелпса і Стрітера

$$D(t) = \frac{k_{БСК} \cdot C_{БПК}}{k_p - k_{БСК}} \cdot (\exp(-k_{БСК}t) - \exp(-k_p t)) + D_0 \cdot \exp(-k_p t), \quad (2.78)$$

де $k_{БСК}$ – коефіцієнт неконсервативності показника БСК_{повн}.

Остаточна концентрація розчиненого кисню визначається як різниця

$$C(t) = C_{нас}(T) - D(t). \quad (2.79)$$

У результаті дії обох процесів концентрація кисню у воді не змінюється монотонно, а має локальний мінімум. Характер динаміки зміни концентрації розчиненого кисню у воді ВО наведений на рис. 2.6.

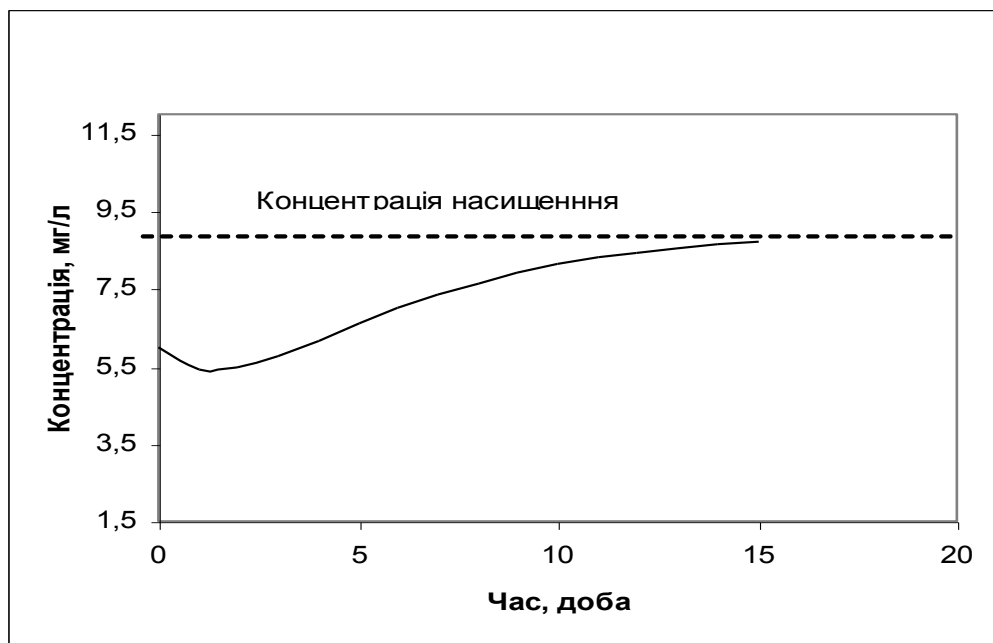


Рисунок 2.6 – Динаміка зміни концентрації розчиненого кисню у ВО

Момент часу, що відповідає мінімальній концентрації кисню, визначається рівнянням

$$t_{кр} = \frac{\ln \left[\frac{k_p}{k_{БСК}} \cdot \left(1 - \frac{D_0 \cdot (k_p - k_{БСК})}{k_p \cdot C_{БСК}} \right) \right]}{(k_p - k_{БСК})}. \quad (2.80)$$

У роботах [75, 83, 84, 172] був запропонований варіант оптимізаційної задачі для розрахунку ГДС, де за функцію мети бралось максимально допустиме комплексне техногенне навантаження на ВО, що не призводить до порушення необхідних норм якості води в контрольних створах (КС) по кожній забруднюючій речовині. Змінними, що оптимізуються, були взяті концентрації забруднюючих речовин у ЗВ. Бачиться доцільним застосування даного підходу і до знаходження мінімально допустимої концентрації кисню у ЗВ.

При постановці оптимізаційної задачі з розрахунку ГДС прийняті наступні умови:

- розглядається випадок повного змішання зворотних вод із водою річці;
- не приймається до уваги взаємозв'язок вмісту розчиненого кисню у ЗВ на виході з ОС з показником БСК.

У цьому випадку функція мети записується таким чином:

$$Z = \sum_{i=1}^m q^i (\mu_{БСК}^i \cdot x_{БСК}^i - \mu_{ПК}^i \cdot x_{ПК}^i) \rightarrow \max, \quad (2.81)$$

де i – порядковий номер випуску СВ;

m – кількість випусків;

$x_{БСК}^i$, $x_{ПК}^i$ – відповідно шукана допустима величина БСК_{повн} і концентрація розчиненого кисню;

$\mu_{БСК}^i$, $\mu_{ПК}^i$ – вагові коефіцієнти.

Вагові коефіцієнти можуть залежить від різних факторів: від ГДК, від вартості очищення СВ, від величини платні за забруднення ВО.

Обмеження в оптимізаційній задачі, що відносяться до показника БСК, повинні визначатися наступними вимогами Методичних рекомендацій з розроблення нормативів гранично допустимого скидання [52]:

- неперевищення ГДК у КС;
- встановлення допустимих концентрацій не вище фактичних;

- встановлення допустимих концентрацій не нижче ГДК.

Обмеження, що відносяться до вмісту розчиненого кисню, будуть аналогічні, за винятком зміни знака нерівності на протилежний.

Значення БСК у КС визначається виходячи з наступного балансового рівняння

$$C_{БСК}^{КС} = \frac{\sum_{i=1}^m q^i [(C_{БСК}^i - C_{БСК}^e) \cdot \exp(-n \cdot t^i) + C_{БСК}^e]}{Q} + \frac{q_\phi [(C_{БСК}^\phi - C_{БСК}^e) \cdot \exp(-n \cdot t^\phi) + C_{БСК}^e]}{Q}, \quad (2.82)$$

де n – коефіцієнт неконсервативності БСК_{повн};

t – час переміщення ЗВ до КС;

$C_{БСК}^i$, $C_{БСК}^\phi$ – відповідно значення БСК_{повн} у ЗВ випуску i у фоновому створі вище верхнього випуску;

$C_{БСК}^e$ – природне (без врахування антропогенного впливу) фонове значення БСК;

Q – витрата води в КС.

Якщо почати нумерацію випусків ЗВ із верхнього, то концентрація розчиненого кисню в районі випусків при прийнятих допущеннях розраховується за рекурентним співвідношенням:

$$C_{ПК}^i = \frac{f(C_{ПК}^{i-1}, t^{i-1} - t^i) \cdot \sum_{j=0}^{i-1} q^j + q^i C^i}{\sum_{j=0}^v q^j}, \quad (2.83)$$

де t – час переміщення води від випуску до КС;

f – розрахункова концентрація розчиненого кисню за формулами (2.78) і (2.79) з підстановкою $C_0 = C_{ПК}^{i-1}$ і $t = t^{i-1} - t^i$.

При цьому фоновий створ розглядається як нульовий випуск, а КС – як $(m+1)$ -й випуск із нульовою витратою ЗВ (рис. 2.7).

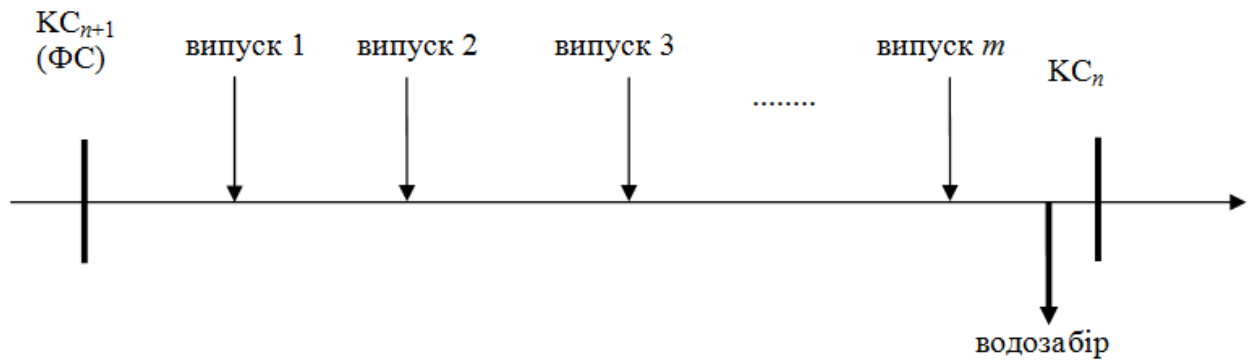


Рисунок 2.7 – Схема розташування випусків ЗВ

Не порушуючи загальності, припускаємо, що фактичне значення БСК у ЗВ перевершує ГДК. (У протилежному випадку знижується лише розмірність задачі, не порушуючи загальної логіки міркувань.) Система обмежень може бути записана в такий спосіб:

$$\begin{cases} C_{БСК}^{КС} \leq ГДК_{БСК}, \\ C_{РК}^{КС} \geq ГДК_{РК}, \\ x_{БСК}^i \leq C_{БСК}^i, \\ x_{РК}^i \geq C_{РК}^i, \\ x_{БСК}^i \geq ГДК_{БПК}. \end{cases} \quad (2.84)$$

Оскільки функція мети в оптимізаційній задачі (2.81) і обмеження (2.84) лінійні щодо шуканих концентрацій, те дана задача оптимізації є задачею лінійного програмування і може бути вирішена базовим симплексом-методом [144].

Нижче описаний модельний приклад розрахунку для двох взаємодіючих випусків ЗВ у водотік рибогосподарської категорії водокористування з одним КС [76]. В табл. 2.14 наведені вихідні дані для розрахунку.

Таблиця 2.14 – Вихідні дані для розрахунку ГДС

Параметр	Фоновий створ	Випуск № 1	Випуск № 2
Час переміщення води до КС, діб	1/3	1/4	1/3,5
Витрата води, м ³ /з	7	1	2
Концентрації, мг/дм ³ :			
БСК	2	5	7
розчинений кисень	4,5	2	3

Природна концентрація БСК_{повн} прийнята за довідковими даними на рівні 1,8 мг/дм³ [52]. Коефіцієнт реаерації кисню також прийнятий за довідковими даними на рівні 0,7 [171]. Концентрація насиченого кисню прийнята на рівні 9,17 мг/дм³, що відповідає нормальному атмосферному тискові і температурі природної води на рівні 20 С.

Підставляючи дані табл. 2.14 у функцію мети (2.78) і систему обмежень (2.81) складається початкова симплекс-таблиця (табл. 2.15) для наступної лінійної оптимізації.

Таблиця 2.15 – Початкова симплекс-таблиця

	x_2	x_3	x_4	x_6	x_7	x_8	
<i>l</i>	2	3	4	5	6	7	8
x_9	2,0952	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1,9417
x_{10}	0,0291	0,7277	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0985
x_{11}	0,0184	1,3925	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	45,1456
x_{12}	0,0000	0,0000	0,0000	1,1691	0,0000	0,0000	1,1648
x_{13}	0,0000	0,0000	0,0000	0,0176	0,3428	0,0000	0,0591
x_{14}	0,0000	0,0000	0,0000	0,0132	0,8409	0,0000	27,0872
x_{15}	0,8381	0,0000	0,0000	0,7794	0,0000	0,0000	0,7790
x_{16}	0,0116	0,2911	0,0000	0,0117	0,2286	0,0000	0,0398
x_{17}	0,0074	0,5570	0,0000	0,0088	0,5606	0,0000	18,0595

продовж. табл. 2.15

1	2	3	4	5	6	7	8
x_{18}	-1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-0,3900
x_{19}	0,0000	-1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0200
x_{20}	0,0000	0,0000	-1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-9,0300
x_{21}	0,0000	0,0000	0,0000	-1,0000	0,0000	0,0000	-0,3900
x_{22}	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-1,0000	0,0000	-0,0200
x_{23}	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-1,0000	-9,0300
	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	8,0000

Опускаючи проміжні симплекси-перетворення, у табл. 2.16 наведена результуюча симплекс-таблиця, що дає шукане оптимальне вирішення, наочний зміст якого представлений у табл. 2.17.

Таблиця 2.16 – Результуюча симплекс-таблиця

	x_{15}	x_{22}	x_{11}	x_{12}	x_{10}	x_{14}	
x_9	-2,4999	0,0000	0,0000	-1,9485	0,0000	0,0000	0,7540
x_{16}	-0,0001	-2,4998	0,0000	-0,0293	-0,5715	0,0000	0,0218
x_{17}	0,0443	-4,7836	0,0000	-0,0215	-1,0935	0,0000	45,0199
x_2	0,0000	0,0000	0,0000	1,1691	0,0000	0,0000	0,7089
x_3	0,0000	0,0000	0,0000	0,0176	0,3428	0,0000	0,0454
x_4	0,0000	0,0000	0,0000	0,0132	0,8409	0,0000	27,0652
x_6	1,1932	0,0000	0,0000	0,9300	0,0000	0,0000	0,1768
x_7	-0,0475	3,4352	0,0000	0,0031	0,7853	0,0000	0,0628
x_8	0,0177	-1,9134	0,0000	0,0002	0,1232	0,0000	17,9946
x_{18}	1,1932	0,0000	0,0000	0,9300	0,0000	0,0000	0,5668
x_{13}	-0,0475	3,4352	0,0000	0,0031	0,7853	0,0000	0,0828
x_{20}	0,0000	0,0000	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000	17,0000
x_{21}	0,0000	0,0000	0,0000	-1,0000	0,0000	0,0000	0,3900
x_{19}	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-1,0000	0,0000	0,0200
x_{23}	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	1,0000	25,0000

У табл. 2.17 наведений результат рішення.

Таблиця 2.17 – Результат розв’язання оптимізаційної задачі

Концентрації, мг/дм ³	Випуск № 1	Випуск № 2	КС
БСК _{5повн}	3,000	6,873	3,000
Розчинений кисень	2,000	3,000	4,777

Як видно з табл. 2.17, розрахований оптимізаційним способом допустимий склад ЗВ за розглянутими показниками знаходиться в межах допустимих норм.

Поставлена оптимізаційна задача дозволяє визначати мінімально припустиму величину розчиненого кисню у ЗВ, що відводяться у ВО.

Для впровадження в практику запропонованої стратегії необхідно оптимізаційну задачу ускладнити в плані:

- врахування ринкових відносин при розподілі витрат на водоочищення;
- врахування взаємозалежності БСК і кількості розчиненого кисню у ЗВ на етапі очищення.

2.3 Врахування комплексних показників якості води водного об'єкта в задачах екологічного нормування скидів

Схожість впливу різних забруднюючих речовин на організм людини і екосистему робить необхідним передбачення комплексного впливу різних речовин [173, 174]. Попередня редакція Правил охорони поверхневих вод [50], за норматив якості води водних об'єктів вимагають крім неперевіщення допустимого вмісту забруднюючих речовин також робити комплексне врахування речовин по ознаках шкідливості, що лімітують (ЛОШ). Дане врахування полягає в угрупованні забруднюючих речовин по групах ЛОШ,

виходячи зі схожості шкідливого впливу на живі організми при найменших концентраціях даної речовини [149, 150, 169].

У водних об'єктах культурно-побутового і господарсько-питного користування розглядаються наступні групи ЛОШ:

- органолептичний;
- загально санітарний;
- санітарно-токсикологічний.

У водних об'єктах рибогосподарського призначення крім перерахованих вище також розглядаються наступні групи ЛОШ:

- токсикологічний
- рибогосподарський.

Врахування ЛОШ полягає у вимозі дотримання наступної умови:

$$\sum_j^M \frac{C_j}{C_{ГДК,j}} \leq 1, \quad (2.86)$$

де C_j – концентрації речовин з даним ЛОШ.

Ліва частина нерівності (2.86), по суті, означає комплексний показник якості води. (У ряді джерел, зокрема, у [169], наведена до ГДК сума концентрацій називається «інтегральним показником». Однак, на погляд автора даної роботи, більш адекватним найменуванням є «комплексний», оскільки розглядаються фактори забруднення різної природи, які не підлягають прямому підсумовуванню.)

Для водних об'єктів рибогосподарського призначення умова (2.86) повинна виконуватися для всіх нормованих речовин, що утримуються у воді. Для водних об'єктів культурно-побутового і господарсько-питного користування умова (2.86) розглядається тільки для речовин 1-го і 2-го класів небезпеки [52].

Система обмежень для випадку врахування ЛОШ виглядає в такий спосіб [173, 175]:

$$\left\{ \begin{array}{l} \sum_{k \in L_l} \frac{\sum_{i \in I_p} q^i \sum_{j=1}^n a_{kj}^i x_j^i + q^\phi \sum_{j=1}^n a_{kj}^\phi C_j^\phi}{Q \cdot C_{ГДК,k}} \leq 1, \\ x_k^i \leq C_k^i, \quad k = 1 \div 5, i = 1 \div m; \\ x_k^i \geq C_{ГДК,k}^i, \quad k = 1 \div 5, i = 1 \div m; \end{array} \right. \quad (2.87)$$

де l – індекс групи ЛОШ;

L_l – множина індексів речовин, що відносяться до l -ої групи ЛОШ.

Нижче розглядається модельний приклад, що підтверджує працездатність оптимізаційного підходу до нормування водовідведення в плані врахування ЛОШ [176]. Вихідні дані для розрахунку наведені в табл. 2.18.

Таблиця 2.18 – Вихідні дані для розрахунку ГДС

Параметри	Фоновий створ	Випуск № 1	Випуск № 2
Витрата води, м ³ /с	2	0,6	0,4
Концентрації речовин, мг/дм ³ :			
азот органічний	1	3	2,5
азот амонійний	0,2	8	15
азот нітритний	0,01	3,5	7
азот нітратний	7	17	25
залізо загальне	0,01	0,7	0,5

Вагові коефіцієнти для речовин азотної групи для підстановки у функцію мети (2.67) прийняті пропорційно вартості типового очищення по відповідній речовині:

$$\mu_1^i = 3, \quad \mu_2^i = 5, \quad \mu_3^i = 2, \quad \mu_4^i = 7, \quad i = 1 \div 2.$$

Вагові коефіцієнти для заліза загального не впливають на результат розрахунку, оскільки дана речовина не входить у ланцюжок речовин, що трансформуються.

Передбачається, що нижня границя можливої концентрації органічного азоту після очищення дорівнює $1,5 \text{ мг/дм}^3$.

З метою спрощення врахування довідкових даних щодо властивостей речовин приймається, що процес послідовної трансформації проходить «без втрат», тобто відсутній перехід азоту в хімічні сполуки, не розглянуті в даній задачі. Зроблене припущення дозволяє як коефіцієнти трансформації взяти коефіцієнти неконсервативності.

Підставляючи дані табл. 2.12 у функцію мети і систему обмежень, складається початкова симплекс-таблиця (табл. 2.19).

Таблиця 2.19 – Початкова симплекс-таблиця

	x ₁	x ₂	x ₃	x ₄	x ₅	x ₆	x ₇	x ₈	x ₉	x ₁₀	
<i>I</i>	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
x ₁₁	0,0849	1,5049	0,0432	0,0646	5,7074	0,0654	0,9997	0,031	0,0429	3,7746	4,7553
x ₁₂	0,015	0,405	10,19	0	0	0,01	0,295	5,715	0	0	4,895
x ₁₃	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1,5
x ₁₄	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,39
x ₁₅	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	0	-0,02
x ₁₆	0	0	0	-1	0	0	0	0	0	0	-9,03
x ₁₇	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	0	-0,1
x ₁₈	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	-1,5
x ₁₉	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	-0,39
x ₂₀	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	-0,02
x ₂₁	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	-9,03
x ₂₂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	-0,1
x ₂₃	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
x ₂₄	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	8
x ₂₅	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3,5
x ₂₆	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	17

продовж. табл. 2.19

<i>I</i>	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
x_{27}	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0,7
x_{28}	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2,5
x_{29}	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	15
x_{30}	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	7
x_{31}	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	25
x_{32}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,5
	-1,8	-3	-1,2	-4,2	-0,6	-1,2	-2	-0,8	-2,8	-0,4	0

У табл. 2.20 наведена результуюча симплекс-таблиця, що містить шукане оптимальне розв'язання. (Проміжні симплекси-перетворення опускаються.)

Таблиця 2.20 – Результуюча симплекс-таблиця

	x_{23}	x_{11}	x_{12}	x_{26}	x_{17}	x_{28}	x_{14}	x_{15}	x_{31}	x_{22}	
<i>I</i>	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
x_{19}	-0,085	1,0019	-0,0054	-0,0647	5,7183	-0,0655	1,5056	-0,0121	-0,043	3,7818	0,7296
x_{20}	0,0018	-0,0517	0,1753	0,0033	-0,2952	0,0016	-0,0068	1,7837	0,0022	-0,1952	3
x_1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,39
x_2	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0,02
x_3	0	0	0	0	0	0	0	-1	0	0	17
x_4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0,1
x_5	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	0	2,5
x_6	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0,6074
x_7	-0,085	1,0019	-0,0054	-0,0647	5,7183	-0,0655	1,5056	-0,0121	-0,043	3,7818	0,7496
x_8	0,0018	-0,0517	0,1753	0,0033	-0,2952	0,0016	-0,0068	1,7837	0,0022	-0,1952	25
x_9	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0,1
x_{10}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-1	1,5
x_{13}	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,61
x_{24}	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3,48
x_{25}	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	7,97
x_{16}	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	6,9
x_{27}	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
x_{18}	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	14,392

продовж. табл. 2.20

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
x_{29}	0,085	-1,0019	0,0054	0,0647	-5,7183	0,0655	-1,5056	0,0121	0,043	-3,7818	6,2504
x_{30}	-0,0018	0,0517	-0,1753	-0,0033	0,2952	-0,0016	0,0068	-1,7837	-0,0022	0,1952	15,97
x_{21}	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
x_{32}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	1,6314	1,9624	0,1293	4,0732	10,600	1,0704	0,0056	0,2027	2,7158	7,0074	152,90

У табл. 2.21 і 2.22 наведено оптимальне розв'язання в наочному вигляді, а також результат розв'язання задачі неоптимізаційним методом відповідно до існуючої методології екологічного нормування скидів ЗВ [52, додат. 1, п. 1.2.4]. (Вагомі коефіцієнти для врахування ЛОШ обрані ті ж, що й в оптимізаційній задачі.)

Таблиця 2.21 – Результат розрахунку допустимих концентрацій речовин у ЗВ

Речовина	Оптимізаційний метод		Неоптимізаційний метод	
	Випуск № 1	Випуск № 2	Випуск № 1	Випуск № 2
Азот органічний	$x_1 = 3,0$	$x_6 = 2,5$	3,0	3,0
Азот амонійний	$x_2 = 0,39$	$x_7 = 0,61$	0,72	0,72
Азот нітритний	$x_3 = 0,02$	$x_8 = 0,75$	0,31	0,31
Азот нітратний	$x_4 = 17$	$x_9 = 25$	6,8	6,8
Залізо	$x_5 = 0,1$	$x_{10} = 0,1$	0,2	0,2

Таблиця 2.22 – Розрахункові концентрації речовин у КС

Речовина	Оптимізаційний метод			Неоптимізаційний метод		
	Концент рація в КС, мг/дм ³	ГДК, мг/дм ³	Приведе на до ГДК концентр ація	Концент рація в КС, мг/дм ³	ГДК, мг/дм ³	Приведе на до ГДК концентр ація
токсикологічний ЛОШ						
азот амонійний	0,12	0,39	0,31	0,18	0,39	0,46
азот нітратний	4,4	9,03	0,49	1,75	9,03	0,19
залізо	0,02	0,1	0,20	0,04	0,1	0,40
			Сума: $1-x_{11}/Q$ =1,00			Сума: 1,05
санітарно-токсикологічний ЛОШ						
азот нітритний	0,02	0,02	1,00	0,023	0,02	1,15
			Сума: $1-x_{12}/Q$ =1,00			Сума: 1,15

Порівнюючи обидва результати, видно, що при розрахунку оптимізаційним методом екологічні вимоги дотримуються по обох групах ЛОШ, а розрахунок відповідно до МР [52] приводить до відносно невеликого порушення нормативів по ЛОШ, що зв'язано з ігноруванням процесів трансформації речовин. Однак у випадку розгляду більш великої ділянки річки і повного переліку забруднюючих речовин, що утримуються в зворотних водах, недотримання екологічних вимог у плані врахування ЛОШ буде більш значним.

2.4 Врахування інтегральних показників стану водного об'єкта в задачах екологічного нормування скидів

Підходи до оцінки якості води, що викладені в п. 2.3, спрямовані на оцінку якості води у визначеній точці і не містять методичний інструментарій, що дозволяє робити висновок про стан ВО у цілому (або досить протяжної його частини) [177-180]. В силу цього є актуальним використання інтегральних показників якості води. Особливо це актуальне для малих річок з низькою асимілюючою спроможністю [181, 182, 33, 183].

Методичні положення по оцінці стану водних об'єктів на основі спостережень у різних пунктах контролю розроблялися у 80-х роках ХХ століття. Один з варіантів інтегрального показника якості – коефіцієнт забрудненості (КЗ) – був розроблений у ВНДІВО в 1982 р. [184]. Даний показник розраховується за наступними формулами:

$$I = \frac{1}{n \cdot K} \sum_i^K \left(\sum_j^n \frac{1}{V_{ij}} \sum_v^{V_{ij}} p_{ijv} \right), \quad (2.88)$$

$$p_{ijv} = \begin{cases} C_{ijv} / ПДК_i, & \text{якщо } C_{ijv} > ПДК_i, \\ 1, & \text{якщо } C_{ijv} \leq ПДК_i, \end{cases} \quad (2.89)$$

де K — кількість розглянутих забруднюючих речовин;

i, j, v — індекси відповідно речовини, пункту контролю (ПК) і виміру;

n — кількість ПК;

V_i — кількість вимірів i -го параметра,

C_{ijv} — концентрація речовини.

В роботі [184] був запропонований показник якості води, що враховує відстані між ПК:

$$I = \frac{1}{L} \sum_{j=1}^{J-1} p_j \cdot l_j, \quad (2.90)$$

де p_j — оцінка якості води (комплексна або спрощена) у j -ом ПК;

l_j — довжина ділянки річки між j і $j+1$ ПК;

L – довжина розглянутої ділянки річки.

Як легко бачити, формула (2.90) являє собою розраховане методом прямокутників наближене значення інтеграла

$$I = \int_L p(l) dl . \quad (2.91)$$

Літературний огляд, що був проведений, по пошуку більш пізніших розробок у цьому напрямку результатів не дав.

Недоліком обох підходів є рівнозначність пунктів контролю. Однак вимоги до якості води не можуть бути єдиними на всьому протязі річки, і повинні залежить від характеру водокористування й антропогенного навантаження. З урахуванням градації ПК інтегральний показник може бути записаний у такий спосіб:

$$I = \sum_{j=1}^n w_j \cdot p_j , \quad (2.92)$$

де j – індекс пункту ПК;

w_j – ваговий коефіцієнт ПК;

n – кількість ПК.

Діюче на сьогоднішній день водоохоронне законодавство не передбачає ранжирування ПК по ступені їхньої важливості. Тому для встановлення вагових коефіцієнтів можливо скористатися експертним висновком.

Якщо пункти контролю уздовж ВО встановлені (вибір місця розташування ПК – окрема задача, що у дійсній роботі не розглядається), то результатом експертизи повинні стати вагові коефіцієнти, що характеризують важливість кожного ПК. Для цього призначається одна або кілька груп фахівців-експертів, у задачу яких входить:

1) інтуїтивний-логічний аналіз значущості кожного ПК із позиції близькості населеного пункту, питного водозабору, організованих і неорганізованих зон відпочинку, любительського рибальства і т.і., а також з позиції інтенсивності антропогенного забруднення;

2) призначення кількісних показників (рангів) значущості кожного ПК.

Кількісні характеристики значущості можуть призначатися по 4-х бальній системі відповідно до табл. 2.23.

Таблиця 2.23 – Відповідність якісних і кількісних характеристик значущості ПК

Якісна характеристика значущості ПК	Кількісна характеристика значущості ПК (ранг)
найбільш важливий	4
дуже важливий	3
важливий	2
не дуже важливий	1

Для подальших розрахунків призначені експертами кількісні характеристики (ранги) перераховуються у вагові коефіцієнти шляхом осереднення

$$Z_i = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{m} \quad (2.93)$$

і подальшого нормування

$$w_k = \frac{Z_k}{\sum_{i=1}^n Z_i} \quad (2.94)$$

Оцінка може вважатися досить надійною тільки за умови гарної погодженості суджень окремих фахівців-експертів. Одним із способів оцінювання погодженості експертів є використання коефіцієнта конкордації. Суть методу в загальному вигляді полягає у наступному [185]. Нехай є n об'єктів, які підлягають ранжируванню, і m експертів. Кожен j -й експерт

робить самостійне ранжирування об'єктів. В результаті виходить матриця рангів $\{x_{ij}\}$, де $x_{ij} \in \{1, \dots, n\}$.

У тому випадку, якщо погодженість суджень «ідеальна», тобто всі судження збігаються, то має місце:

$$x_{i1} = x_{i2} = \dots = x_{im}, i = 1 \div n.$$

Якщо ж ситуація протилежна, тобто судження абсолютно неузгоджені, то для кожного об'єкта i значення x_{ij} – це випадкова дискретна рівномірно розподілена величина в інтервалі від 1 до n з математичним очікуванням $(n+1)/2$. А математичне очікування суми рангів, що були надані якому-небудь об'єктові всіма експертами, дорівнює:

$$M\left(\sum_{j=1}^m x_{ij}\right) = \sum_{j=1}^m M(x_{ij}) = \frac{1}{2} \cdot (n+1) \cdot m \quad (2.95)$$

Імовірність суджень експертів визначається ступенем відхилення розрахованої суми $\sum_{j=1}^m x_{ij}$ від правої частини формули (2.95). Контрольною величиною при перевірці гіпотези про погодженість експертних суджень буде коефіцієнт конкордації [185], що дорівнює:

$$W = \frac{12 \cdot S}{m^2 \cdot (n^3 - n)}, \quad (2.96)$$

де S – величина, що розраховується за формулою

$$S = \sum_{i=1}^n \left(\sum_{j=1}^m x_{ij} - \frac{1}{2} m \cdot (n+1) \right)^2. \quad (2.97)$$

Статистична значимість величини W при заданому рівні надійності p перевіряється по χ^2 -критерію [186, 187].

Однак вищеописаний механізм оцінки погодженості експертних суджень припускає, що кожному об'єктові надається свій унікальний ранг, тобто кількість об'єктів збігається з кількістю можливих рангів. Але при ранжируванні ПК така кількість рангів є зайвим. Якщо кількість рангів дорівнює R ($R < n$), то математичним очікуванням величини x_{ij} буде значення $(R+1)/2$, і величина S у цьому випадку буде дорівнюватися

$$S = \sum_{i=1}^n \left(\sum_{j=1}^m x_{ij} - \frac{1}{2} m \cdot (R+1) \right)^2. \quad (2.98)$$

Остаточно для об'єктивної перевірки погодженості експертних суджень виконуються наступні дії:

- розраховується емпірична величина $\chi_{емт}^2$ за результатами проведеної експертизи:

$$\chi_{емт}^2 = m \cdot (n-1) \cdot W; \quad (2.99)$$

- знаходиться значення $\chi_{кр}^2$, яка дорівнює квантілі порядку p розподілу χ^2 зі ступенем свободи $k = n - 1$;
- порівнюються значення $\chi_{емт}^2$ і $\chi_{кр}^2$; якщо $\chi_{емт}^2 > \chi_{кр}^2$, те коефіцієнт конкордації W вважається статистично значущим, а судження експертів погодженим.

У протилежному випадку, тобто якщо судження експертів виявляється неузгодженим, задача призначення вагових коефіцієнтів повторно ставиться перед групою експертів.

Після встановлення вагових коефіцієнтів w для всіх пунктів контролю система обмежень оптимізаційної задачі приймає наступний вигляд системи нерівностей:

$$\begin{cases} \sum_{k \in L_j} I_k \leq I_0, \\ C_j^k \leq ГДК_j, \quad k = 1 \div K, j = 1 \div J; \\ C_{O_2}^k \geq ГДК_{O_2}. \end{cases} \quad (2.100)$$

де j – індекс показника забруднення;

k – індекс КС;

C – концентрація речовини в КС;

$C_{O_2}^k$ – концентрація розчиненого кисню;

I – інтегральний показник якості води.

Вибір конкретного інтегрального показника при розв'язанні задачі нормування водовідведення виходить за рамки дійсної дисертаційної роботи і повинний визначатися інструктивними і методичними документами в галузі водоохоронні на підставі окремих наукових досліджень.

2.5 Екологічне нормування скидів на основі бальної (індексної) системи оцінки якості природної води

У наступний час в європейській практиці має місце тенденція перегляду підходу до оцінки якості природної води: замість точкових величин нормативів – ГДК розробляються бальні (індексні) системи оцінок [11, 87, 88]. В Україні бальні оцінки використовуються для екологічного нормування, коли на перший план стає охорона екосистеми, а не її користувача (тобто, людини). Бальні оцінки припускають поділення діапазону можливих значень показників забруднення (концентрацій забруднюючих речовин або інтегральних показників якості типу БСК, мінералізації і т.п.). При цьому кожному діапазону ставиться у відповідність якісна оцінка стану води по даному показнику. Остаточна оцінка стану води – це середня оцінка за всіма показниками. При цьому можливі угруповання показників по яких-небудь ознаках. В цьому випадку проміжним елементом розрахунку буде розрахунок оцінки в кожній групі. Істотна відмінність бального підходу до оцінки якості природної води від традиційної, з використанням граничних концентрацій, викликає необхідність адаптації оптимізаційної задачі нормування скиду зворотних вод для випадку врахування бальної системи оцінок.

У загальному випадку бальна система оцінки якості води може включати біологічну складову. Це відповідає світовій практиці, оскільки класичні індекси сапробності дозволяють проводити тестування лише рівню забруднення органічними речовинами, які біологічно розпадаються, без відображення величини біогенного навантаження на водотоки [188], а

стандартна гідрохімічна оцінка в ряді випадків дає недостовірні результати і не враховує деякі види антропогенних впливів [12, 188-191], а також можливе забруднення, яке викликане природними факторами.

Можливість проводити нормування водовідведення на основі бальної системи оцінки якості природної води була розглянута, зокрема, у роботі [78]. Однак, у зазначеній роботі розглядався не оптимізаційний підхід і тому описаний підхід не може вирішити кінцеві задачі нормування (див. розд. 1). Тому постановка оптимізаційної задачі з розрахунку ГДС на основі бальної системи є актуальною.

Функція мети при бальному (індексному) підході не змінюється: критерієм оптимізації може залишатися як мінімізація вартості очищення ЗВ, так і максимізація антропогенного навантаження. Однак при бальному підході змінюється вид обмежень, що реалізують принцип непогіршення сформованої якості. В системі обмежень замість блоку $C_{kc} \leq ГДК$ вводяться наступні обмеження:

$$I_{\Sigma} \leq I_{допуст}, \quad (2.101)$$

де I_{Σ} – комплексна оцінка якості природної води в КС при досягненні ГДС;

$I_{допуст}$ – допустима комплексна оцінка якості природної води (аналог ГДК у випадку комплексного підходу до нормування).

У дійсній роботі розглядається методологія бальної оцінки стану води, яка наведена у методиці [27]. Методика припускає класифікацію поверхневих вод по трьох групах:

- 1) по сольовому складі;
- 2) за еколого-санітарними показниками;
- 3) по токсичних і радіаційних показниках.

Кожна класифікація розділяє якість води по діапазонах концентрацій забруднюючих компонентів на 5 класів і 7 категорій (табл. 2.24).

Таблиця 2.24 – Екологічна класифікація якості поверхневих вод суші й естуаріїв за критерієм сольового складу

Клас якості вод	I		II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7	
Показники, мкг/дм ³								
Сума іонів	1000-1500	1501-2000	2001-2500	2501-3000	3001-3500	351-4000	>4000	
Хлориди	≤200	201-400	401-600	601-800	801-1000	1001-1200	>1200	
Сульфати	≤400	401-800	801-900	901-1000	1001-1100	1101-1200	>1200	

З табл. 2.20 видно, що введено в розгляд дві шкали балів: категорія і клас якості. Суттєво, що це специфічна риса даної методики. В даній роботі не аналізується принциповість цього питання, а вивчається лише застосовність бальної системи до оптимізаційної задачі по розрахунку допустимого складу ЗВ.

У табл. 2.25 розглядається класифікація якості поверхневих вод суші і естуаріїв по трофо-сапробіологічним (еколого-санітарним) критеріям.

Таблиця 2.25 – Екологічна класифікація якості поверхневих вод по трофо-сапробіологічним критеріям

Клас якості вод	I		II		III		IV	V
<i>I</i>	2	3	4	5	6	7	8	
Кат-я якості вод	1	2	3	4	5	6	7	
Пок-ки, мкг/дм ³								
<i>I</i>	2	3	4	5	6	7	8	
<i>гідрофізичні:</i>								
завислі речовини, мг/дм ³	<5	5-10	11-20	21-30	31-50	51-100	>100	

продовж. табл. 2.25

1	2	3	4	5	6	7	8
прозорість, м	>1,5	1,0-1,5	0,65-0,95	0,50-0,60	0,35-0,49	0,2-0,30	<0,20
<i>гідрохімічні:</i>							
рН	6,9-7,0 7,1-7,5	6,7-6,8 7,6-7,9	6,5-6,6 8,0-8,1	6,3-6,4 8,2-8,3	6,1-6,2 8,4-8,5	5,9-6,0 8,6-8,7	<5,9 >8,7
азот амонійний	<0,10	0,10-0,20	0,21-0,30	0,31-0,50	0,51-1,00	1,01-2,50	>2,50
азот нітритний	<0,002	0,002- 0,005	0,006- 0,010	0,011- 0,020	0,021- 0,050	0,051-0,100	>0,100
азот нітратний	<0,20	0,20-0,30	0,31-0,50	0,51-0,70	0,71-1,00	1,01-2,50	>2,50
фосфор фосфатів	<0,015	0,015- 0,030	0,031- 0,050	0,051- 0,100	0,101- 0,200	0,201-0,300	>0,300
розчинений кисень	>8,0	7,6-8,0	7,1-7,5	6,1-7,0	5,1-6,0	4,0-5,0	<4,0
% насичення	96-100 101-105	91-96 106-110	81-90 111-120	71-80 121-130	61-70 131-140	40-60 141-150	<40 >150
перманентна окислюваність	<3,0	3,0-5,0	5,1-8,0	8,1-10,0	10,1-15,0	15,1-20,0	>20,0
біхроматна окислюваність	<9	9-15	16-25	26-30	31-40	41-60	>60
БСК ₅	<1,0	1,0-1,6	1,7-2,1	2,2-4,0	4,1-7,0	7,1-12,0	>12,0
<i>гідробіологічні:</i>							
біомаса фітопланктону	<0,5	0,5-1,0	1,1-2,0	2,1-5,0	5,1-10,0	10,1-50,0	>50,0
індекс самоочищення-самозабруднення (A/R)	1,0	0,9 1,1	0,8 1,2	0,7 1,3-1,5	0,6 1,6-2,0	0,5 2,1-2,5	<0,5 >2,5

У табл. 2.26 наведена класифікація якості поверхневих вод суші й естуаріїв за критерієм вмісту специфічних забруднюючих речовин токсичної дії.

Таблиця 2.26 – Екологічна класифікація якості поверхневих вод суші й естуаріїв за критерієм вмісту специфічних речовин токсичної дії

Клас якості вод	I			II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7		
Показники, мкг/дм ³									
<i>I</i>	2	3	4	5	6	7	8		
Ртуть	<0,02	0,02-0,05	0,06-0,20	0,21-0,50	0,51-1,00	1,01-2,50	>2,50		
Кадмій	<0.1	0.1	0,2	0,3-0,5	0.6-1,5	1,6-5.0	>5,0		
Мідь	<1	1	2	3-10	11-25	26-50	>50		
Цинк	<10	10-15	16-20	21-50	51-100	101-200	>200		
Свинець	<2	2-5	6-Ю	11-20	21-50	51-100	>МЗО		
Хром (загальний)	<2	2-3	4-5	6- 10	11-25	26-50	>50		
Нікель	<1	1-5	6-10	11-20	21-50	51-100	>100		
Миш'як	<1	1-3	4-5	6-15	16-25	26-35	>35		
Залізо (загальне)	<50	50-70	76-100	101-500	501-1000	1001-	>2500		
Марганець	<10	10-25	26-50	51-100	101-500	501-1250	>1250		
Фториди	<100	100-125	126-150	151-200	201-500	501-1000	>1000		
Ціаніди	0	1-5	6-10	10-25	26-50	51-100	>100		
Нафтопродукти	<10	10-25	26-50	51-100	101-200	201-300	>300		
Феноли	0	<1	1	2	3-5	6-20	>20		
СПАР	0	<10	10-20	21-50	51-100	101-250	>250		

По-перше, згідно з даними табл. 2.24-2.26, для кожної речовини розраховуються індивідуальні клас і категорія. Потім для кожної групи розраховуються клас і категорія як середнє арифметичне для всіх речовин групи. На останньому етапі осереднюються клас і категорія по трьох групах:

$$I_{\Sigma} = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{3}, \quad (2.102)$$

де I_1, I_2, I_3 – класи або категорії якості відповідно по сольових, еколого-санітарних, токсичних і радіаційних показниках якості.

Оцінка якості води проводиться відповідно до градації, наведеної в табл. 2.27.

З формальної точки зору для постановки задачі несуттєво, що вибирати як величини I – класи або категорії якості. В даній роботі як приклад обрана класифікація по категоріях якості як більш наочна.

Формалізація обмежень для оптимізаційної задачі виробляється в такий спосіб [192]. Нехай $\{a_i\}, i = 1 \div n$, – границі діапазонів, що відповідають категоріям якості від 1 до n .

Таблиця 2.27 – Класи і категорії поверхневих вод суші й естуаріїв України по екологічній класифікації

Клас якості вод	I	II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
Назва класів і категорій якості вод по їх стану	Відмінні	Гарні		Задовільні		Погані	Дуже погані
	Відмінні	Дуже гарні	Гарні	Задовільні	Помірно-середні	Погані	Дуже погані
Назва класів і категорій якості вод по ступені їхньої чистоти (забруднення)	Дуже чисті	Чисті		Забруднені		Брудні	Дуже брудні
	Дуже чисті	Чисті	Досить чисті	Слабко забруднені	Помірно забруднені	Брудні	Дуже брудні

Далі вводиться в розгляд функція

$$S(C_j) = \sum_{i=1}^{n_k-1} \text{sign}(C_j - a_i), \quad (2.103)$$

де C_j – концентрація речовини в КС при досягненні ГДС;

n – кількість категорій якості ($n = 7$);

$sign(x)$ – функція, що дорівнює -1 при $x < 0$, 0 при $x = 0$, 1 при $x > 0$.

У випадку найвищої якості води, коли $C_j < a_i$ і $I = 1$, має місце

$$S = 1 - n. \quad (2.104)$$

При переході концентрації C в кожен наступний діапазон значення функції S збільшується на 2 , а категорія якості I збільшується на 1 . Таким чином, значення категорії якості по кожному окремому показнику (концентрації речовини або інтегральному показнику) знаходяться в наступній функціональній залежності:

$$I = \frac{1}{2} \cdot S(C) + \frac{n+1}{2}. \quad (2.105)$$

У цьому випадку по кожній групі речовин

$$I_k = \frac{1}{N_k} \sum_{i=1}^{N_k} \left(\frac{S(C_i)}{2} + \frac{n+1}{2} \right) = \frac{1}{2N_k} \sum_{i=1}^{N_k} S(C_i) + \frac{n+1}{2} \quad (2.106)$$

Тоді остаточне обмеження (2.97) записується у вигляді

$$I_{\Sigma} = \frac{1}{3} \cdot \sum_{k=1}^K I_k = \frac{n+1}{6} + \frac{1}{6} \cdot \sum_{k=1}^K \frac{1}{N_k} \sum_{i=1}^{N_k} S(C_i) \quad (2.107)$$

Отримана залежність в оптимізаційній задачі використовується для запису обмеження, що стосується дотримання норм якості води водного об'єкту.

2.6 Екологічне нормування скидів зворотних вод з врахуванням стохастичної і функціональної залежності між концентраціями забруднюючих речовин після очищення

У загальному випадку задача нормування скидань ЗВ є зворотною задачею прогнозування якості води ВО: розраховуються допустимі концентрації речовин у ЗВ, що не приводять до перевищення законодавчо затверджених ГДК речовин у ВО. (У випадку врахування ознак шкідливості, що лімітують (ЛОШ) вимога неперевищення ГДК змінюється на вимогу

неперевищення одиниці суми приведених до ГДК концентрацій забруднюючих речовин однієї групи ЛОШ.)

Однак при цьому в методичній літературі [52] не враховується можлива взаємозалежність концентрацій речовин на виході з очисних споруд (ОС), що може призвести до технологічно недосяжного результату розрахунку. Насамперед, це відноситься до складних речовин, коли концентрації складної речовини і його складових знаходяться у функціональній залежності (наприклад, сульфат натрію і натрій-іон, загальна мінералізація і її складові і т.і.).

Крім функціональної, залежність концентрацій речовин на виході з ОС може носити і стохастичний характер. Подібна залежність виникає завдяки комплексного характеру очищення.

Таким чином, необхідно розробити метод розрахунку допустимих концентрацій речовин у ЗВ з врахуванням стохастичної залежності концентрацій на виході з ОС [167, 193].

У таблиці 2.30, як приклад, наведені значення вхідних і вихідних концентрацій речовин в ЗВ після очищення на біологічних очисних спорудах підприємства УМГ «Харківтрансгаз» Шебелінське ЛВУ МГ (Харківська область України). Створення УМГ «Харківтрансгаз» пов'язане із розробкою Шебелінського газоконденсатного родовища. Відповідно до наказу Міністерства нафтової промисловості СРСР від 02.07.1956 №307 у складі Управління експлуатації газопроводу «Дашава — Київ» створено Харківське районне управління експлуатації газопроводу «Шебелінка-Харків». Основні види діяльності за профільними підрозділами :

- експлуатація магістральних газопроводів газотранспортної системи;
- експлуатація підземних сховищ газу;
- зберігання природного газу в підземних сховищах;
- транспортування природного газу споживачам.

Таблиця 2.28 – Значення вхідних і вихідних концентрацій

Дата	Завислі речовини	ХСК	БСК ₅	БСК _{полн}	Азот амон.	Нітрити	Нітрати
вхід							
07.12.10	34	214	131	0	11,05	0,75	3,35
05.01.11	30	38	15,2	17,4	10,2	0,69	4
04.02.11	14	22	10,2	13,5	3,7	0,61	4
01.03.11	14	22	10,2	13,5	3,7	0,61	4
04.05.11	5	123	63,1	50	11,03	0,61	3,76
07.06.11	5,2	120,4	63	52	11	0,83	3,79
05.07.11	5,7	121,3	64	53	12,1	0,81	3,69
02.08.11	5,6	121	63	54	12,2	0,8	3,6
04.10.11	5,7	121	63,2	53	12	0,8	3,5
05.03.12	14	130	70	53	130	0,8	3,4
вихід							
07.12.10	14	22,4	10,7	15	4	0,22	2,87
05.01.11	14	22	10,2	13,3	3,9	0,23	2,87
04.02.11	13,8	22,2	10,8	13,3	3,7	0,24	3,32
01.03.11	12,9	19,9	10,6	13,5	3,69	0,55	3,31
04.05.11	12,9	22,2	10,3	13,5	3,4	0,23	2,91
07.06.11	12	22	10,3	13,4	3,3	0,21	2,9
05.07.11	12,1	22,1	10	13	3,1	0,2	2,91
02.08.11	12	22,3	10,1	13,2	2,9	0,23	2,9
04.10.11	12,1	22	10	13,1	2,7	0,2	2,7
05.09.12	12	19	8,2	11,3	2,1	0,22	4

У табл. 2.29 наведена кореляційна матриця ступенів очищення, що розраховані за даними табл. 2.28.

Таблиця 2.29 – Кореляційна матриця ступенів очищення СВ за різними показниками

Показник	Завислі речов.	ХСК	БСК ₅	БСК _{полн}	Азот амон.	Нітрити	Нітрати
Завислі речовини	1						
ХСК	0,27	1					
БСК ₅	0,54	0,67	1				
БСК _{полн}	0,58	0,65	0,86	1			
Азот амонійний	0,83	0,47	0,85	0,82	1		
Нітрити	0,12	-0,50	0,26	0,11	0,29	1	
Нітрати	-0,11	-0,86	-0,65	-0,68	-0,43	0,25	1

Примітка: жирним шрифтом виділені статистично значимі коефіцієнти кореляції.

Як видно з табл. 2.29, у п'ятьох випадках має місце статистично значима кореляційна залежність між значенням різних показників складу води на виході з ОС, у трьох випадках (де одна з випадкових величин – це концентрація нітратів) статистично значима кореляційна залежність є негативною.

Перевірка статистичної значущості проводилася виходячи з того факту, що величина

$$Z = \frac{R}{\sqrt{1 - R^2}} \sqrt{N - 2}$$

задовольняє *t*-розподілові Стюдента з *N*-2 ступенями волі [186].

Таким чином, висновок про статистичну значимість робився виходячи з виконання умови

$$|R| > |R_{кр}|,$$

де $R_{кр}$ – критичне значення, яке дорівнюється розв'язанню рівняння

$$\frac{R_{кр}}{\sqrt{1-R_{кр}^2}} \sqrt{N-2} = t_{\alpha, N-2},$$

де $t_{\alpha, N-2}$ – квантіль розподілу Стьюдента;

α – прийнятий рівень значущості.

Підставляючи $N = 10$ і $\alpha = 0,05$, маємо $R_{кр}=0,63$.

За рахунок стохастичної залежності між вихідними концентраціями речовин після очищення СВ вплив їх скидання на якість води у ВО також буде мати імовірнісний характер. Тому вимога неперевищення ГДК у ВО повинна носити також імовірнісний характер.

При призначенні допустимих концентрацій речовин у СВ варто брати до уваги, чи зазначена в технічній документації на роботу ОС вихідна концентрація речовини або ступінь очищення

$$d = \frac{C-x}{C},$$

де C , x – відповідно вхідні і вихідні концентрації.

Якщо вихідна концентрація x (або ступінь очищення d) зазначена і, відповідно до розрахунку, концентрація задовольняє екологічним вимогам (тобто не приводить до перевищення ГДК у ВО чи встановленим екологічним нормативам), то за допустиму концентрацію призначається проектна величина концентрації. В протилежному випадку необхідно проводити розрахунок допустимих концентрацій.

Алгоритм призначення допустимих концентрацій речовин у ЗВ з врахуванням їх стохастичної залежності в найпростішому випадку для одного випуску ЗВ може бути побудований у такий спосіб. Розглядаються дві забруднюючі речовини. Приймаємо, що ступінь очищення 1-ї речовини зазначена в проектній документації і тому дану речовину розглядаємо як базову і її концентрацію на виході з ОС x_1 розглядаємо як регульовану, обумовлену режимом роботи ОС. Також допускаємо, що концентрація 2-ї речовини на виході з ОС x_2 стохастичне пов'язана з величиною x_1 , оскільки

очищення СВ від обох речовин відбувається одночасно. Необхідно визначити допустимі концентрації x_1 і x_2 за умови:

$$y_1 \leq ГДК_1 \quad (2.108)$$

$$P(y_2 \leq ГДК_2) \geq 0,95, \quad (2.109)$$

де y_1, y_2 – концентрації відповідних речовин у ВО.

Пропонований порядок розв'язання задачі наступний [193].

1. По ретроспективним даним методом регресійного аналізу (наприклад, методом найменших квадратів) визначається залежність між ступенем очищення обох речовин:

$$d_2 = a \cdot d_1 + b + \xi = \langle d_2 \rangle + \xi, \quad (2.110)$$

де a, b – параметри регресії;

ξ – нев'язка (випадкова величина з нульовим маточиком);

$\langle d_2 \rangle$ – маточик ступеню очищення 2-го речовини d_2 .

2. Визначається функція розподілу f_ξ .

3. Задається деяке значення x_1 .

4. Розраховується величина

$$d_1 = (C_1 - x_1) / C_{\text{exid1}}$$

і маточик

$$\langle d_2(x_1) \rangle = a \cdot d_1 + b.$$

5. Розглядається концентрація 2-ї речовини в контрольному створі як випадкова величина

$$y_2 = \frac{C_{\text{фон}} \cdot Q_{\text{фон}} + q_{\text{ст}} \cdot C_2 \cdot (1 - \langle d_2(x_1) \rangle)}{q_{\text{ст}} + Q_{\text{фон}}} + \frac{q_{\text{ст}} \cdot C_2 \cdot \xi}{q_{\text{ст}} + Q_{\text{фон}}} = A + B \cdot \xi \quad (2.111)$$

с щільністю розподілу

$$f_{y_2} = \frac{1}{A} + f_\xi \left(\frac{y_2 - A}{B} \right), \quad (2.112)$$

6. Розраховується

$$P(y_2 \leq ГДК_2) = \int_{-\infty}^{ГДК_2} f_{y_2}(x_1, y_2) dy_2 \quad (2.113)$$

і перевіряється умова

$$P(y_2 \leq ГДК_2) \geq 0,95. \quad (2.114)$$

7. Варіюючи величиною x_1 (тобто переходячи до п.3), знаходиться значення, що забезпечує P_{\max} .

Нижче наведений модельний приклад розрахунку.

Розглядаються дві забруднюючі речовини азотної групи – азот амонійний (1-а речовина) і нітрити (2-а речовина). Значення вхідних і вихідних концентрацій обираються за даними табл. 2.26. Розрахункові умови обрані наступні:

- витрата води у фоновому створі $Q_{фон} = 5 \text{ м}^3/\text{с}$, $q_{ст} = 0,2 \text{ м}^3/\text{с}$;
- концентрації речовин у фоновому створі: азоту амонійного – $0 \text{ мг}/\text{дм}^3$, нітритів – $3,41 \text{ мг}/\text{дм}^3$;
- концентрація азоту амонійного до очищення $50 \text{ мг}/\text{дм}^3$;
- концентрація нітритів до очищення $1 \text{ мг}/\text{дм}^3$;
- допустимі концентрації речовин у ВО: $ГДК_1 = 1 \text{ мг}/\text{дм}^3$, $ГДК_2 = 3,3 \text{ мг}/\text{дм}^3$.

Нижче наведений розрахунок допустимих концентрацій (проміжні статистичні величини розраховувалися за допомогою системи Excel).

Було визначено регресійна залежність між ступенем очищення обох речовин. В табл. 2.30 наведені значення ступенів очищення згідно з вихідними даними.

Таблиця 2.30 – Ступінь очищення СВ розглянутих речовин

Азот амонійний			Нітрити		
вхід C_1	вихід x_1	ступінь очищення $d_1=(C_1-x_1)/C_1$	вхід C_2	вихід x_2	ступінь очищення $d_2=(C_2-x_2)/C_2$
11,05	4	0,638	0,75	0,22	0,707
10,2	3,9	0,618	0,69	0,23	0,667
3,7	3,7	0	0,61	0,24	0,607
3,7	3,69	0,003	0,61	0,55	0,098
11,03	3,4	0,692	0,61	0,23	0,623
11	3,3	0,7	0,83	0,21	0,747
12,1	3,1	0,744	0,81	0,2	0,753
12,2	2,9	0,762	0,8	0,23	0,713
12	2,7	0,775	0,8	0,2	0,75
130	2,1	0,984	0,8	0,22	0,725

Результат побудови регресійної залежності між випадковими величинами d_1 і d_2 наступний:

$$d_2 = 0,45 \cdot d_1 + 0,37 + \xi. \quad (2.115)$$

Далі визначається функція розподілу f_ξ . Вибірка розрахованих нев'язань наведена в табл. 2.31.

Таблиця 2.31 – Вибірка розрахованих нев'язок

Ступінь очищення		Розрахована величина $\langle d_2 \rangle = a \cdot d_1 + b$	Нев'язки $\xi = \langle d_2 \rangle - d_2$
d_1	d_2		
1	2	3	4
0,638	0,707	0,660	-0,047
0,618	0,667	0,651	-0,016
0	0,607	0,371	-0,236
0,003	0,098	0,372	0,274
0,692	0,623	0,684	0,061

продовж. табл. 2.31

1	2	3	4
0,7	0,747	0,688	-0,059
0,744	0,753	0,708	-0,045
0,762	0,713	0,716	0,003
0,775	0,75	0,722	-0,028
0,984	0,725	0,817	0,092

Розраховане (вибіркове) середньоквадратичне відхилення при цьому дорівнює

$$\sigma_{\xi}=0,13.$$

Таким чином,

$$f_{\xi} = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma_{\xi}} \cdot \exp\left(-\frac{\xi^2}{2\sigma_{\xi}^2}\right) = 3,07 \cdot \exp\left(-\frac{\xi^2}{0,34}\right) \quad (2.116)$$

3. Концентрація нітритів у КС:

$$\begin{aligned} y_2 &= \frac{C_{\text{фон}} \cdot Q_{\text{фон}} + q_{\text{ст}} \cdot C_2 \cdot (1 - \langle d_2(x_1) \rangle)}{q_{\text{ст}} + Q_{\text{фон}}} + \frac{q_{\text{ст}} \cdot C_2 \cdot \xi}{q_{\text{ст}} + Q_{\text{фон}}} = \\ &= \frac{17,05 + 0,2 \cdot (1 - \langle d_2(x_1) \rangle)}{5,1} + 0,04 \cdot \xi \end{aligned} \quad (2.117)$$

3. Результат розрахунку. Варіюючи величину x_1 , одержуємо наступні значення:

Допустима концентрація азоту амонійного у СВ на виході з ОС:

$$x_1 = 21,5,$$

При цьому:

- ступінь очищення СВ по азоті амонійному складає

$$d_1 = \frac{C_1 - x_1}{C_1} = \frac{50 - 21,5}{50} = 0,57$$

- математичне очікування ступеня очищення нітритів:

$$\langle d_2 \rangle = a \cdot d_1 + b = 0,45 \cdot 0,57 + 0,37 = 0,63$$

- концентрація азоту амонійного в КС дорівнює:

$$y_1 = \frac{C_{1,фон} \cdot Q_{фон} + q_{ст} \cdot x_1}{q_{ст} + Q_{фон}} + \frac{0 \cdot 5 + 21,5 \cdot 0,2}{5,2} = 0,83$$

- математичне очікування вихідної після ОС концентрації нітритів у СВ:

$$\langle x_2 \rangle = C_2 \cdot (1 - d_2) = 0,34$$

- математичне очікування концентрації нітритів у ВО у КС дорівнює:

$$\langle y_2 \rangle = \frac{C_{2,фон} \cdot Q_{фон} + q_{ст} \cdot \langle x_2 \rangle}{q_{ст} + Q_{фон}} = \frac{3,41 \cdot 5 + 0,34 \cdot 0,2}{5,2} = 3,29$$

- функція імовірнісного розподілу розрахункової концентрації нітритів у КС:

$$f_{y_2} = 79,81 \cdot \exp\left(-\frac{(y_2 - 3,29)^2}{0,00005}\right)$$

- імовірність неперевикнення ГДК нітритів у контрольному створі дорівнює:

$$P(y_2 \leq ГДК_2) = \int_{-\infty}^{ГДК_2} f_{y_2}(x_1, y_2) dy_2 = 79,81 \cdot \int_{-\infty}^{3,3} \exp\left(-\frac{(y_2 - 3,29)^2}{0,00005}\right) dy_2 = 0,95.$$

На рисунку 2.8 наведений графік функції імовірнісного розподілу випадкової величини y_2 .

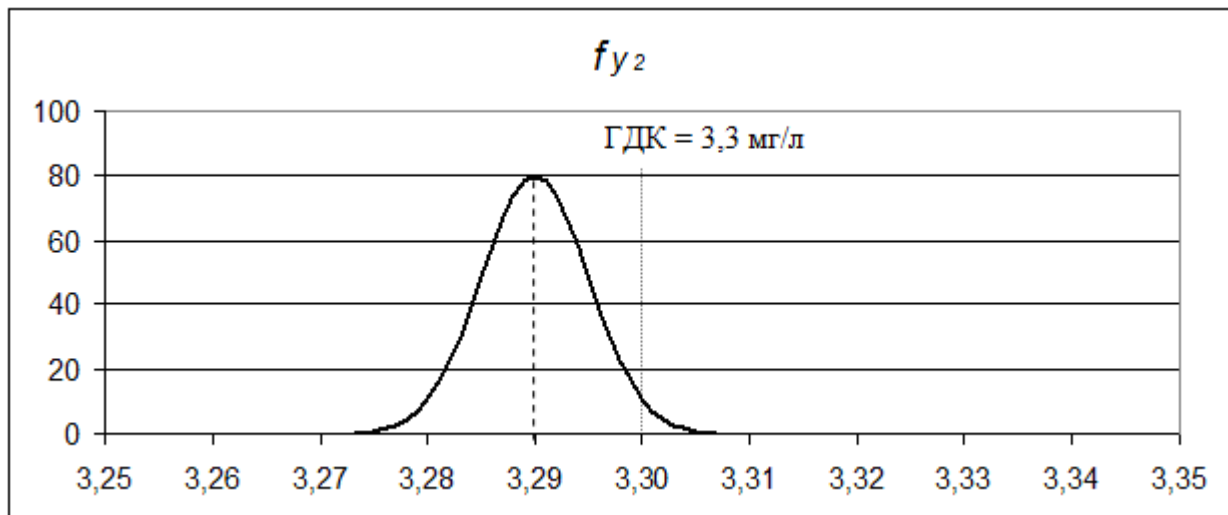


Рисунок 2.8 – Імовірнісний розподіл концентрації нітритів у контрольному створі

Таким чином, запропонований механізм дозволяє розраховувати значення допустимих концентрацій речовин у СВ, що забезпечують необхідну якість води ВО із заданою імовірністю.

При вирішенні задачі врахування стохастичної залежності між концентраціями ЗР в ЗВ функція регресії може бути побудована не тільки для ступенів очищення, а й безпосередньо для концентрацій.

Порядок вирішення завдання наступний:

1. Будується регресійна залежність $C_2 = C_2(C_1)$, а також верхня межа довірчого інтервалу

$$C_2^+ = C_2(C_1) + 2 \cdot \sigma, \quad (2.118)$$

де σ - середньоквадратичне відхилення величини C_2 .

2. Визначається верхня межа довірчого інтервалу для величини Y_2 виходячи з балансового рівняння:

$$Y_2^+ = \frac{C_2^+(C_1) \cdot q + C_\phi \cdot Q_\phi}{Q} = \frac{(C_2(C_1) + 2 \cdot \sigma) \cdot q + C_\phi \cdot Q_\phi}{Q}, \quad (2.119)$$

де C_ϕ - фонові концентрації нітратів у фоновому створі (ФС) вище випуску;

q , Q_ϕ , Q – відповідно витрата ЗВ, витрата річкової води в ФС і в КС, м³/с;

3. Підставляючи в ліву частину рівняння (2.119) ГДК₂ і розв'язуючи його відносно C_1 , знаходимо концентрацію, що задовольняє умові (2.114).

4. Перевіряється виконання умови (2.108). У разі його виконання вважаємо:

$C_{ГДС,1} = C_1$. У разі невиконання знаходиться шукана допустима концентрація 1-го речовини з балансового рівняння:

$$C_{ГДС,1} = \frac{1}{q} \cdot (ГДК_1 \cdot Q - C_\phi \cdot Q_\phi) \quad (2.120)$$

5. Концентрація 2-го речовини знаходиться за допомогою регресійного рівняння (2.118).

При розрахунку за басейновим принципом треба задачу нормування розв'язувати оптимізаційним методом. Тоді кількість змінних, які оптимізуються, зменшиться, а в системі обмежень замість першого блоку треба записувати наступне:

$$\left\{ \begin{array}{l} y_{kj} \leq \Gamma ДК_j, j = 1 \div n_j, k = 1 \div K; \\ P(y_{kl} \leq \Gamma ДК_l) \leq 1 - \alpha, l = 1 \div L, k = 1 \div K; \\ x_{ij} \leq C_{ij}^{\text{факт}}, j = 1 \div n, i = 1 \div m; \\ \langle x_{il} \rangle \leq C_{il}^{\text{факт}}, l = 1 \div L, i = 1 \div m; \\ x_{ij} \geq \Gamma ДК_j, j = 1 \div n, i = 1 \div m; \\ \langle x_{il} \rangle \geq \Gamma ДК_l, l = 1 \div L, i = 1 \div m; \\ \sum_{r=1}^{R_i} q_{ir} = q_i, i = 1 \div m; \end{array} \right. \quad (2.121)$$

де P – позначення ймовірності; $\langle \rangle$ – позначення математичного очікування; j, n_j – відповідно індекс та кількість речовин, концентрації яких в ЗВ після очищення не знаходяться в регресійній залежності з другими концентраціями, а при її наявності є регресорами; l, L – відповідно індекс та кількість речовин, концентрації яких в ЗВ після очищення знаходяться в регресійній залежності з другими концентраціями як відгуки.

У [194, 195] описується непараметричний спосіб розв'язання регресійної задачі шляхом вживання методу статистичних випробувань (метод Монте-Карло). Суть методу полягає в наступному: за даними вибірових спостережень $\{x_i^*, y_i^*\}$, $i=1 \div n$, шукана функція регресії $f(x)$ представляється як елемент евклідового функціонального простору Φ з заданим скалярним перемноженням елементів (f_1, f_2) і ортогональним базисом $\{\Theta_k\}$:

$$f(x) = \sum_{k=0}^M \gamma_k \Theta_k(x), \quad (2.122)$$

де γ_k – коефіцієнти розподілу, що розглядаються в даній задачі як невідомі параметри регресії,

M – порядок шуканої функції, визначається разом з параметрами регресії γ_k ;

Кожен параметр регресії, виходячи з ортогональності базису, дорівнює [196]:

$$\gamma_k = \frac{(y, \Theta_k(x))}{\|\Theta_k(x)\|^2}, \quad (2.123)$$

де чисельник є скалярне перемноження функцій, знаменник – квадрат норми базисного елемента функціонального простору.

В цьому випадку кожен k -й параметр регресії може оцінюватися як інтегральний показник за вибіркою $\{(y_i^*, \Theta_k(x_i^*))\}$ непараметричним методом Монте-Карло з подальшою перевіркою нульової гіпотези через розподіл випадкової величини

$$\gamma_k^* (\{w_i\}) = \frac{V}{2} \sum_{i=1}^{n+1} (a_i + a_{i-1})(w_i - w_{i-1}) \quad (2.124)$$

де $\{a_i\}$, $i=1 \div n$, варіаційний ряд за вибіркою $\{(y_i, \Theta_k(x_i))\}$;

V – об'єм області можливих значень величини a ;

$\{w_i\}$ – вибірка рівномірно розподілених випадкових величин відрізка $[0,1]$;

$a_0=a_1$, $a_{n+1}=a_n$, $w_0=0$, $w_{n+1}=1$.

Множина статистично значимих параметрів γ_k визначає, по-перше, саму шукану функцію $f(x)$, по-друге, межі довірчої смуги $f(x) \pm 2\sigma_f$, що відповідає рівню надійності приблизно 95 % [196].

Середньоквадратичне відхилення σ_f виражається за формулою:

$$\sigma_f = \sqrt{\sum_{i=1}^M D\gamma_k \Theta_k^2(x)}, \quad (2.125)$$

де $D\gamma_k$ – дисперсія розподілу величини (2.124).

За базис функціонального простору можуть бути обраними ортогональні системи поліномів (табл. 2.32) [187].

Таблиця 2.32 – Ортогональні системи поліномів

Назва	Позначення та формула k -го члена	Область ортогональності	Скалярне перемноження, що забезпечує ортогональність	Квадрат норми
Лежандра	$P_k = \frac{1}{2^n (n)!} \frac{d^n}{dx^n} (x^2 - 1)$	[-1,1]	$(P_k, P_l) = \int_{-1}^1 P_k P_l dx$	$\frac{2}{2k+1}$
Чебишева 1-роду	$T_k(x) = \cos(k \cdot \arccos(x))$	[-1,1]	$(T_k, T_l) = \int_{-1}^1 \frac{T_k T_l}{\sqrt{1-x^2}} dx$	$\frac{\pi}{2}, k \neq 0$ $\pi, k=0$
Чебишева 2-роду	$U_k(x) = \frac{\sin((k+1)\arccos(x))}{\sqrt{1-x^2}}$	[-1,1]	$(U_k, U_l) = \int_{-1}^1 U_k U_l \sqrt{1-x^2} dx$	$\frac{\pi}{2}$

Нижче наданий модельний розрахунок застосування непараметричного методу регресійного аналізу для визначення допустимого складу стічної води при наявності стохастичної залежності між вмістом в ній двох речовин азотної групи - нітратів і азоту амонійного, ГДК яких в поверхневих водах при рибогосподарської категорії водокористування складають відповідно 40 г/м³ і 1 г/м³ [24]. Обидві речовини є обов'язковими для нормування, згідно з Постановою КМУ № 1100 від 11.09.1996 [62]. В основу прикладу покладено проект розробки допустимих скидів ЗВ для підприємства «Сумихімпром», що виконаний НДУ «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» [197].

Розглядалося випуск виробничих ЗВ, що скидаються до р. Псел. Середня витрата ЗВ і меженний витрата річки становлять відповідно 0,16 м³/с і 4,88 м³/с. Фонова забрудненість щодо запропонованих показниками обиралася, згідно [72], за даними багаторічних спостережень. Концентрації речовин в ЗВ, за даними звіту [197], наведені в табл. 2.33.

Таблиця 2.33 - Концентрації нітратів і азоту амонійного в ЗВ підприємства «Сумхімпром», г/м³

Порядковий номер проби i	Концентрації нітратів, C_1	Концентрації азоту амонійного, C_2	Порядковий номер проби i	Концентрації нітратів, C_1	Концентрації азоту амонійного, C_2
1	6,4	3,70	8	2,6	1,74
2	8	4,53	9	1,9	1,38
3	9,2	5,15	10	3,3	2,10
4	7,2	4,12	11	5,5	3,24
5	2,3	1,58	12	6,6	3,81
6	1,2	1,02	13	4,5	2,72
7	1	0,91	14	9,2	5,15

Наявність статистично значущої стохастичній залежності між концентраціями обох речовин підтверджує високий рівень кореляції:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (C_1 - \bar{C}_1) \cdot (C_2 - \bar{C}_2)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (C_1 - \bar{C}_1)^2 \cdot \sum_{i=1}^n (C_2 - \bar{C}_2)^2}} = 0.98, \quad (2.126)$$

де \bar{C}_1, \bar{C}_2 – середні вибіркові значення концентрацій.

При побудові регресійної моделі за регресор (незалежну величину) обрана концентрація нітратів, за відгук (залежну величину) - концентрація азоту амонійного. Це пов'язано з тим, що концентрації нітратів в СВ значно нижче ГДК і оцінювати ризик перевищення ГДК в КС доцільно для азоту амонійного.

За базис функціонального простору обрана система поліномів Чебишева 1-го роду.

З метою побудови регресійної моделі непараметричним методом Монте-Карло необхідно множини значень регресорів (тобто концентрацій нітратів) відобразити на область ортогональності. З метою недопущення

поділу на 0 (див. табл. 2.32), відображення вироблялося на відрізок $[-0,9; 0,9]$ за формулою:

$$x = 0.9 + \frac{1.8 \cdot (C_1 - C_{1,max})}{(C_{1,max} - C_{1,min})} = 0.9 + \frac{1.8 \cdot (C_1 - 9.2)}{8.2} \quad (2.127)$$

де $C_{1,max}$, $C_{1,min}$ – відповідно максимальна і мінімальна концентрації нітратів.

Зворотний перехід здійснюється за формулою:

$$C_1 = \frac{(C_{1,max} - C_{1,min})}{1.8} \cdot x + \frac{(C_{1,max} + C_{1,min})}{2} = 4.56 \cdot x + 5.1 \quad (2.128)$$

Шукана функція регресії знаходилася в класі ступених функцій 4-го порядку, оскільки розглядати вищі порядки при малому об'ємі вибірки недоцільно [196]. Результат розв'язання регресійної задачі методом Монте-Карло наведений в табл. 2.34.

Таблиця 2.34 – Результат розв'язання регресійної задачі

Порядок елемента, k	Параметр регресії, γ_k	Дисперсія, $D\gamma_k$	Нижня межа інтервалу надійності 95 %, γ_k^{min}	Верхня межа інтервалу надійності 95 %, γ_k^{max}
1	3,033	0,382	2,109	4,097
2	2,355	2,027	0,142	5,637
3	0,080	1,705	-2,139	2,793
4	0,532	1,083	-2,663	1,170

Як видно з табл. 2.34, статистично значимими виявилися лише параметри регресії при лінійних доданках. (Оскільки для доданків вищого порядку має місце $0 \in [\gamma_k^{min}, \gamma_k^{max}]$.) Таким чином, регресійна залежність між концентраціями двох речовин в СВ має вигляд:

$$C_2 = 2.355 \cdot x_1 + 3.033 = 0.517 \cdot C_1 + 0.396 \quad (2.130)$$

Підставляючи дані табл. 2.35 у розрахункові формули, отримуємо наступне рівняння для визначення допустимої концентрації:

$$\frac{x_2^+(x_1) \cdot q + C_\phi \cdot Q_\phi}{Q} = ГДК_2;$$

$$\frac{(2.355 \cdot x_1 + 3.033 + 2 \cdot \sqrt{0.382 + 2.027 \cdot x_1^2}) \cdot 0.16 + 0.86 \cdot 4.88}{5.04} = 1;$$

$$x_1 = 0.31.$$

Переходячи до початкової змінної по формулі (2.130), отримуємо:

$$C_{ГДС,1} = 4.56 \cdot 0.31 + 5.1 = 6.5 \text{ г/м}^3.$$

Оскільки умова (2.108) виконується без сумніву (оскільки концентрація нітратів як в ЗВ, так і у фоновому створі менше ніж ГДК), то як допустима концентрація нітратів в ЗВ береться знайдена величина 6,5 г/м³. Це відповідає, згідно з розрахунком по формулі (2.130), допустимій концентрації азоту амонійного на рівні $C_{ГДС,2} = 3,76 \text{ г/м}^3$.

Для порівняння був також проведений розрахунок згідно МР [52]. В цьому випадку допустима концентрація азоту амонійного знаходиться виходячи з балансового рівняння (2.150):

$$C_{ГДС,2} = \frac{1}{q} \cdot (ГДК_2 \cdot Q - C_\phi \cdot Q_\phi) = \frac{1}{0.16} \cdot (1 \cdot 5.04 - 0.86 \cdot 4.88) = 5.32 \text{ г/м}^3. \quad (2.131)$$

За допустиму концентрацію нітратів, згідно п.3.2.2 [52], береться максимальне значення з ряду спостережень, оскільки воно не перевищує значення ГДК, тобто $C_{ГДС,1} = 9,2 \text{ г/м}^3$.

На рис. 2.9 наведена графічна ілюстрація проведених розрахунків. Як видно з графіку, допустима концентрація нітратів в ЗВ, що розрахована згідно МР [52], призводить до підвищеної (більше 5 %) імовірності перевищення ГДК азоту амонійного в КС. При розрахунку ГДС для великої ділянки басейну це призводить до ризику істотного забруднення поверхневих вод ЗВ підприємства.

Непараметричні методи статистичного аналізу можуть бути використані і для розв'язання однієї з підзадач екологічного нормування

скидів ЗВ – для оцінки впливу скиду стічних вод на якість води водного об'єкта.

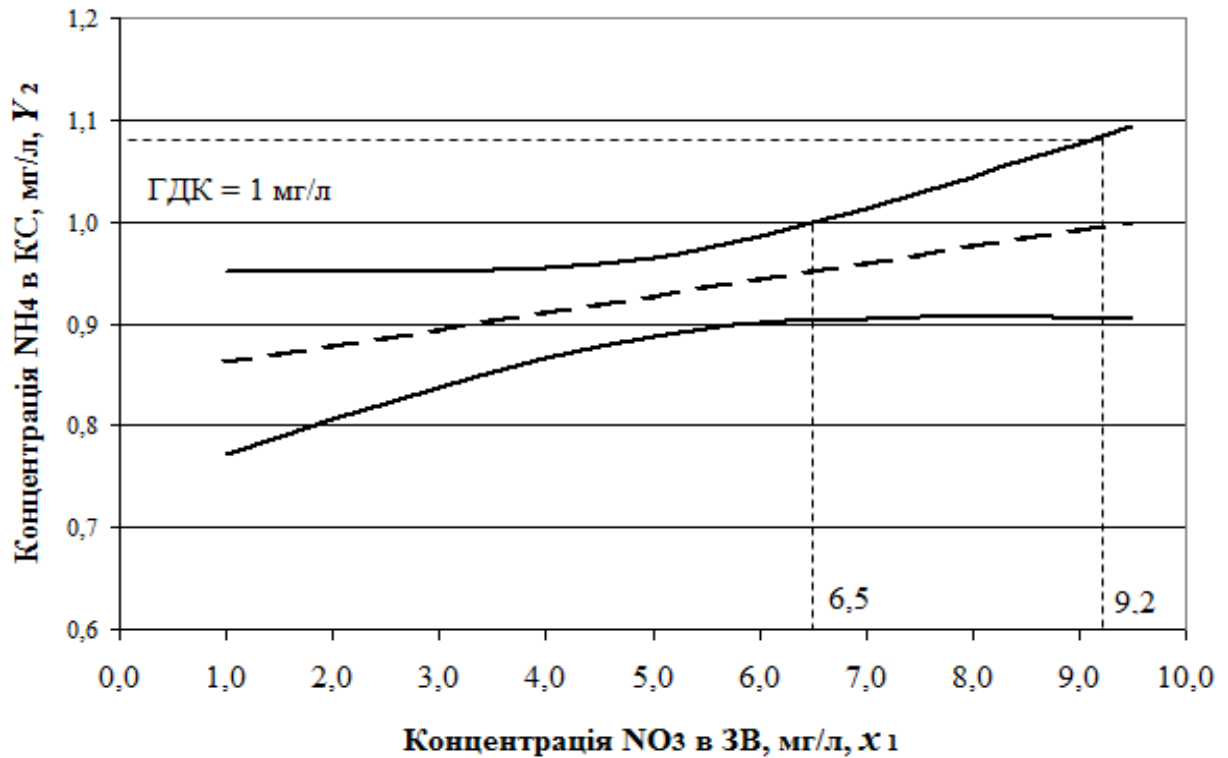


Рисунок 2.9 – Імовірнісна залежність концентрації азоту амонійного в КС р. Псел від концентрації нітратів в ЗВ (пунктирна лінія – імовірнісна функція, цільні лінії – довірчі межі)

З метою оцінки ступеня впливу окремих точкових джерел забруднення на якість води ВО у контрольних створах широко застосовують різні методи детермінованого математичного моделювання [134] (методи Караушева, Лапшева та ін.) Однак ефективність подібних методів істотно залежить від ступеня вивченості ВО – його гідрологічних і гідрохімічних характеристик, що не завжди реально. Крім того, виникає неясність, за яким критерієм варто робити висновок про значущості джерела забруднення. З цих причин для розв'язання даної задачі доцільно застосовувати статистичні методи, які при наявності моніторингових даних спостережень не вимагають специфічної інформації про ВО. В тому випадку, коли на якість природної води в

розглянутому КС з точки зору впливу на нього істотно відокремлюється який-небудь один фактор, або декілька факторів, але тільки один з них відрізняється кількісною характеристикою, може бути застосований кореляційний аналіз. Зокрема, на підставі результатів дослідження кореляційної залежності між якісними характеристиками ЗВ і якістю води ВО можливо зробити висновок про ступінь впливу ЗВ на стан ВО за розглянутими показниками.

Традиційний підхід до розв'язання даної задачі полягає в розрахунку вибіркового коефіцієнта кореляції і наступної перевірки нульової гіпотези, тобто перевірки на рівність нулю теоретичного (по всій генеральній сукупності) коефіцієнта кореляції. В випадку відхилення нульової гіпотези покладається, що кореляційна залежність між якісними характеристиками СВ і якістю природної води є статистично значимою, а коефіцієнт кореляції характеризує ступінь впливу даного джерела забруднення на якісний стан розглянутого ВО.

Вибірковий коефіцієнт кореляції розраховується за формулою:

$$R = \frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x}) \cdot (y_i - \bar{y}_i)}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2 \cdot \sum_{i=1}^N (y_i - \bar{y})^2}}, \quad (2.132)$$

де i , N – відповідно індекс та кількість вимірів;

x_i – значення показника якості ЗВ;

y_i – значення показника якості води в КС з урахуванням часу переміщення водних мас;

\bar{x} , \bar{y} – середні значення показників.

Перевірка статистичної значущості вибіркового коефіцієнта кореляції R робилася описаним вище способом. Однак наведений метод визначення статистичної значущості є надійним лише за умови нормального розподілу випадкових величин x і y [186]. В розглянутій же задачі ця умова може не виконаються за причиною специфіки умов водовідведення.

При наявності сумніву в коректності застосування традиційного підходу до перевірки статистичної значущості кореляція може бути досліджена методом bootstrap, що відноситься до групи непараметричних методів статистики (тобто не потребує інформації про закон і параметри імовірнісного розподілу випадкових величин) [198-199]. Суть методу bootstrap полягає в наступному. Для оцінки деякої величини T по вибірці спостережень $\{X_i\}$, $i = 1 \div N$, багаторазово складається bootstrap-вибірка $\{X^*_1, X^*_2, \dots, X^*_N\}$ з елементів початкової вибірки. При цьому деякі елементи початкової вибірки можуть повторюватися в кожній окремій bootstrap-вибірці, а деякі зовсім не включатися. Для кожної bootstrap-вибірки розраховуються оцінки $T^*(\{X^*_1, X^*_2, \dots, X^*_N\})$, по яких складається варіаційний ряд $\{T^*_1, T^*_2, \dots, T^*_B\}$, де B – кількість bootstrap-операцій. За шуканою оцінку береться середнє арифметичне ряду

$$\hat{T} = \frac{1}{B} \sum_{b=1}^B T^*_b, \quad (2.133)$$

а границями довірчого інтервалу – значення $\{T^*_b\}$ з порядковими номерами $[B \cdot \alpha/2]$ і $[B \cdot (1-\alpha/2)]$, де α – обраний рівень значущості. (Квадратні дужки означають цілу частину числа.)

Якщо за вибірку $\{X_i\}$ узяти множину пар випадкових чисел $\{x_i, y_i\}$, то методом bootstrap можливо оцінити коефіцієнт кореляції між випадковими числами x і y . В випадку невлучення нуля в зазначений довірчий інтервал робиться висновок про те, що вплив скиду ЗВ на ВО є статистично значущими при заданому рівні значущості. В протилежному випадку покладається, що при аналізі антропогенного забруднення ВО впливом розглянутого джерела можливо зневажити.

Нижче наведений модельний приклад використання кореляційного аналізу для оцінки впливу скиду СВ підприємства-водокористувача ДКП «Бердянський водоканал» на якість води Азовського моря за показником азот амонійний у двох контрольних створах, розташованого на відстані 500 м і

1000 м від місця скиду (відповідно КС-1 і КС-2). В розглянутому прикладі вибір результатів спостережень здійснювався з більш масштабного обсягу даних за принципом приблизної рівності витрати СВ конкретному значенню (близько 27 тис. м³/добу). Це дозволило розглядати добову витрату СВ як константу, а не випадкову величину.

Вихідні дані наведені в табл. 2.35.

Таблиця 2.35 – Концентрація азоту амонійного у СВ ДКП «Бердянський водоканал» і в морській воді в районі водовідведення (мг/дм³)

Порядковий номер заміру	СВ	КС-1	КС-2
1.	0,27	0,16	0,25
2.	0,16	0,11	0,07
3.	0,22	0,13	0,08
4.	0,22	0,13	0,07
5.	0,22	0,08	0,08
6.	0,98	0,6	0,3
7.	0,73	0,37	0,17
8.	0,23	0,09	0,09
9.	0,28	0,19	0,28
10.	0,79	0,25	0,21

Оскільки витрата СВ підприємства приблизно постійна, а концентрація розглянутої речовини непостійна, то встановити факт впливу скиду на якість морської води за даним показником можливо шляхом оцінки коефіцієнта кореляції між концентрацією азоту амонійного у СВ і у морській воді, а також наступної перевірки статистичної значущості розрахованого коефіцієнта.

У силу малого обсягу вибірки, перевірка закону розподілу розглянутих випадкових величин не може бути проведена з достатнім рівнем надійності.

Це дає підставу застосувати непараметричний метод для розрахунку. Для порівняння результатів також був проведений розрахунок традиційним методом.

Результат розрахунку коефіцієнта кореляції традиційним методом наведений у табл. 2.36.

Таблиця 2.36 – Результат розрахунку коефіцієнта кореляції традиційним (параметричним) методом

Контрольний створ	Вибірковий коефіцієнт R	Критичне значення $R_{кр}$	Висновок про статистичну значимість
КС-1	0,914	0,632	значима
КС-2	0,613	0,632	незначуща

Як видно з результатів розрахунку, СВ підприємства впливають на якість морської води в ближньому КС, а в КС, вилученому на відстань 1000 м від випуску, вплив несуттєвий.

Результат розрахунку коефіцієнта кореляції методом bootstrap (при кількості bootstrap-операцій $B = 500$ і рівні значущості $\alpha = 0,05$) наведений у табл. 2.39. Відповідні гістограми розподілу величини T^* наведені на рис. 2.3 і 2.4.

Таблиця 2.37 – Результат розрахунку коефіцієнта кореляції методом bootstrap

Контрольний створ	Оцінка коефіцієнта кореляції R	Довірчий інтервал $[R_-, R_+]$	Висновок про статистичну значимість
КС-1	0,919	[0,824; 0,992]	значима
КС-2	0,610	[0,247; 0,980]	значима

Як видно з табл. 2.32, коефіцієнт кореляції між концентраціями азоту амонійного у СВ і морській воді, який був оцінений методом bootstrap, є статистично значимим для обох КС.

На рис. 2.10 і 2.11 наведені гістограми розподілу величини T^* для обох створів.

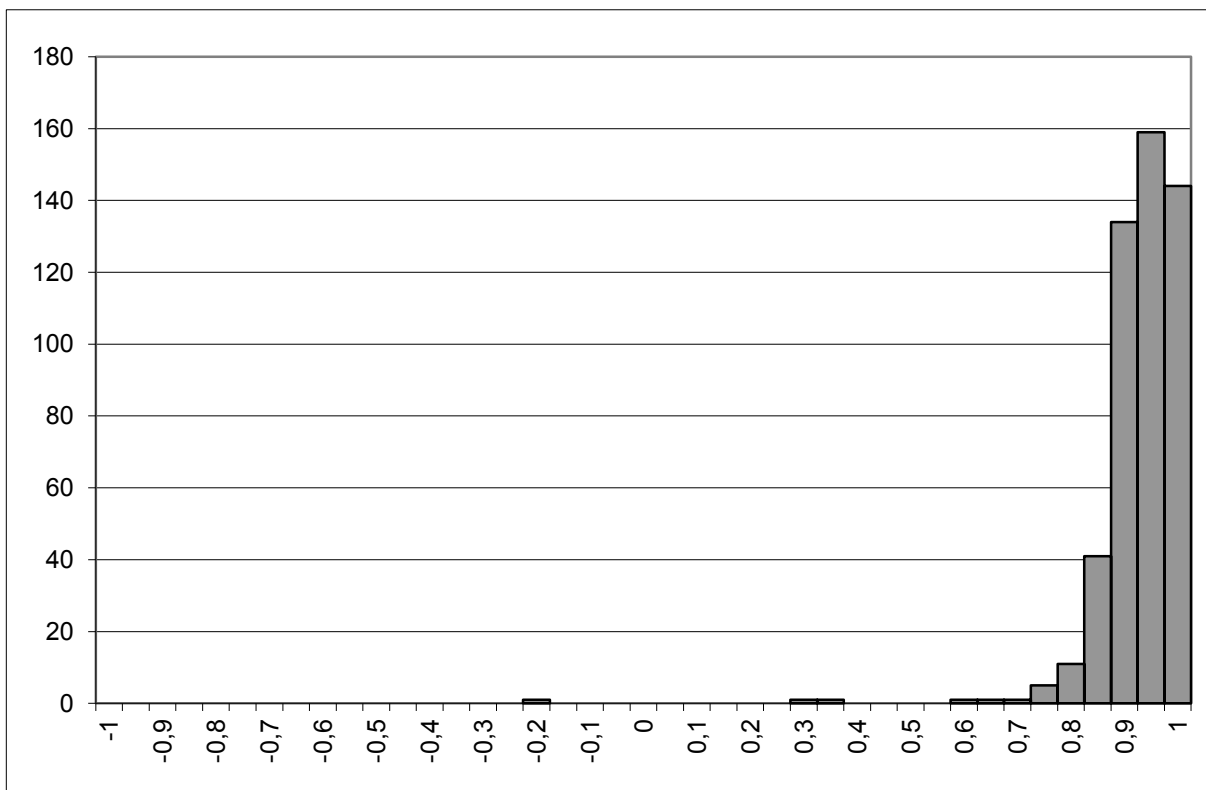


Рисунок 2.10 – Гістограма імовірного розподілу величини T^* для КС-1 (на відстані 500 м)

З порівняння результатів розрахунку можливо зробити наступний висновок. Для КС-1 результати розрахунку обома методами якісно збіглися. А для КС-2 факт впливу СВ на стан морської води встановлений тільки методом bootstrap. Оскільки, відповідно до вищевказаних літературних джерел, достовірність результату розрахунку традиційним статистичним методом залежить від закону розподілу розглянутих випадкових величин, а метод bootstrap є в цьому плані універсальним, то висновок про наявність значимого

впливу доцільно робити за результатами розрахунку непараметричним методом bootstrap.

Таким чином, метод bootstrap може застосовуватися для оцінки впливу СВ на стан ВО у районі водовідведення.

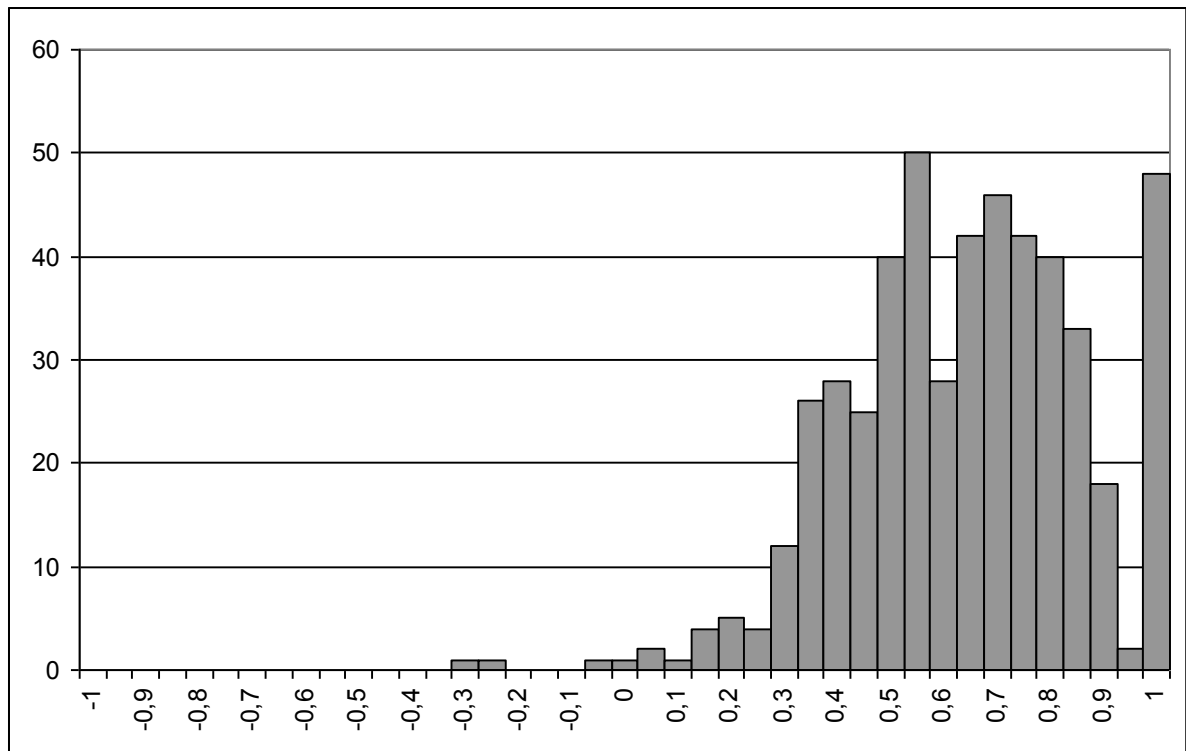


Рисунок 2.11 – Гістограма імовірного розподілу величини T^* для КС-2 (на відстані 1000 м)

При цьому варто помітити, що подібний розрахунок можливо проводити при мало змінюваній витраті СВ і при відсутності інших істотних джерел впливу на стан ВО. Якщо ці умови не виконуються, висновок про вплив СВ на стан ВО по статистичним даним можливий за допомогою регресійного аналізу. Для цього також можливо використовувати непараметричні методи (наприклад, регресійний метод Монте-Карло [200]). Крім того, при наявності інформації про фізичну сутність розглянутого процесу, або надлишку даних спостережень може мати сенс проведення попереднього дослідження вибірки на репрезентативність.

Вищеописаний непараметричний статистичний метод bootstrap також можливо використовувати для обробки даних екологічного моніторингу, що також є необхідною складовою в загальній схемі здійснення нормування скиду зворотних вод у водні об'єкти.

Головну роль у програмі моніторингу грають гідрохімічні показники, що визначають якість води річок басейну. Однак з метою економії коштів та інших ресурсів необхідно уникати дублювання моніторингової інформації. З цієї причини доцільно також використовувати кореляційний аналіз – визначати кореляційну залежність якості води в різних пунктах контролю (ПК). Наявність статистично значимої кореляційної залежності свідчить про недостатню асимілюючу здатність річки на розглянутій ділянці, а також про рівномірний у часі характер забруднення річки від джерел забруднення, які розташовані між пунктами контролю і тому впливають тільки на якість води в нижньому ПК. Крім того, наявність кореляційної залежності дозволяє побудувати регресійну модель, за допомогою якої можливо оцінювати рівень забруднення в одному контрольному пункті по його значенню в іншому пункті. Така оцінка, у свою чергу, дозволяє відновлювати пропущені або сумнівні дані екологічного моніторингу.

У роботі [201] розглядалася можливість використання для цієї мети метода bootstrap, суть якого описана вище. Задача розглядалася на прикладі річки Сіверський Донець. Для дослідження були обрані сусідні пункти в Харківській області – нижче м. Балаклея (ПК 1) і вище м. Ізюм (ПК 2). Відстань між ПК складає близько 100 км. За показник забруднення води обрані нафтопродукти. Актуальність контролю вмісту нафтопродуктів у річковій воді викликана промисловим характером регіону, що обумовлює велике надходження в річку речовин даної групи. Також джерелом забруднення нафтопродуктами є поверхневі стоки з прилеглих територій, через які проходять магістралі автомобільного і залізничного транспорту. На

рис. 2.12 наведена діаграма середньорічних значень концентрацій нафтопродуктів у розглянутих ПК за період 2002-2011 р.

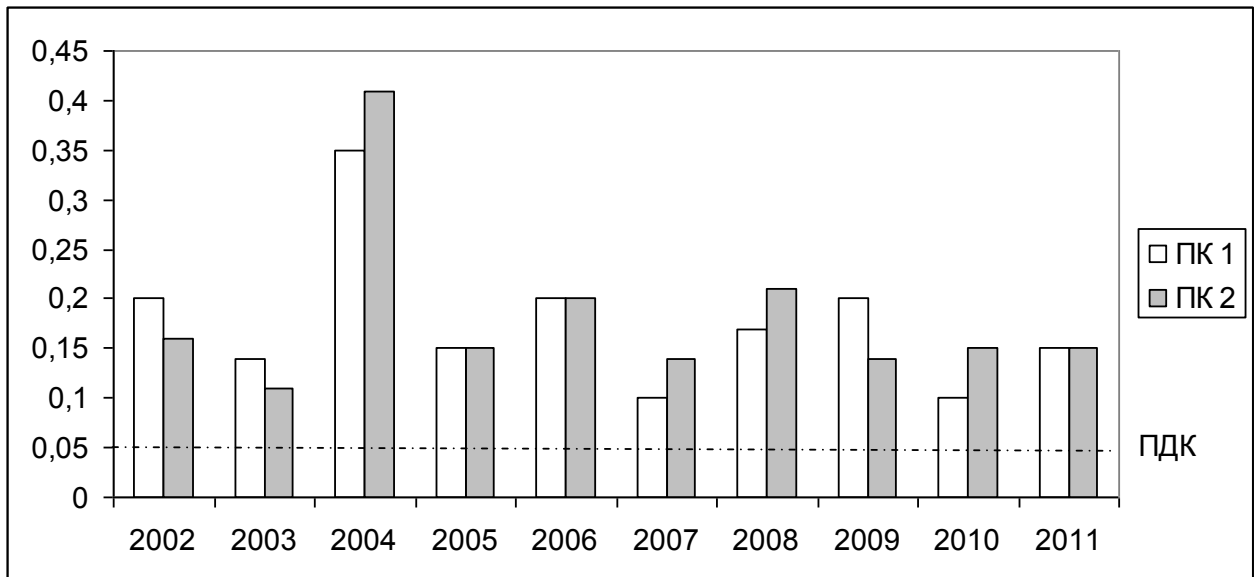


Рисунок 2.12 – Середньорічний вміст нафтопродуктів у воді р. Сіверський Донець за даними багаторічних досліджень

Як видно з рис.2.18, вміст нафтопродуктів у воді річки значно перевищує припустиму норму для водних об'єктів рибогосподарської категорії водокористування (0,05 мг/дм³).

Вибірковий коефіцієнт кореляції, що свідчить про наявність стохастичної залежності між середньорічним вмістом нафтопродуктів в обох ПК, визначався за формулою

$$R = \frac{\sum_{i=2002}^{2011} (x_i - \bar{x}) \cdot (y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=2002}^{2011} (x_i - \bar{x})^2 \cdot \sum_{i=1997}^{2006} (y_i - \bar{y})^2}} \quad (2.134)$$

де i – рік спостереження;

$\{x_i\}$, $\{y_i\}$ – середньорічні значення концентрацій нафтопродуктів відповідно в ПК-1 і ПК-2;

\bar{x} , \bar{y} – середні багаторічні значення концентрацій нафтопродуктів відповідно в ПК-1 і ПК-2.

Наведений описаним вище способом розрахунок при кількості bootstrap-операцій $B = 1000$ і рівні значущості $\alpha = 0,05$ приводить до наступного результату: $R = 0,767$; $R^- = 0,157$; $R^+ = 0,975$. Оскільки $0 \notin [R^- ; R^+]$, нульова гіпотеза відкидається. Таким чином, результат обробки даних непараметричним методом bootstrap свідчить про наявність статистично значимої кореляційної залежності між середньорічними значеннями концентрації нафтопродуктів у розглянутих ПК. Гістограма розподілу величини $T_b^* = R_b^*$ наведена на рис. 2.13.

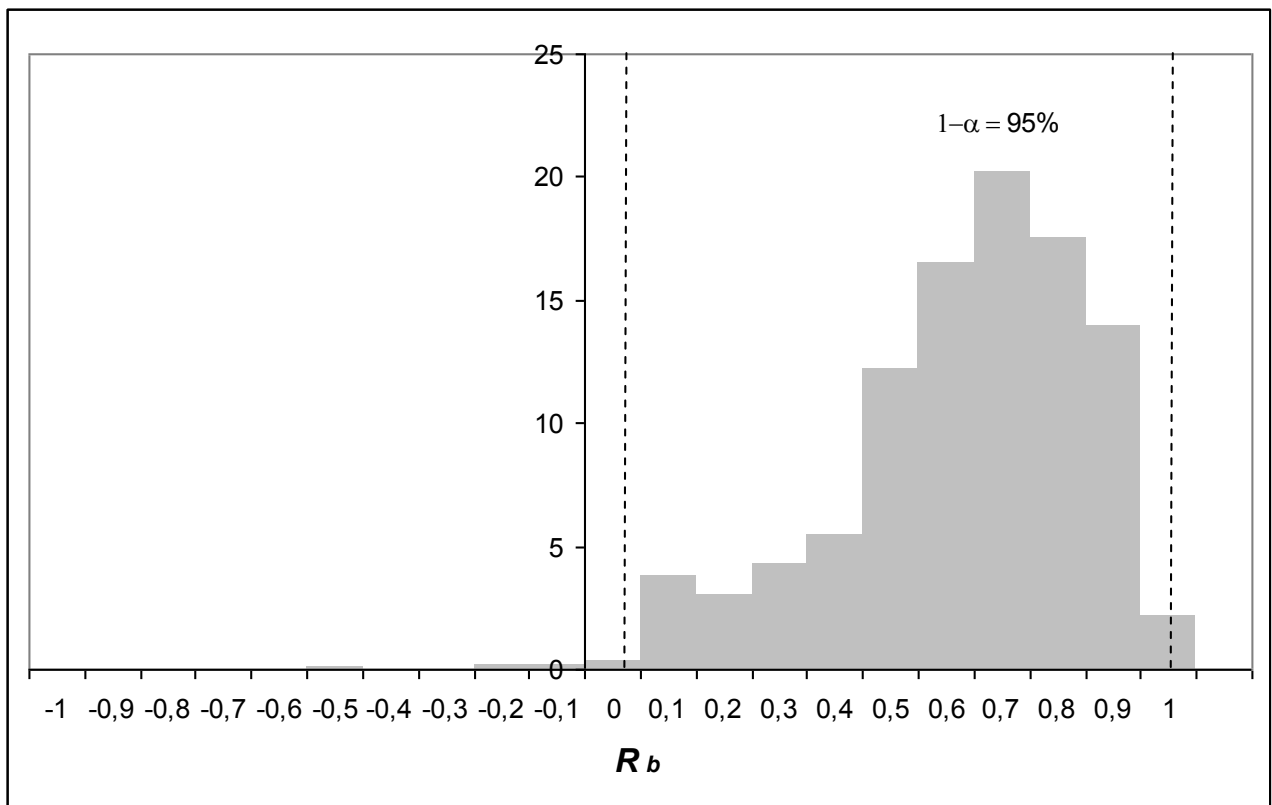


Рисунок 2.13 – Гістограма розподілу величини R_b .

Таким чином, з імовірністю $1 - \alpha = 95\%$ можливо затверджувати про наявність кореляційної залежності між середньорічними значеннями концентрації нафтопродуктів у воді р. Сіверський Донець у розглянутих пунктах контролю.

В силу відсутності інформації про закон розподілу випадкових величин, побудова регресійної залежності між середньорічними концентраціями була зроблена непараметричним методом, заснованим на методі статистичних іспитів (метод Монте-Карло) [200]. Результат розрахунку в аналітичній формі наступний:

$$y = 5,43 \cdot x^2 - 1,06 \cdot x + 0,20. \quad (2.135)$$

Результат розрахунку в графічній формі з вказівкою довірчого інтервалу наведений на рис. 2.14.

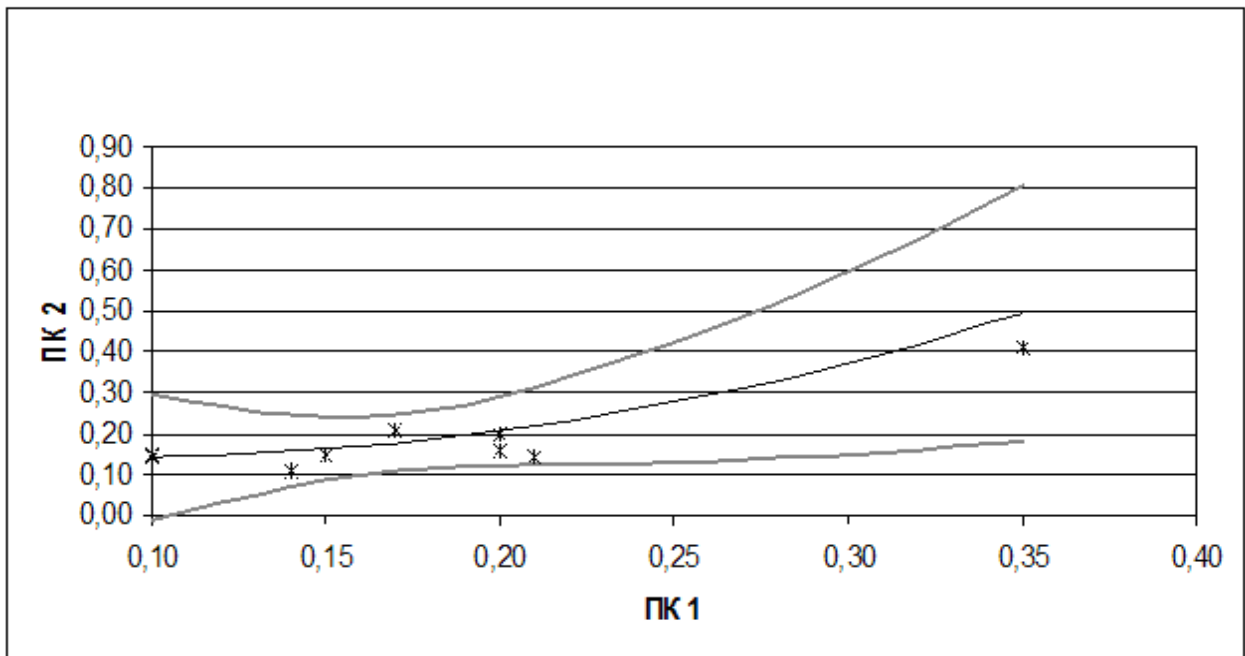


Рисунок 2.14 – Регресійна залежність між вмістом нафтопродуктів у двох ПК.

Як видно з рисунку 2.14, квадратична складова встановленої регресійної залежності є незначною і побудована функція регресії достатньо близька до лінійної.

Таким чином, непараметричним статистичним методом обробки даних моніторингу р. Сіверський Донець з імовірністю 95% встановлена кореляційна залежність між середньорічними значеннями концентрації нафтопродуктів у воді річки в двох ПК. Встановлена залежність свідчить про

недостатню асимілюючу здатність річки на розглянутій ділянці, а також про рівномірний у часі характері забруднення річки від джерел, розташованих між пунктами. Побудована регресійна модель дає можливість оцінювати концентрацію нафтопродуктів в одному ПК за значенням концентрації в іншому ПК, що, у свою чергу, дозволяє відновлювати пропущені або сумнівні дані екологічного моніторингу.

Також проблемним питанням є врахування функціональних залежностей між показниками. Проблема ігнорування трансформації речовин і неврахування взаємозалежності концентрацій після очищення раніше піднімалися в літературі (наприклад, у роботі [83]). Однак при цьому не розглядалася специфіка нормування складних речовин (наприклад, мінералізації). А саме, та обставина, що одна складна речовина може оцінюватися одночасно за різними показниками якісного складу води (як у ЗВ, так і у ВО). Нижче наведений модельний приклад розрахунку ГДС, що демонструє зазначений недолік [202].

Розглядалися два близькорозташованих випуски ЗВ у водотік з єдиним контрольним створом. За забруднюючу речовину розглядалися солі натрію NaCl і Na_2SO_4 . Самоочищення води в даному прикладі не розглядалася за причиною малої відстані від випуску до КС. Чисельні параметри задачі наведені в табл. 2.38.

Таблиця 2.38 – Вихідні дані для розрахунку ГДС

Параметр	Фоновий створ	Випуск 1	Випуск 2	ГДК
Витрата води, м ³ /з	0,005	0,0028	0,0028	
Концентрація, мг/дм ³				
хлорид натрію	340,0	1200	0	350
сульфат натрію	142,0	0	1000,0	500
натрій-іон	179,7	471,8	323,9	200

Безпосереднє застосування базового методу розрахунку гранично допустимих концентрацій в зворотній воді приводить до наступного результату (табл. 2.39).

Таблиця 2.39 – Результат розрахунку допустимих концентрацій (мг/дм³) речовин і якості води в КС за умови досягнення ГДС базовим методом

Речовина	Випуск 1	Випуск 2	КС	ГДК
хлорид натрію	718,0	0	350	350
сульфат натрію	0	1000,0	330,4	500
натрій-іон	218,0	218,0	200	200

Як видно з порівняння табл. 2.38 і табл. 2.39, необхідне обмеження вмісту хлоридів до рівня 718 мг/дм³ у СВ випуску 1, а також обмеження вмісту натрію у СВ обох випусків до рівня 218 мг/дм³.

Однак, концентрації у воді хлориду натрію і натрій-іона при відсутності інших речовин, що містять натрій, зв'язані залежністю

$$C_{Na} = \frac{M_{Na}}{M_{NaCl}} \cdot C_{NaCl} = \frac{23,0}{23,0 + 35,5} \cdot C_{NaCl} = 0,39 \cdot C_{NaCl}, \quad (2.136)$$

де C – концентрація речовини;

M – атомна вага.

Таким чином, концентрація $C_{Na} = 218$ мг/дм³ у СВ випуску 1 може бути досягнута тільки при $C_{NaCl} = 545$ мг/дм³.

Аналогічно концентрації сульфату натрію і натрій-іона зв'язані залежністю

$$C_{Na} = \frac{2 \cdot M_{Na}}{M_{Na_2SO_4}} \cdot C_{Na_2SO_4} = \frac{2 \cdot 23,0}{2 \cdot 23,0 + 32,1 + 4 \cdot 16,0} \cdot C_{Na_2SO_4} = 0,32 \cdot C_{Na_2SO_4}, \quad (2.137)$$

і тому концентрація $C_{Na} = 218$ мг/дм³ у СВ випуску 2 може бути досягнута лише при $C_{Na_2SO_4} = 681,3$ мг/дм³.

У силу цього допустимі концентрації повинні бути наступними (табл. 2.40).

Таблиця 2.40 – Результат розрахунку допустимих концентрацій (мг/дм³) речовин і якості води в КС з урахуванням взаємозалежності показників

Речовина	Випуск 1	Випуск 2	КС	ГДК
хлорид натрію	545	0	304,5	350
сульфат натрію	0	681,3	246,6	500
натрій-іон	218,0	218,0	200	200

Таким чином, необхідне удосконалення методології екологічного нормування скидів ЗВ із метою врахування взаємозалежності концентрацій складної речовини і його складових.

Також при нормуванні відведення складних речовин зі СВ виникає проблема щодо нарахуванні екологічного податку [202]. В п. 1 ст. 245 Податкового кодексу України [203] наведений перелік «окремих забруднюючих речовин», скиди яких у ВО зі СВ обкладається податком. Однак у приведеному переліку (за винятком азоту амонійного) зазначені насправді не «окремі речовини», а групи складних речовин. При цьому п. 2 ст. 245 вимагає сплачувати податок за скиди речовин, що не ввійшли в п.1, але для яких встановлене норматив ГДК. Таким чином, одна ж сама речовина може попадати під дію обох пунктів і тому двічі обкладатися податком. Наприклад, у вищенаведеному прикладі наявність натрію у СВ обкладається податком не тільки як речовина з встановленою ГДК (тобто згідно п. 2 ст. 245), але і як основа хлоридів і сульфатів, при перерахуванні у п. 1 ст. 245 Податкового кодексу.

Під повторне оподаткування можуть попадати не тільки прості речовини як елементи складних речовин, але і самі складні речовини. Наприклад, як це має місце при нормуванні за показником загальна

мінералізація – інтегральний показник, що містить у собі, зокрема, хлориди і сульфати [62]. Тому зазначеної солі попадають під дію п. 1 ст. 245 безпосередньо, а також під дію п. 2 ст. 245 як складової загальної мінералізації.

У табл. 2.41 наведені суми річного податку за скиди СВ за кожним показником для наведеного модельного приклада.

Таблиця 2.41 – Річний податок за скиди ЗВ

Показник забруднення	Щорічний податок, грн/т	Маса, що скидається		Щорічна плата, тис. грн
		г/з	т/рік	
хлорид натрію	27,03	1,526	48,124	1,3
сульфат натрію	27,03	1,9076	60,159	1,63
натрій	251,46	1,2208	38,499	9,68
мінералізація	251,46	3,4336	108,28	27,23

Як видно з табл. 2.41, дублювання оподаткування досить значно в кількісному відношенні.

Таким чином, є необхідним корегування податкового законодавства в плані врахування плати за водокористування з метою недопущення подвійного оподаткування за скиди забруднюючих речовин у ВО зі СВ. Зокрема, пропонується на законодавчому рівні виключити показник мінералізація з розгляду при нарахуванні загального екологічного податку. При тому сам розрахунок за показником загальна мінералізація може бути проведеним, оскільки цей показник є важливим з точки зору оцінки стану ВО для рибогосподарських потреб.

2.7 Нормування складу теплообмінної стічної води

Схема розв'язання задачі розрахунку ГДС поширюється також на теплообмінні води. Єдина відмінність полягає в тому, що, за діючою методологією, допустимі концентрації встановлюються у вигляді допустимих прирощень до концентрацій речовин у природній воді, що забирається на охолодження. Але з погляду проведення розрахунку це не є принциповим, оскільки розрахунок ГДС усе рівно зводиться до знаходження допустимого складу теплообмінної води за рахунок знаходження оптимальних параметрів її очищення. А допустимі прирощення розраховуються вже після одержання розрахункових допустимих концентрацій [96, 204].

Однак, дане методичне положення суперечить реальній ситуації. А саме, встановлювати системи очищення для теплообмінних вод не прийнято, оскільки їхній склад не суттєво перевищує склад води, що забирається. Проте, обсяг теплообмінних вод може бути істотним і вплив їхнього скидання на стан ВО необхідно враховувати. Зокрема, необхідно проводити нормування складу теплообмінних вод, що скидаються до ВО.

Відповідно до діючих МР [52], задача визначення ГДС зводиться до знаходження допустимих концентрацій, що потім перемножуються на вже затверджені витрати води. Однак, у випадку відведення до ВО теплообмінних вод бачиться більш доцільним зробити навпаки: вихідні концентрації вважати строго заданими (як збільшення до забрудненості природної води на підставі статистичного аналізу даних за останні місяці), а варіювати тільки витратою води [51, 205, 206]. Тобто замість водоочищення зменшити обсяг відведення у водотік або водоймище теплообмінної води, пустивши її на повторне (наприклад, оборотне) використання, що більш характерно для реального виробництва.

Таким чином, при знаходженні ГДС для теплообмінної води функція мети прийме наступний вигляд [205, 206]:

$$Z = \sum_{t=1}^T d^t \cdot q_n^t + \sum_{i=1}^I \sum_{r=1}^{R_i} d_r^i \cdot q_r^i \longrightarrow \max, \quad (2.138)$$

де t – індекс випуску теплообмінних вод (тут і далі верхній індекс означає прив'язку до джерела забруднення ВО);

i – індекс випуску ЗВ (за винятком теплообмінних) на розглянутій ділянці;

r – індекс технологічного маршруту очищення ЗВ;

q^t, q^i – відповідно обсяги теплообмінних і нетеплообмінних ЗВ для кожного водовипуску;

T, I – відповідно кількість випусків теплообмінних вод та ЗВ інших категорій (виробничих, господарсько-побутових та ін.);

R_i – кількість технологічних маршрутів очищення ЗВ;

d – питома вартість очищення, грн/м³;

d_n – питома вартість забезпечення повторного використання води, грн/м³;

q – витрата стічних вод, м³/с.

Варто помітити, що можуть розглядатися не тільки реально існуючі на підприємстві лінії очищення ЗВ, але і передбачувані (тобто в даний момент неіснуючі, але будівництво яких технологічно можливо). У цьому випадку величина d включає крім експлуатаційних також капітальні витрати на будівництво очисних споруджень.

Як вище відзначалося, для нетеплообмінної зворотної води використання як змінні, що оптимізуються, часток витрати стічної води, що проходять по різних технологічних маршрутах очищення, не доцільно, оскільки це лише ускладнює рішення задачі. При цьому пропонувалося варіювати остаточними витратами води в прив'язці до технологічних маршрутів (при заданому загальному обсязі для кожного водовипуску), і, де можливо, варіювати вихідними концентраціями (наприклад, при хімічному очищенні).

Обмеження задачі визначаються вимогою дотримання балансу ЗВ, а також неперевищенням ГДК забруднюючих речовин у контрольному створі ВО:

$$\begin{cases} \sum_{r=1}^{R_i} q_r^i = q^i, i = \overline{1, I}; \\ C^{KC} \leq C^{ПДК}; \\ q_{ноб}^t \leq q^t, t = \overline{1, T}; \\ q_{ноб}^t \geq 0, q_r^i \geq 0, t = \overline{1, T}; \end{cases} \quad (2.139)$$

де C^{KC} – вектор концентрацій забруднюючих речовин у контрольному створі ВО;

$C^{ГДК}$ – вектор значень ГДК забруднюючих речовин.

Змінними, що оптимізуються в задачі, є витрати ЗВ $q_{ос}^t$ і q_r^i . У тому випадку, якщо можливо варіювання складом нетеплообмінних ЗВ після очищення, список змінних, що оптимізуються, доповнюється концентраціями речовин у ЗВ після очищення.

Якщо у ВО відбувається послідовна трансформація забруднюючих речовин, то для розрахунку використовується матрична модель динаміки складу води. Тоді з урахуванням випусків ЗВ вектор концентрацій речовин у КС виражається через наступну балансову модель:

$$C^{KC} = \frac{\sum_{t=1}^T (q^t - q_n^t) \cdot A^t \cdot (C^\phi + \Delta C^t) + \sum_{i=1}^I \sum_{r=1}^{R_i} q_r^i \cdot A^i \cdot C_r^i}{Q}, \quad (2.140)$$

де C^ϕ – вектор концентрацій речовин у фоновому створі (розташованому вище випусків ЗВ);

C – вектор концентрацій речовин у ЗВ, що надходять у ВО після системи очищення;

ΔC^t – вектор прирощень концентрацій забруднюючих речовин у теплообмінній воді.

Оскільки функція мети (2.138) і обмеження задачі (2.139) лінійні відносно змінних, що оптимізуються, наведена оптимізаційна задача є задачею лінійного програмування, основний метод рішення якої – симплекс-метод.

Нижче наведений модельний приклад розрахунку ГДС для трьох випусків ЗВ: один випуск теплообмінної води (випуск 1) і двох випусків нетеплообмінних ЗВ (випуски 2 і 3). Передбачається, що для другого і третього випусків можуть бути побудовані додаткові лінії очищення ЗВ. Позначимо: $r = 1$ – номер діючого технологічного маршруту очищення ЗВ, $r = 2$ – номер альтернативного технологічного маршруту. Гідрологічна схема випусків наведена на рис. 2.15.

У табл. 2.42 приведені значення коефіцієнтів трансформації, прийняті по усередненим довідковим даним, а також ГДК речовин для рибогосподарської категорії водокористування.

Таблиця 2.42 – Коефіцієнти трансформації і ГДК мінеральних речовин азотної групи

Індекс речовини, k	Назва речовини	Коефіцієнт трансформації, n_k	ГДК, мг/л
1	азот амонійний	0,09	1
2	азот нітритний	4,32	0,02
3	азот нітратний	0,11	9,03

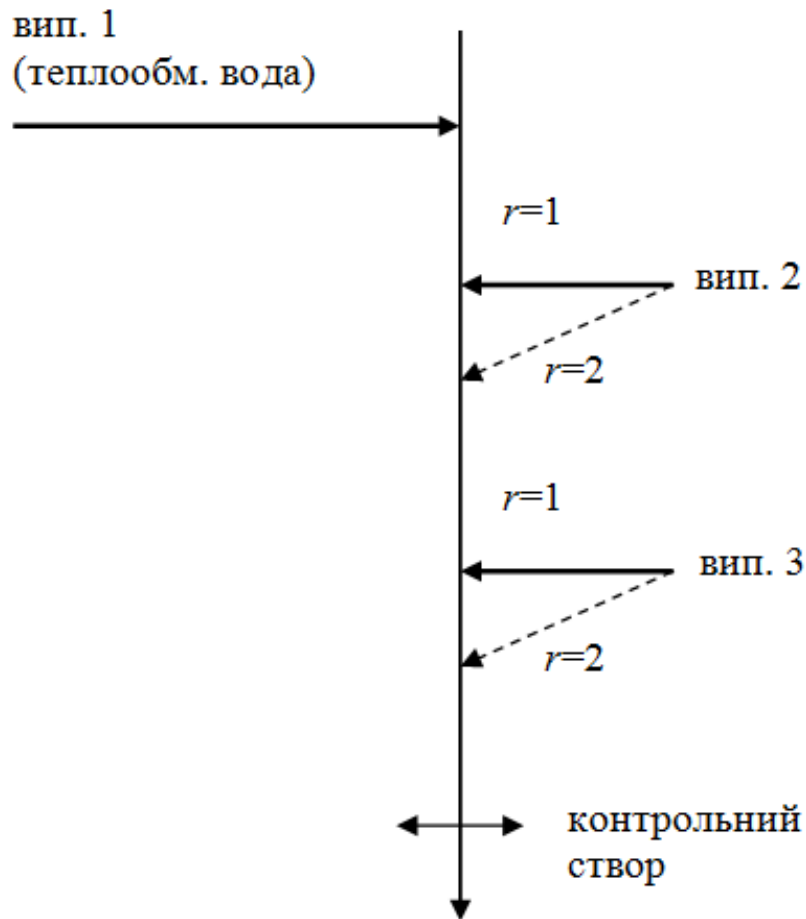


Рисунок 2.15 – Гідрологічна схема випусків ЗВ

Вихідні кількісні та якісні характеристики по випусках ЗВ і фоновому створі наведені в табл. 2.43.

Таблиця 2.43 – Вихідні дані по випусках ЗВ і фоновому створу для розрахунку ГДС

Параметр	Фоновий створ	Випуск № 1	Випуск № 2		Випуск № 3	
<i>l</i>	2	3	4	5	6	7
Відстань до КС, км	6	5	4	3		
Витрата води, м ³ /з	0,55	0,4	0,12	0,1		
			<i>r</i> = 1	<i>r</i> = 2	<i>r</i> = 1	<i>r</i> = 2

продовж. табл. 2.43

1	2	3	4		5	
Питома вартість очищення (або – вартість забезпечення повторного використання), у.е.		1	2,5	3,5	3	1,5
Концентрації речовин, мг/дм ³ : азот амонійний	0,5	0,9	2	3	2,5	3,4
азот нітритний	0	0,1	0,005	0,01	0,007	0,012
азот нітратний	7	9	12	15	14	16

Задача вирішувалася за допомогою вбудованої функції Excel «Пошук рішення», що реалізує, зокрема, симплекс-метод. Відповідно до результату рішення, функція мети (2.133) досягає мінімуму при наступних витратах ЗВ (м³/с): $q_n^1 = 0,14$; $q_1^2 = 0,12$; $q_2^2 = 0$; $q_1^3 = 0,1$; $q_2^3 = 0$. Це означає, що економічно доцільно частину теплообмінної води в кількості 0,14 м³/с пустити на повторне використання, а також, що недоцільно створювати додаткові системи очищення для випусків 2 і 3. Розрахункова якість води в КС за даних умов наведено в табл. 2.44.

Таблиця 2.44 – Розрахункова якість води в КС при умові ГДС

Назва речовини	Концентрація в КС, мг/л	ГДК, мг/л
азот амонійний	0,95	1
азот нітритний	0,02	0,02
азот нітратний	8,37	9,03

Як видно з табл. 2.44, результат розв'язання оптимізаційної задачі не призводить до перевищення допустимих нормативів якості природної води в КС водного об'єкту.

Таким чином, наведений оптимізаційний підхід до розрахунку ГДС дозволяє визначати екологічно безпечний режим відведення теплообмінних

ЗВ за рахунок знаходження оптимальної з економічної точки зору частини води, що надходить на повторне використання.

2.8 Загальний вигляд оптимізаційної задачі для розрахунку допустимих скидів зворотних вод

При постановці оптимізаційної задачі нормування водовідведення доцільно розрізнати два випадки, що відносяться до функціональних особливостей систем очищення. Перший випадок (наприклад, біологічні очисні спорудження) функціонують у режимі, запропонованому розробником технічного проекту. Тому управління роботою даного типу очищення практично не допускається. І, таким чином, вихідні концентрації забруднюючих речовин залежать тільки від вхідних концентрацій, і тому не можуть розглядатися як змінні, що оптимізуються.

Другий випадок (наприклад, хімічне очищення) припускає регулювання ступенем очищення. (При хімічному очищенні регулювання досягається кількістю реагенту і флокулянту.) Тому в цьому випадку вихідні концентрації можуть розглядатися як змінні, що оптимізуються.

З урахуванням капітальних витрат на будівництво та реконструкцію очисних споруд, можливістю управління процесом очищення (наприклад при хімічній очистці), специфіки нормування скиду теплообмінної зворотної води, функція мети в оптимізаційній задачі за критерієм мінімуму витрат на водоочищення буде мати вигляд:

$$Z = \sum_{i=1}^m \sum_{r=1}^{R_i} \left(f_e(\{x_{irj}\}, \{q_{ir}\}) + \frac{f_{kan}(\{x_{irj}\}, \{q_{ir}\})}{31536 \cdot T_{ir}} \right) + \sum_{i=1}^m \sum_{u=1}^{U_i} \left(g_e(\{q_{iu}\}) + \frac{g_{kan}(\{q_{iu}\})}{31536 \cdot T_{iu}} \right) \rightarrow \min \quad (2.141)$$

Обмеження оптимізаційної задачі в загальному вигляді наступні:

$$\left\{ \begin{array}{l} \Phi_k(\{x_{ij}\}) \leq \Phi_{кр}, j = 1 \div n, k = 1 \div K; \\ x_{ij} \leq C_{ij}^{\text{факт}}, j = 1 \div n, i = 1 \div m; \\ x_{ij} \geq ГДК_j, j = 1 \div n, i = 1 \div m; \\ x_{ij} \geq ГДК_j, j = 1 \div n, i = 1 \div m; \\ \sum_{r=1}^{R_i} q_{ir} = q_i, i = 1 \div m; \\ q_{iu} \leq q_i, u = 1 \div U_i; \\ q_{iu} \geq 0, u = 1 \div U_i. \end{array} \right. \quad (2.142)$$

де $\Phi_k(x_{ij})$ – розрахункове значення якості води ВО в k -му КС;

$\Phi_{кр}$ – критичне значення якості води ВО;

α – допустимий рівень ризику перевищення критичного значення якості води ВО;

j, n – відповідно індекс та кількість речовин;

i, k – індекси відповідно випуску ЗВ та КС.

За функцію Φ обирають: при відсутності інтегральних показників стану ВО та комплексних показників якості – розрахункові концентрації в КС, при розгляданні інтегральних показників стану ВО – функцію P (див. п.2.4); при розгляданні комплексних показників якості – функцію E (див. п.2.3); при використанні бальної (індексної) системи оцінки якості природної води – функцію I_{Σ} (див. п.2.5).

Якщо не існує статистично значущої стохастичної залежності між концентраціями ЗР в ЗВ після очищення, то в системі (2.142) другий та четвертий блок порівнянь відсутні.

Оптимізаційний підхід дає також можливість визначати оптимальні параметри роботи очисних споруд з точки зору мінімального впливу скидання ЗВ на стан води водоприймача. Прикладом впровадження оптимізаційного підходу для забезпечення екологічної безпеки водовідведення було визначенні оптимальних параметрів двоступінчатого біологічного очищення в

аеротенках-відстійниках (біореакторах) ЧП "Оліяр", що розташоване в Пустомитивському районі Львівської області, з метою забезпечення екологічно безпечного водовідведення в р. Ставчанка за наступними показниками: фосфати, азот амонійний, нітрит, нітрати, нафтопродукти, СПАР, БСК₅ та ХСК. У табл. 2.45 наведені розраховані варійовані параметри двоступінчатого біологічного очищення.

Таблиця 2.45 – Параметри двоступінчатого біологічного очищення в біореакторах ЧП "Оліяр"

Параметр	Позначення	Діапазон можливих значень
Розмір ребристої трубки в біореактори, мм	x_1	15 ÷ 25
Середня концентрація розчиненого кисню в аеротенку	x_2	2 ÷ 3
Загальна витрата повітря для аерації стічних вод в аеротенках, м ³ /хв	x_3	15 ÷ 30
Об'єми технологічних споруд, м ³		
усереднювач-преаератор	x_4	300 ÷ 400
відстійник дощових вод	x_5	50 ÷ 100
аеротенк-відстійник	x_6	350 ÷ 450

В табл. 2.46 наведені данні про проектний склад ЗВ до очищення

Таблиця 2.46 – Склад ЗВ до очищення

Показник	Концентрація, мг/дм ³
Азот амонію	11,10
Нітрити	50,61
Нітрати	25,76
Фосфати	0,48
ХСК	879,61
БСК ₅	356,34
Нафтопродукти	2,63
СПАР	7,91

Якість річкової води вище випуску наведена в табл. 2.47

Таблиця 2.47 – Якість води р. Ставчанка

Показник	Концентрація, мг/дм ³
Азот амонію	0,1
Нітрити	0
Нітрати	0,7
Фосфати	0,1
ХСК	25
БСК ₅	1,6
Нафтопродукти	0,02
СПАР	0

При оптимізації конструкції двоступінчатого біологічного очищення в аеротенках-відстійниках (біореакторах) за функцію мети обрано:

$$Z = \sum_{j=1}^8 \frac{C_{KC, j}}{ГДК_j}, \quad (2.143)$$

де C_{KC} – концентрація j -ї речовини в контрольному створі.

Згідно балансового рівняння:

$$C_{KC, j} = \frac{[q \cdot C_{0, j} \cdot (1 - \gamma(\{x_i\})) + Q \cdot C_{\phi, j}]}{q + Q}, \quad (2.144)$$

де q, Q – відповідно витрата стічної та річкової води, м³/с;

$C_{0, j}$ – концентрація речовини в СВ до очищення, мг/ дм³;

γ – ефективність очищення СВ;

$\{x_i\}$ – множина параметрів очищення.

Таким чином, функція мети приймає вид:

$$Z(\{x_i\}) = \sum_{j=1}^8 \frac{[q \cdot C_{0, j} \cdot (1 - \gamma(\{x_i\})) + Q \cdot C_{\phi, j}]}{(q + Q) \cdot ГДК_j}. \quad (2.145)$$

Обмеження оптимізаційної задачі наступні:

$$\begin{cases} C_{КС, j} \leq ГДК_j; \\ C_{КС, j} > 0; \\ x_i \geq x_i^-; \\ x_i \leq x_i^+ \end{cases} \quad (2.146)$$

де x_i^- , x_i^+ – відповідно нижня та верхня границі варіювання параметра очищення.

В табл. 2.48 наведено оптимальні значення параметрів двоступінчатого біологічного очищення в аеротенках-відстійниках (біореакторах) ЧП "Оліяр" (як результат розв'язання оптимізаційної задачі). В табл. 2.49 наведено розрахункова та замирена якість води р. Ставчанка.

Таблиця 2.48 – Оптимальні значення параметрів двоступінчатого біологічного очищення стічних вод ЧП "Оліяр"

Параметр	Значення
Розмір ребристої трубки в біореакторі, мм	15 x 15
Середня концентрація розчиненого кисню в аеротенку, мг/дм ³	2
Загальна витрата повітря для аерації стічних вод в аеротенках, м ³ /хв	19,42
Об'єми технологічних споруд, м ³	
усереднювач-преаератор	385
відстійник дощових вод	100
аеротенк-відстійник	435

Таблиця 2.49 – Характеристики роботи очисних споруд і якість води річки Ставчанка

Показник	Оптимальна ефективність очистки, %	Річка Ставчанка нижче випуску		
		розрахункові	виміряні значення	ГДК
Азот амонію	82	0,40	0,43	2
Нітрити	99	0,08	0,077	0,3
Нітрати	85	1,2	0,96	45
Фосфати	79	0,1	0,07	3,5
ХСК	95	28,0	28,6	30
БСК ₅	96	3,6	3,8	4,5
Нафтопродукти	80	0,1	0,12	0,3
СПАР	92	0,1	0,05	0,5

Таким чином, на підставі теоретичного аналізу і експериментальних досліджень встановлено, що скидання стічних вод, що пройшли очищення на очисних спорудах ЧП "Оліяр", повністю забезпечує необхідну якість води водоприймача – р. Ставчанка.

2.9 Екологічне нормування скиду фармацевтичних речовин з комунальними стічними водами

Забруднюючими речовинами, що, згідно Постанові КМУ № 1100 від 11.09.1996 року [207], містяться в списку обов'язкових при екологічному нормуванні скидів ЗВ, не вичерпується весь склад міських СВ. Зокрема, серйозну екологічну загрозу створює наявність в СВ фармацевтичних речовин (ФР), які надходять в міську каналізацію разом з екскрементами хворих, які приймають лікарські препарати [208]. Як правило, під ФР (лікарський препарат, медикамент, фармацевтичний препарат або просто ліки) розуміють

речовину або суміш речовин синтетичного або природного походження у вигляді лікарської форми (таблетки, капсули, розчини, мазі і т.п.).

Найчастіше фармацевтичні препарати складаються з одного або декількох активних фармацевтичних інгредієнтів (АФІ) - речовин, які в більшості випадків мають органічне походження. Крім того, такі препарати містять наповнювачі, добавки, неорганічні солі або інші органічні хімічні речовини: ароматизатори, пігменти, барвники та ін. Часто останні мають другорядне значення для навколишнього середовища і не представляють небезпеки в порівнянні з АФІ. Тому всі дослідження щодо впливу ФР на навколишнє середовище проводяться щодо АФІ, які проявляють сильні фізико-хімічні та біологічні властивості. Вони були розроблені як біологічно активні речовини для взаємодії в організмі людини або тварини з ензимами і рецепторами. Навіть невеликі зміни в хімічній структурі АФІ можуть мати істотний вплив і наслідки для навколишнього середовища [208, 209].

Деякі з ФР здатні до біологічної трансформації в організмі тварин і людини, утворюючи метаболіти, які виводяться з організму з сечею, калом і потом. Досить часто активна речовина в повному обсязі трансформується або взагалі не трансформується і виводиться з організму з іншими метаболітами. Так, антибіотики метаболізуються в кількості від 5 до 95%. Дослідження, що були проведені в Німеччині, показали, що 75% використовуваних антибіотиків виводяться з організму тварин і людини без зміни, тобто як АФІ [210], і далі потрапляють в навколишнє середовище і призводять до його забруднення.

На сьогоднішній день людство вже зіткнулося з такими поняттями як лікарська стійкість, метаболічний синдром і синдром хронічної втоми, які, як свідчать останні дані, пов'язані зі змінами в експресії генів в лейкоцитах. З'являються нові хвороби, в тому числі мутагенні форми старих захворювань. Багато з перш смертельних хвороб нині мають хронічну форму і викликають залежність людини від щоденного прийняття лікарських препаратів, які

рятують і продовжують людині життя. Найбільш поширена неінфекційна захворюваність в світі - цукровий діабет - на наступний момент охоплює 366 млн. чоловік. Відповідно до епідеміологічними даними, в 2030 році в світі буде налічуватися вже 552 мільйонів хворих на цю недугу [210]. Згідно зі статистичними даними, споживання антідіабетичних препаратів в 2009 році в Німеччині досягло 2,3 т, а в Великобританії - 1,5 т. Найменше споживання антідіабетичних препаратів в Данії, близько 83 кг на рік.

В Україні до найбільш стійких ФР, що несе потенційну загрозу навколишньому середовищу, відносяться перш за все: диклофенак, бета-естрадіол, дибазол, кетопрофен і ципрофлоксацин. Від зазначених ФР не проводиться очищення СВ на міських очисних спорудах, через що ці речовини накопичуються в донних відкладеннях, у флорі і фауні ВО і тим самим погіршують стан водних екосистем. У Європі дані речовини розглядаються як поллютанти і для них встановлені величини допустимого вмісту в природній воді [12]. При цьому в Україні нормативи вмісту даних ФР в ВО відсутні і контроль за їх надходженням в поверхневі води не проводиться. Також ФР не входять до переліку забруднюючих речовин при оцінці якості води виходячи з екологічних нормативів [192, 211]. В силу цього відсутній механізм встановлення допустимих скидів ФР в ВО і тим самим порушується дія ст. 35 Водного кодексу, що забороняє скидання речовин, для яких не встановлено норматив вмісту в ВО (тобто ГДК).

У роботах [208, 212-216] запропонований відносно недорогий спосіб запобігання надходження в ВО фармацевтичних речовин на стадії забруднення ними міських стічних вод. Тобто пропонувалося проводити очистку лікарняних СВ перед їх скиданням у міську каналізацію. Для досягнення цієї мети були проведені дослідження по деградації фармацевтичних препаратів шляхом електрохімічної деструкції. Встановлено, що використання титанових анодів з покриттям оксидом рутенію протягом 10 хвилин в модельних розчинах, що імітують госппобутові води лікарень,

призводить до повної деструкції ФР, а також дозволяє в єдиному процесі електрохімічної очистки дезінфікувати стічні води від кишкової палички. Хоча, при реальному очищенні стічних вод її ефективність може не досягати 100%, проте, саме електрохімічна деструкція може стати універсальним механізмом, що дозволяє одночасно видаляти стійкі ФР, а також дезінфікувати стічні води від патогенних мікроорганізмів. На основі теоретичних і експериментальних досліджень встановлено доцільність використання способу анодного окислення для деструкції перерахованих вище п'яти фармацевтичних речовин, характерних для стічних вод лікувальних установ, і які входять в пріоритетний список забруднюючих речовин в Європі [12].

Допустима норма скидання ФР в водоприймач може бути визначена з наступного балансового рівняння:

$$\frac{C_{ГДС} \cdot q}{Q + q} = C_{ГДК}, \quad (2.147)$$

де $C_{ГДС}$ - шукана допустима маса ФР, що відводиться в ВО з комунальними СВ, г / м³;

q - витрата комунальних СВ, м³ / добу;

Q - витрата річки-водоприймача вище скидання СВ м³/ добу;

$C_{ГДК}$ - гранично допустима концентрація ФР в природній воді, г/м³.

Однак, згідно з [52], для встановлення нормативу на скид крім розрахунку допустимої для відведення маси речовини необхідно також передбачати план водоохоронних заходів з метою поетапного досягнення ГДС. У разі використання описаного способу очищення СВ від ФР, план водоохоронних заходів може бути зведений до визначення частки лікарняних СВ, які необхідно очистити шляхом електрохімічної деструкції до їх попадання в містканалізацію. Для цього необхідно загальну добову масу речовини M (г/добу), що надходить в містканалізацію, розділяти на два

джерела: з лікувальних установ і від хворих, що перебувають на лікуванні поза стаціонарів.

Якщо h – частка лікарського препарату, що споживається другою категорією хворих, то надходження в містканалізацію маси ФР зі стаціонарів і від «домашніх» хворих, рівні відповідно $(1-h) \cdot M$ та $h \cdot M$.

Крім того, ФР, що надходить з лікарняних установ, також необхідно розділити на ті, що очищаються шляхом електрохімічної деструкції і на ті, що не очищуються. Якщо d – частка СВ лікарень, що підлягає очищенню перед надходженням в містканалізацію, то з урахуванням ефективності очищення f маса ФР в СВ, що пройшли і не пройшли деструкцію, буде дорівнювати відповідно $d \cdot (1-h) \cdot (1-f) \cdot M$ та $(1-d) \cdot (1-h) \cdot M$.

Таким чином, балансове рівняння для визначення шуканої величини d буде наступним:

$$\frac{d \cdot (1-h) \cdot (1-f) \cdot M + (1-d) \cdot (1-h) \cdot M + h \cdot M}{Q + q} = C_{ГДК} \quad (2.148)$$

Розв'язуючі рівняння (2.148) відносно шуканої величини d , маємо:

$$d = \frac{1 - \frac{(Q + q) \cdot C_{ГДК}}{M}}{f \cdot (1-h)} \quad (2.149)$$

Було проведено модельний розрахунок допустимого скидання диклофенаку на прикладі комунальних СВ м. Харкова. ГДК диклофенаку, згідно з європейськими нормативами, становить $0,0001 \text{ г/м}^3$ [12]. Проектна потужність Діканівських очисних споруд, на які надходить основний обсяг міських СВ, становить $q = 700 \text{ тис.м}^3/\text{добу}$. Водоприймачем СВ є річка Лопань, меженний витрата води якої становить $Q = 2,2 \text{ м}^3/\text{с}$. Таким чином, при відсутності попередньої очистки розрахункова концентрація речовини в р. Лопань становить:

$$C = \frac{260}{700000 + 2.2 \cdot 3600 \cdot 24} = 0.00032 \text{ г/м}^3 \quad (2.150)$$

Як видно з розрахунку, має місце потрібне перевищення допустимого нормативу якості для природної води.

Згідно з приблизними даними, добове споживання диклофенаку становить $M = 260$ м. Основна кількість лікарського препарату приймається в стаціонарних лікарняних установах. Згідно [210], можна прийняти $h = 0,1$. Тому, якщо ефективність очищення досягне 95%, то частка лікарняних стічних вод, що підлягають попередньому очищенню в лікарнях, буде дорівнювати:

$$d = \frac{1 - \frac{(700000 + 2.2 \cdot 3600 \cdot 24) \cdot 10^{-4}}{260}}{0.95 \cdot (1 - 0.1)} = 0.77. \quad (2.151)$$

Таким чином, якщо 77% стічних вод лікарень, що містять диклофенак, будуть проходити електрохімічний обробку перед їх надходженням в міськканалізацію, це забезпечить задовільний стан річки Лопань за даним показником якості води виходячи з європейських стандартів.

Таким чином, запропонований спосіб екологічного нормування скидів фармацевтичних речовин міську каналізацію, а також запропонований механізм досягнення розрахованих нормативів на скидання дозволить уникнути надмірного забруднення води і донних відкладень зазначеними речовинами.

Однак для практичної реалізації пропонованої схеми нормування ФР в СВ необхідно провести ряд організаційних заходів:

1. Затвердження на законодавчому рівні європейських нормативів вмісту ФР в поверхневих водах. (Або розробку відповідних національних нормативів з урахуванням можливої специфіки України.)
2. Зробити обов'язковим для обласних органів охорони здоров'я надання статистичної інформації екологічним органам (у разі відповідного запиту) про фактичне споживання ФР в лікарняних установах.

3. Проведення регулярних аналізів складу міських СВ на предмет наявності в них ФР.

4. Встановлення лікувальним установам, які є абонентами міської каналізації, обмежень на скидання ФР при укладанні відповідного господарчого договору.

Висновки до розділу 2

1. Вдосконалено методологію екологічного нормування скидів забруднюючих речовин зі зворотними водами до річкової системи за критерієм максимуму техногенного навантаження на водний об'єкт шляхом врахування стохастичних залежностей між концентраціями забруднюючих речовин у зворотних водах після очищення.
2. Вдосконалено оптимізаційний метод екологічного нормування скидів зворотних вод за критерієм мінімуму витрат на водоочищення шляхом врахування капітальних витрат на реконструкцію та будівництво очисних споруд, а також можливого регулювання процесу очищення зворотних вод.
3. Враховано особливість скидання теплообмінних зворотних вод, що пов'язані з доцільністю їх повторного (наприклад, оборотного) використання замість їх очищення.
4. Вдосконалено математичну модель послідовної трансформації забруднюючих речовин шляхом врахування природного фонового забруднення, а також можливої втрати речовини у трансформаційному ланцюжку.
5. Розроблено оптимізаційний метод визначення допустимих скидів забруднюючих речовин з використанням бальної (індексної) системи нормування якості поверхневих вод, а також з використанням комплексних показників якості води та інтегральних показників стану водного об'єкту.

6. В випадку використання інтегральних показників стану водного об'єкту розроблено статистичний метод перевірки ступеню узгодженості експертних суджень при призначенні вагових коефіцієнтів пунктам контролю.
7. Розроблено метод екологічного нормування скиду фармацевтичних речовин, від яких не здійснюється очищення на міських біологічних очисних спорудах, з комунальними стічними водами лікарень до поверхневих водних об'єктів.

Результати, викладені у розділі 2, опубліковані у роботах [75, 76, 82-85, 131, 140, 141, 163, 167, 172, 176, 185, 192, 193, 205, 207, 226, 273,].

РОЗДІЛ 3

ЕКОЛОГІЧНЕ НОРМУВАННЯ СКИДІВ ЗВОРОТНИХ ВОД У ВИПАДКУ НЕПОВНОГО ЇХ РОЗБАВЛЕННЯ ВОДОЮ ВОДНОГО ОБ'ЄКТА

3.1 Визначення максимальної забрудненості ділянок потоку води у водотоці

Задача екологічного нормування скидів зворотних вод до річкових систем істотно ускладнюється у випадку неповного розбавлення, коли висновок про якість води ВО необхідно робити по максимально забрудненій частині потоку річкової води [4, 217].

Методологія експериментального визначення максимального забруднення викладена в [72] і не викликає заперечення. Для визначення радіоактивного забруднення може бути використані методичні рекомендації, що наведені в роботі [218].

Для знаходження розрахункового значення максимальної концентрації визначається кратність розбавлення СВ, яка дорівнює:

$$n = \frac{C_{ст} - C_{фон}}{C_{max} - C_{фон}}, \quad (3.1)$$

де $C_{ст}$ – концентрація речовини у СВ, мг/дм³;

C_{max} – розрахункова максимально забруднена концентрація в КС, мг/дм³;

$C_{фон}$ – концентрація речовини у фоновому створі (ФС) вище випуску СВ, мг/дм³.

За максимально забруднену частину потоку прийнято розглядати частину потоку з витратою $n \cdot q$, де q – витрата ЗВ. Тобто умовно передбачається, що частки речовини «підтягуються» до точці максимальної забрудненості (рис. 3.1).

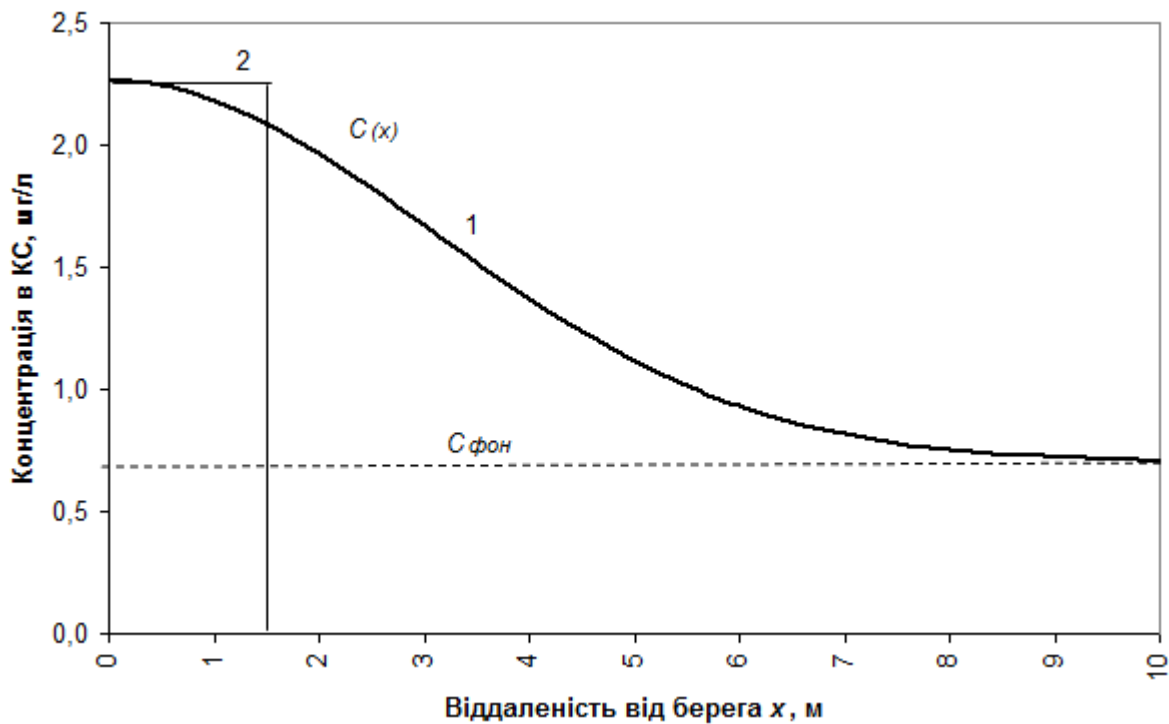


Рисунок 3.1 – Розподіл речовини уздовж КС: 1 – реальний розподіл; 2 – умовний розподіл

Однак якщо навіть припустити ідеально точний розрахунок кратності розбавлення СВ водою ВО, то концентрація C_{max} буде досягнута лише в екстремальній точці, і тому не має сенсу приписувати її цілої частини потоку річкової води.

У силу цього стала актуальною задача розробки пропозицій по уточненню поняття «максимально забруднена частина потоку води» у водотоці при розрахунку ГДС.

У роботі [219] було запропоновано за розрахункову максимально забруднену частину потоку розглядати деякий окіл екстремуму функції $C(x)$, яка охоплює заданий відсоток речовини. А за максимальну концентрацію брати середню концентрацію в даному окілі [172, 219, 220]:

$$C_{max} = \frac{1}{d_2 - d_1} \cdot \int_{d_1}^{d_2} C(x) dx, \quad (3.2)$$

де d_1, d_2 – границі окілу екстремальної точки уздовж КС, м.

З цією метою просторовий розподіл речовини зручно розглядати з погляду імовірнісного розподілу [221, 222]. Найбільше зручно даний підхід реалізувати на базі розрахунку кратності розбавлення методом Таллінського політехнічного інституту (ТПІ) [134], заснованого на аналітичному розв'язанні рівняння турбулентної дифузії. При розрахунку були зроблені наступні допущення:

- розглядалася плоска задача (тобто ігнорувалася зміна глибини водотоку уздовж КС);
- ігнорувалася самоочищення води водотоку;
- розглядався береговий випуск;
- покладалося, що забруднююча речовина в КС не доходить до протилежного берега.

Метод ТПІ припускає, що функція $C(x)$ приблизно має вигляд щільності нормального розподілу.

$$f = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma} \cdot \exp\left(-\frac{(x - X)^2}{2\sigma^2}\right), \quad (3.3)$$

де X , σ – параметри розподілу (відповідно математичне чекання і середньоквадратичне відхилення).

Таким чином, у випадку берегового випуску можливо записати

$$C(x) = C_{\max} \cdot \exp\left(-\frac{x^2}{2\sigma^2}\right) + C_{\text{фон}} \quad (3.4)$$

де C_{\max} – максимальна концентрація.

Згідно [134]:

$$C_{\max} = C_{\text{фон}} + \frac{C_{\text{ст}} \cdot q}{H \cdot \sqrt{\pi} \cdot v \cdot D \cdot l \cdot \Phi(\zeta\sqrt{2})}, \quad (3.5)$$

де $C_{\text{ст}}$ – концентрація речовини у СВ, мг/дм³;

D – коефіцієнт поперечної дисперсії, м/с²;

l – відстань від випуску до КС, м;

H – середня глибина водотоку в КС, м;

v – швидкість течії, м/с; ;

B – ширина річки, м;

$$\zeta = B \cdot \sqrt{v} / (2 \cdot \sqrt{D \cdot l}),$$

Φ – функція Лапласа:

$$\Phi(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \cdot \int_0^x \exp\left(-\frac{t^2}{2}\right) dt \quad (3.6)$$

Параметр σ визначається характеристиками скиду ЗВ. Для його визначення зручно прийняти $C_{фон} = 0$. В цьому випадку маса речовини, що проходить в одиницю часу через ділянку dx , буде дорівнюватись

$$dM = C \cdot H \cdot v \cdot dx, \quad (3.7)$$

а вся маса забруднюючої речовини, що проходить в одиницю часу через КС, дорівнюватись

$$M = \int_0^B dM = H \cdot v \cdot \int_0^B C(x) dx \quad (3.8)$$

Замінивши ширину водотоку B на ∞ (у силу 3-го і 4-го вищенаведених допущень) і за причиною того, що інтеграл від щільності розподілу дорівнює 1, можливо записати:

$$\begin{aligned} M &= H \cdot v \cdot \int_0^{\infty} C_{max} \cdot \exp\left(-\frac{x^2}{2\sigma^2}\right) dx = \\ &= H \cdot v \cdot C_{max} \cdot \sqrt{2\pi} \cdot \sigma \int_0^{\infty} \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma} \cdot \exp\left(-\frac{x^2}{2\sigma^2}\right) dx = \\ &= \frac{1}{2} \cdot H \cdot v \cdot C_{max} \cdot \sqrt{2\pi} \cdot \sigma \int_{-\infty}^{\infty} \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma} \cdot \exp\left(-\frac{x^2}{2\sigma^2}\right) dx = \\ &= \frac{1}{2} H \cdot v \cdot C_{max} \cdot \sqrt{2\pi} \cdot \sigma \end{aligned} \quad (3.9)$$

З іншої сторони

$$M = C_{cm} \cdot q \quad (3.10)$$

Порівнюючи (3.9) і (3.10):

$$\sigma = \frac{\sqrt{2} \cdot C_{cm} \cdot q}{H \cdot v \cdot C_{max} \cdot \sqrt{\pi}} \quad (3.11)$$

З врахуванням (3.5):

$$\sigma = \frac{\sqrt{2 \cdot D \cdot l} \cdot \Phi(\zeta \sqrt{2})}{\sqrt{v}} \quad (3.12)$$

Як видно з (3.12), середньоквадратичне відхилення не залежить від концентрації речовини у ЗВ і витрати СВ.

У силу допущення про нормальний закон розподілу забруднюючої речовини уздовж КС величина d знаходиться з рівняння

$$\Phi\left(\frac{d}{\sigma}\right) = \frac{p}{2}, \quad (3.13)$$

де p – частина від загальної витрати СВ, що формує максимально забруднену частину потоку.

Середня концентрація в максимально забрудненій частині потоку буде дорівнювати

$$\begin{aligned} C_{max,cr} &= \frac{1}{d} \cdot \int_0^d C(x) \cdot dx = \frac{1}{d} \cdot C_{max} \cdot \sqrt{2\pi} \cdot \sigma \cdot \int_0^d \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma} \cdot \exp\left(-\frac{x^2}{2\sigma^2}\right) dx = \\ &= \frac{1}{d} \cdot C_{max} \cdot \sqrt{2\pi} \cdot \sigma \cdot \Phi\left(\frac{d}{\sigma}\right) \end{aligned} \quad (3.14)$$

З врахуванням (3.12), (3.14) а також з врахуванням фонового забруднення водного об'єкта:

$$C_{max,cr} = \frac{C_{cm} \cdot q \cdot p}{d \cdot H \cdot v} + C_{фон} \quad (3.15)$$

Якщо в ліву частину рівняння (3.15) підставити ГДК і розв'язати його відносно C_{cm} , то, таким чином, буде знайдена допустима концентрація речовини у СВ, що забезпечує необхідну концентрацію в максимально забрудненій частині потоку води в КС:

$$C_{ГДС} = \frac{(ГДК - C_{фон}) \cdot d \cdot H \cdot v}{2 \cdot q} \quad (3.16)$$

Нижче наведений модельний приклад розрахунку, який складений на підставі розробленого і затвердженого нормативу скиду міських СВ м. Луцька в річку Стир [222]. За показник забруднення в даному прикладі розглядається показник БСК₅.

Розрахункові умови для встановлення допустимої концентрації БСК₅ у стічних водах з врахуванням вище викладеного підходу до визначення максимально забрудненої частини потоку води, були прийняті наступні [222, 223]:

- витрата води у ФС $Q_{фон} = 4,95 \text{ м}^3/\text{с}$;
- витрата СВ $q = 0,311 \text{ м}^3/\text{с}$;
- величина БСК₅ у ФС: $C_{фон} = 0,7 \text{ мг}/\text{дм}^3$;
- величина БСК₅ у СВ: $C_{ст} = 9 \text{ мг}/\text{дм}^3$;
- ГДК для БСК₅ (на момент розробки зазначених нормативів): $2,26 \text{ мг}/\text{дм}^3$.

У роботі [222] розрахунок допустимої концентрації був проведений відповідно діючої метододики [52] виходячи з максимальної розрахункової концентрації. Відповідно розрахунку, кратність розбавлення складала $n=1,85$. В цьому випадку максимально забрудненою частиною потоку формально вважається потік з витратою:

$$Q_{max} = n \cdot q = 1,85 \cdot 0,311 = 0,577 \text{ м}^3/\text{с}.$$

Розрахункова допустима концентрація при цьому буде дорівнюватись $C_{ГДС} = 2,9 \text{ мг}/\text{дм}^3$, оскільки вона забезпечує в КС, відповідно до розрахунку, величину ГДК у зазначеній частині потоку: $C_{max} = 2,26 \text{ мг}/\text{дм}^3$.

Результат розрахунку за пропонованою схемою наступний. Границя ділянки КС, у який надходить 25 % забруднюючої речовини, знайдена з

рівняння (3.13). Вона складає $d = 0,98$ м. Допустима концентрація при цьому буде дорівнюватись $C_{ГДС} = 2,95$ мг/дм³, оскільки вона забезпечує на даній ділянці середню величину на рівні ГДК:

$$C_{max,сер} = 2,26 \text{ мг/дм}^3.$$

У випадку одного випуску СВ (як у даному прикладі) різниця між обома значеннями $C_{ГДС}$ відносно невелика. Однак при розрахунку ГДС за басейновим принципом, як це вимагає діюча методологія (МР) і що не завжди дотримується через ряд протиріч у водоохоронному законодавстві (див. розд. 1), величина допустимої маси забруднюючих речовин, що скидається, може істотно змінитися.

Таким чином, запропонований підхід до визначення поняття «максимально забруднена частина потоку води» дозволяє уникнути надмірно жорстких обмежень на склад СВ у випадку неповного розбавлення СВ водою водного об'єкта в контрольному створі. В випадку розрахунку ГДС для великої ділянки басейну, як це потрібно за чинним законодавством (тобто згідно МР [52]), це забезпечить більш раціональне використання асимілюючої здатності водоприймачів СВ.

Слід зазначити, що модель накладення концентрацій (3.4), яка використовується в методі ТПІ і допускається діючими МР, не є строго адекватною реальному фізичному процесові. Більш точний розрахунок може бути зроблений з використанням методу Караушева, заснованого на чисельному розв'язанні рівняння турбулентної дифузії [134, 224]. Удосконалення моделі розрахунку концентрації речовин у КС (так званий «принцип суперпозиції») розглянутий в п. 3.2.

3.2 Модель формування якості води водного об'єкту в зоні впливу скидання зворотних вод при неповному розбавленні зворотних вод річковою водою

В методичній літературі, що стосується прогнозування стану водних об'єктів (зокрема в [52]), враховується модель розрахунку, яку іноді називають «принцип суперпозиції», оскільки моделюється накладення концентрацій.

Насправді принцип суперпозиції широко використовується в різних галузях фізики (зокрема, в електродинаміці і акустиці) і являє собою наступну закономірність: результат впливу на об'єкт декількох зовнішніх сил є векторна сума впливу цих сил. Стосовно до розрахунку забруднення ВО принцип суперпозиції в буквальному розумінні неможливий, оскільки поле концентрацій є скалярним, а не векторним. Однак накладення концентрацій широко використовується (зокрема, у діючих Методичних рекомендаціях) і означає незалежність впливу різних джерел забруднення на стан ВО. Тобто надходження речовини в яку-небудь частину потоку від кожного з джерел розглядається, відповідно до цього принципу, незалежно від наявності інших джерел забруднення. Як наслідок, у цьому випадку має місце лінійна залежність концентрації речовини у воді ВО від концентрації речовин у СВ (рис. 3.2)

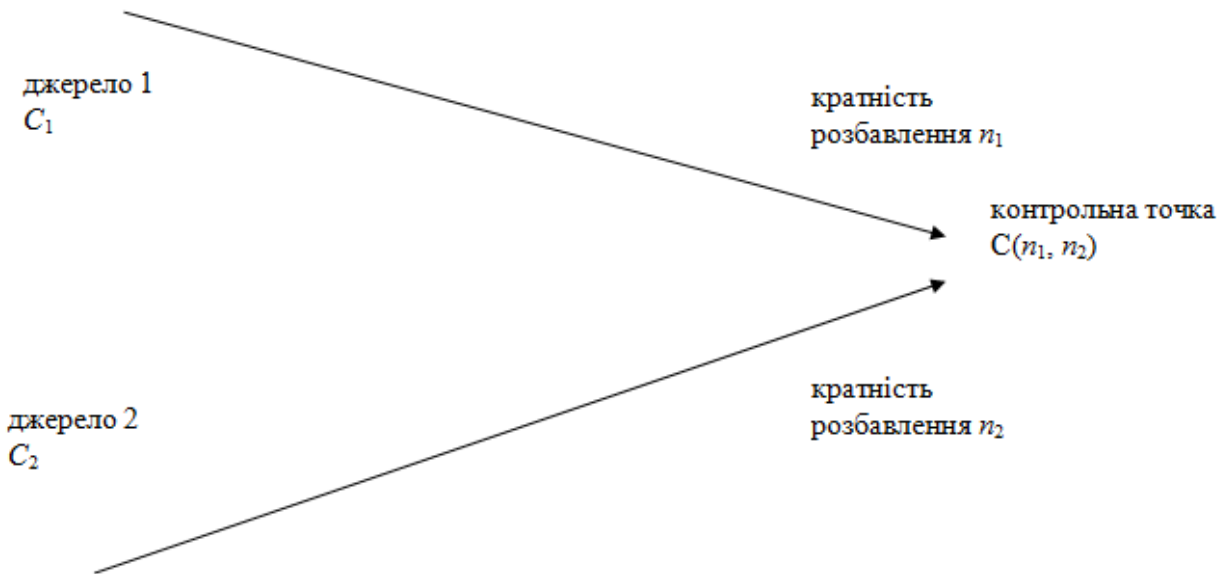


Рисунок 3.2 – Вплив джерел забруднення на якість води в контрольній точці

Розрахункова формула для кожної забруднюючої речовини, за прийнятими допущеннями, має вид [52]:

$$\begin{aligned}
 C_{max} = & C_{\phi} \left(1 - \sum_i 1/n_i \right) \cdot \exp(-kt_{\phi}) + \\
 & + C_{np} \cdot \left[1 - \exp(-kt_{\phi}) + \sum_i \left(\exp(-kt_{\phi}) - \exp(-kt_i) \right) / n_i \right] + \\
 & + \sum_i C_i \cdot \exp(-kt_i) / n_i,
 \end{aligned} \quad (3.17)$$

де C_{max} – концентрація забруднюючої речовини в максимально забрудненій частині потоку; C_{np} – природна концентрація речовини у ВО;

i – індекс випуску СВ;

C – концентрація речовини у СВ;

n – кратність розбавлення СВ;

t – час переміщення СВ від місця скиду до ПК;

k – коефіцієнт неконсервативності речовини, що характеризує інтенсивність самоочищення ВО.

У випадку наявності одного джерела забруднення справедливість формули (3.17) не викликає сумніву. Це добре видно, якщо розглянути окіл обраної точки водного об'єкта. На рис. 3.3 візуально наведений вміст в окілу обраної точки природної води (що має фонове забруднення) і забруднюючої речовини при умовному поділу обох субстанцій. Для наочності підтвердження справедливості формули (3.17) для випадку одного випуску передбачається відсутність самоочищення водного об'єкта.



Рисунок 3.3 – Окіл точки водного об'єкта при умовному поділу природної і зворотної води

Витрата води в розглянутому окілі дорівнює

$$Q = q \cdot n, \quad (3.18)$$

де q – витрата стічної води;

n – кратність розбавлення.

Тому витрата природної води дорівнює

$$Q_{np} = q \cdot n - q \quad (3.19)$$

Маси забруднюючої речовини і природної води в окілі відповідно дорівнюють:

$$\begin{cases} M_{cm} = q \cdot C_{cm} \\ M_{np} = Q_{np} \cdot C_{\phi} \end{cases}, \quad (3.20)$$

Таким чином, балансове рівняння для розрахунку концентрації забруднюючої речовини буде наступним:

$$\begin{aligned} C &= \frac{M_{cm} + M_{np}}{q \cdot n} = \frac{C_{cm} \cdot q + C_{\phi} \cdot (q \cdot n - q)}{q \cdot n} = \frac{C_{cm} \cdot q + C_{\phi} \cdot q \cdot n - C_{\phi} \cdot q}{q \cdot n} = \\ &= C_{\phi} + \frac{C_{cm} - C_{\phi}}{n}. \end{aligned} \quad (3.21)$$

Однак при більшій кількості джерел забруднення формула (3.17) справедлива лише в при умові: $n \rightarrow \infty$. Зокрема, проблематичність використання «принципу суперпозиції» як універсального підходу наочно видно при розгляді двох однотипних випусків СВ з однаковою кратністю розбавлення. В цьому випадку при відсутності самоочищення і природного забруднення формула (3.17) приймає спрощений вигляд:

$$C_{max} = C_{\phi} + 2 \cdot \frac{C - C_{\phi}}{n}. \quad (3.22)$$

Як можна бачити, при $n < 2$ (що не виключено у випадку значних витрат зворотних вод) буде мати місце суттєве протиріччя результатів законам природи:

$$C_{max} > \max(C, C_{\phi}). \quad (3.23)$$

Як видно з формули (3.23), розрахункова концентрація речовини в суміші буде перевершувати концентрацію в кожному із трьох джерел забруднення (включаючи фонове), що є фізично нереальним.

Більш того, розв'язуючи нерівність

$$C_{max} < 0 \quad (3.24)$$

видно, що при

$$n < 2 \cdot \frac{C_{\phi} - C}{C_{\phi}} \quad (3.25)$$

розрахункова концентрація буде негативною.

Це обґрунтовується наступним. Якщо розглядати деякий окіл контрольної точки обсягу w , то при високих кратностях розбавлення частки стічної води, що попадають у w з різних джерел забруднення, «не заважають» одна одній. Але якщо кратність розбавлення незначна і обсяг стічної води порівнений з обсягом природної води, то різні потоки стічної води будуть «витісняти» одна одну.

Виходом з подібної ситуації може бути ускладнення моделі, що передбачає розширення розглянутого окілу, тобто збільшення w за рахунок влучення в окіл розбавлених стічних вод з інших джерел забруднення (рис.3.4) [225, 226].

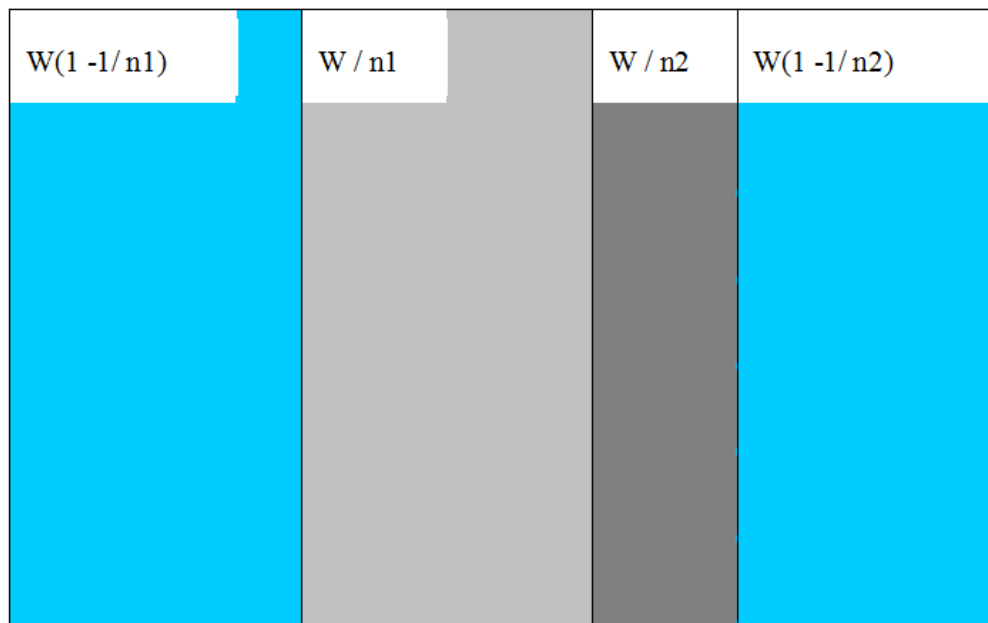


Рисунок 3.4 – Розширений окіл контрольної точки при наявності двох джерел забруднення

Вищеописаний випадок для одного джерела є частковим випадком наявності декількох джерел. Витрата води в окілі розглянутої точці дорівнює

$$Q = Q_{np} + q \quad (3.26)$$

При цьому

$$q = \frac{Q}{n} \quad (3.27)$$

Підставляючи (3.27) в (3.26), видно, що при одному джерелі техногенного забруднення справедлива закономірність:

$$Q = Q_{np} + \frac{Q}{n} \quad (3.28)$$

Звідси витрата води в окілі розглянутої точці при одному джерелі забруднення дорівнює

$$Q = \frac{Q_{np}}{1 - \frac{1}{n}} \quad (3.29)$$

У випадку розширення окілу відповідна їй витрата води буде дорівнювати:

$$Q = \frac{Q_{np}}{\sum_{i=1}^N \left(1 - \frac{1}{n_i}\right)} \quad (3.30)$$

Як впливає з (3.30), витрата ЗВ із кожного i -го джерела в окілу контрольній точці буде дорівнює

$$\begin{aligned} q_i = Q_i - Q_{np} &= Q_{np} \cdot \left(\frac{1}{1 - \frac{1}{n_i}} - 1 \right) = Q_{np} \cdot \left(\frac{n_i}{n_i - 1} - 1 \right) = \\ &= Q_{np} \cdot \frac{n_i - n_i + 1}{n_i - 1} = \frac{Q_{np}}{n_i - 1} \end{aligned} \quad (3.31)$$

де Q_i – витрата води в окілу контрольної точці при наявності одного i -го джерела забруднення.

Маса природної води в розширеному окілу дорівнює

$$M_{np} = Q_{np} \cdot C_{\phi} \quad (3.32)$$

Маса забруднюючої речовини при одному джерелі забруднення дорівнює

$$M_{ze} = Q_{np} \cdot C = \frac{Q_{np} \cdot C}{n-1} \quad (3.33)$$

Маса забруднюючої речовини при N джерелах забруднення води з врахуванням (3.30) дорівнює:

$$M_{ze} = Q_{np} \cdot \sum_{i=1}^N \frac{C_i}{n_i - 1} \quad (3.34)$$

Таким чином, балансове рівняння концентрації речовини в контрольній точці буде наступним:

$$\begin{aligned} C &= \frac{M_{\phi} + M_{ze}}{Q_{np} + \sum_{i=1}^N q_i} = \frac{Q_{np} \cdot C_{\phi} + Q_{np} \cdot \sum_{i=1}^N \frac{C_i}{n_i - 1}}{Q_{np} + Q_{np} \cdot \sum_{i=1}^N \frac{1}{n_i - 1}} = \\ &= \frac{C_{\phi} + \sum_{i=1}^N \frac{C_i}{n_i - 1}}{1 + \sum_{i=1}^N \frac{1}{n_i - 1}}. \end{aligned} \quad (3.35)$$

Остаточню:

$$C = \frac{C_{\phi} + \sum C_i \cdot (n_i - 1)^{-1}}{1 + \sum (n_i - 1)^{-1}}. \quad (3.36)$$

На рис. 3.5 наведений графік розрахунку концентрації ЗВ у контрольній точці при наявності двох випусків СВ. Передбачається єдина концентрація ЗВ у СВ обох випусків на рівні 10 мг/дм^3 , і відсутність фонового забруднення (тобто $C_{\phi} = 0$).

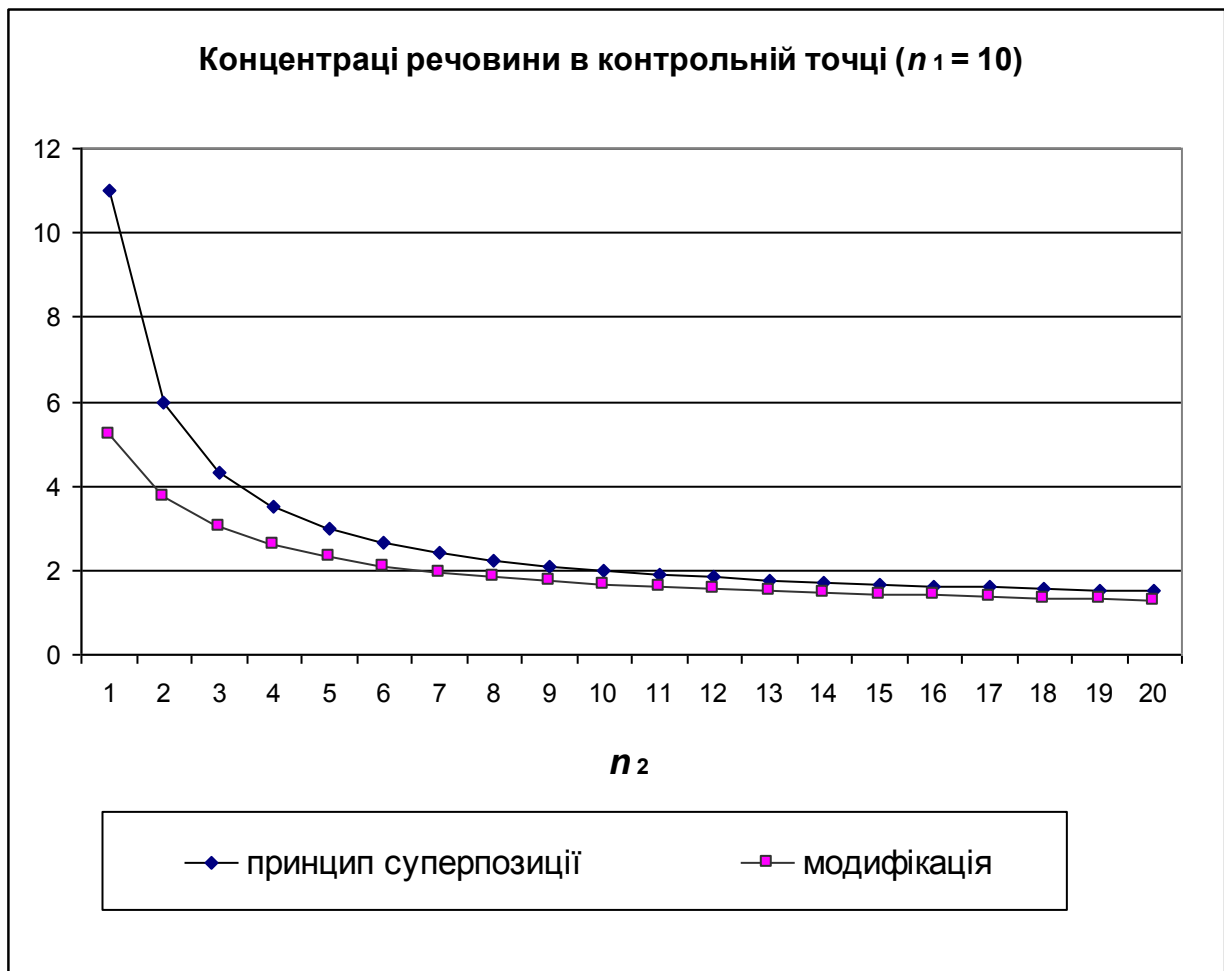


Рисунок 3.5 – Результат розрахунку концентрації речовини в контрольній точці

Як видно з графіка, при фіксованій кратності розбавлення для одного випуску і змінною кратності для іншого випуску, прямий «принцип суперпозиції» приводить до того, що концентрація речовини в контрольній точці може перевершувати 10 мг/дм^3 , тобто концентрацію вихідної забрудненої речовини в кожному із джерел. В той час як модифікований метод розрахунку не призводить до фізично неправдоподібного результату. Таким чином, запропонований модифікований метод розрахунку є більш адекватним розглянутому фізичному процесові.

3.3 Вплив випусків зворотних вод на максимально забруднену частину потоку річкової води

При неповному розбавленні зворотних вод водою ВО максимально забруднена частина потоку за різними показниками якості води може знаходитися в різних частинах КС. Тому є важливим визначення ступеня впливу кожного випуску на процес формування якості води в КС за кожним показником окремо [227].

Для чисельної оцінки ступеню впливу випуску ЗВ на максимально забруднену частину потоку вводиться коефіцієнт впливу. В цьому випадку концентрація забруднюючої речовини в КС може бути представленою у наступному вигляді:

$$C_{КС} = \sum_{i=1}^M a_i \cdot C_i + a_{\phi} \cdot C_{\phi}, \quad (3.37)$$

де i – індекс випуску ЗВ;

a_i – коефіцієнт впливу i -го випуску;

a_{ϕ} – коефіцієнт впливу фонового створу;

C_i – концентрація розглянутої речовини в ЗВ i -го випуску;

C_{ϕ} – концентрація розглянутої речовини у фоновому створі.

У найпростішому випадку, без наявності трансформації речовин, коефіцієнти впливу дорівнюється:

$$a_i = \frac{q_i}{Q} \cdot \exp(-k \cdot t_i), \quad (3.38)$$

де q_i – витрата ЗВ i -го випуску, що надходять у максимально забруднену частину потоку;

Q – витрата води в максимально забрудненій частині потоку;

t_i – час переміщення ЗВ до КС;

k – коефіцієнт неконсервативності речовини.

Однак, визначення величини витрати q_i – досить складна задача. Більш того, у силу наявності загальних проблем екологічного прогнозування, її

знаходження не може бути високо достовірним. Крім того, розрахунок коефіцієнтів впливу ускладнено трансформацією речовин. З цих причин пропонується наступний підхід до оцінки величин a_i .

Знаходячи a_i з (3.38), одержуємо наступну формулу для визначення k -го коефіцієнта впливу:

$$a_k = \frac{C_{KC} - \sum_{i=1}^M a_i \cdot C_i - a_k \cdot C_k + a_\phi \cdot C_\phi}{C_k} = \frac{C_{KC} - C_{KC,k}}{C_k}, \quad (3.39)$$

де $C_{KC,k}$ – розрахункова концентрація речовини в КС при виключенні k -го випуску.

Таким чином, для кожного показника забруднення і для кожного випуску зворотних вод за формулою (3.39) можуть бути знайдені шукані коефіцієнти впливу випусків на максимально забруднену частину річкового потоку.

Слід зазначити, що, розв'язуючи оптимізаційну задачу і виключив тим самим перевищення ГДК у максимально забрудненій частині потоку, може виявитися, що в іншій частині потоку залишиться перевищення ГДК, тобто з'явиться «нова» максимально забруднена частина потоку. Тому для кожного показника може виникнути необхідність у кількаразовому розв'язанні оптимізаційної задачі до повного дотримання необхідної розрахункової якості води в КС.

У випадку, якщо оптимізаційна задача полягає в розрахунку максимально допустимого антропогенного навантаження, то в функції мети крім вагових коефіцієнтів, що відображають вартість очищення і «значимість» речовини, повинні бути також враховані коефіцієнти впливу випусків a_i . Тоді функція мети буде записана в такий спосіб [77]:

$$Z = \sum_{i=1}^m q_i \cdot a_i \sum_{j=1}^n \mu_{ij} x_{ij} \rightarrow \max, \quad (3.40)$$

де m – кількість випусків ЗВ;

j – індекс речовини;

i – індекс випуску ЗВ;

x – шукана концентрація речовини;

μ – ваговий коефіцієнт, що характеризує «значимість» речовини.

У тому випадку, якщо вирішується оптимізаційна задача по мінімізації загальних витрат на очищення зворотних вод, то після визначення максимально забрудненої частини потоку за кожним показником необхідно визначити коефіцієнти впливу випуску. І далі розв'язати задачу, виключивши випуски з нульовим впливом.

В спрощеному вигляді, коли розглядається декілька випусків, але лише один КС, та бачиться можливим приймати єдину концентрацію впродовж ділянки контрольного створу, задача може бути розв'язана наступним чином.

Припускаються допущення:

- розглядається «плоска» задача, тобто ігнорується нерівномірність глибини водотоку
- забруднююча речовина поширюється рівномірно в поперечному потоку напрямку в межах, визначених кратністю розбавлення

В цьому випадку КС поділяється на рівномірно забруднені ділянки (РЗД), межі яких віддалені від правого берега на відстані

$$l = \begin{cases} \frac{q^i n^i}{hv} & \text{для правобережних випусків,} \\ B - \frac{q^i n^i}{hv} & \text{для лівобережних випусків,} \end{cases} \quad (3.41)$$

де i – індекс випуску СВ;

q^i – витрата СВ;

n^i – кратність розбавлення СВ; B – ширина річки;

h – середня глибина річки.

Для мінерального азоту за функцію мети приймається сума

$$Z = \sum_{i=1}^m q^i \sum_{k=1}^3 \mu_k^i x_{jk}^i \rightarrow \max, \quad (3.42)$$

де m – кількість випусків;

k – індекс речовини;

x_k^i – шукана допустима концентрація речовини;

μ_k^i – ваговий коефіцієнт.

Без урахування комплексних показників якості річкової води обмеження визначаються наступними вимогами діючої методології екологічного нормування скидів ЗВ:

- неперевищення ГДК в КС;
- обмеження шуканих допустимих концентрацій знизу величиною ГДК і зверху фактичною концентрацією в СВ.

Формально система обмежень записується в наступному вигляді:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\sum_{i=1}^m d_z^i q^i \sum_{j=1}^k a_{kj}^i x_j^i + d_z^\phi q^\phi \sum_{j=1}^k a_{kj}^\phi C_j^\phi}{Q_z} \leq C_{ГДК,k}, \quad k = 1 \div 3, \quad z = 1 \div Z; \\ x_k^i \leq C_k^i, \quad k = 1 \div 3, \quad i = 1 \div m; \\ x_k^i \geq C_{ГДК,k}^i, \quad k = 1 \div 3, \quad i = 1 \div m; \end{array} \right. \quad (3.43)$$

де C_k^i – фактична концентрація речовини в СВ;

$C_{ГДК,k}$ – ГДК речовини;

C_k^ϕ – концентрація речовини в фоновому створі;

z – індекс РЗД;

Z – кількість РЗД;

Q_z – витрата води на РЗД;

$d_z^i = q^i / Q_z$, $d_z^\phi = q^\phi / Q_z$ – відповідно доля СВ випуску i та річкової води, що надходить з фонового створу до РЗД $_z$.

Оскільки функція мети і обмеження лінійні щодо шуканих концентрацій, то дана задача оптимізації є задачею лінійного програмування (ЗЛП) [187]. Для вирішення завдання симплекс-методом (основним методом вирішення ЗЛП) необхідно дану ЗЛП привести до канонічного виду. З цією метою проводяться такі перетворення:

- перехід до одинарного індексу змінних:

$$x_k^i = x_{(i-1)3+k}; \quad (3.44)$$

– зміна максимізації функції мети мінімізацією протилежної функції:

$$-Z = -\sum_{i=1}^m q^i \sum_{k=1}^3 \mu_k^i x_{(i-1)5+k} \rightarrow \min \quad (3.45)$$

– запис обмежень у вигляді рівностей шляхом введення додаткових змінних:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\sum_{i=1}^m d_i^z q^i \sum_{j=1}^5 a_{kj}^i x_j^i}{C_{ГДК,k}} + x_{6+z} = Q_z - \frac{d_\phi^z q^\phi \sum_{j=1}^5 a_{kj}^\phi C_j^\phi}{C_{ГДК,k}}, \quad k = 1 \div 3; z = 1 \div Z; \\ -x_{(i-1)3+k} + x_{m-Z+(i-1)3+k} = -C_{ГДК,k}, \quad i = 1 \div m, k = 1 \div 3; \\ x_{(i-1)3+k} + x_{m(3+Z)+(i-1)3+k} = C_k^i, \quad i = 1 \div m, k = 1 \div 3; \\ x_k \geq 0, \quad k = 1 \div 3 \cdot Z + 6 \cdot m. \end{array} \right. \quad (3.46)$$

Величини $x_{7+(z-1) \cdot 1/Q_z}$, $x_{7+(z-1) \cdot 2/Q_z}$, $x_{7+(z-1) \cdot 3/Q_z}$ ($z = 1 \div Z$) в даній задачі дорівнюють відхиленням (в напрямок зменшення) концентрацій від ГДК відповідно азоту амонійного, нітритного і нітратного для кожного РЗД.

Нижче наведений модельний розрахунок знаходження допустимих концентрацій речовин в СВ при наведених допущеннях. Розглядається скидання СВ в русло річки через два взаємодіючих випуску, розташованих на відстані 230 м один від одного; КС розташований в 1,4 км від нижнього випуску. (Велика відстань до КС обрано з метою більшої наочності ефекту трансформації.) Вихідні дані по випусках наведені в табл. 3.1.

Таблиця 3.1 – Вихідні дані для розрахунку

Параметр	Фоновий створ	Випуск № 1	Випуск № 2
Час переміщення води до КС, діб	1/3	1/4	1/3,5
Витрата води, м3/с	5	3	2
Кратність розбавлення СВ	–	7/3	5/2
Концентрації речовин, мг/дм3:			
азот амонійний	0,003	8	15
азот нітритний	0,002	3,5	7
азот нітратний	0,5	17	25

Дотримуючись прийнятим допущенням щодо поділення КС на ділянки, в даній задачі розглядаються три РЗУ. На рис. 3.6 наведена ілюстрація поширення забруднюючої речовини від випусків СВ до КС.

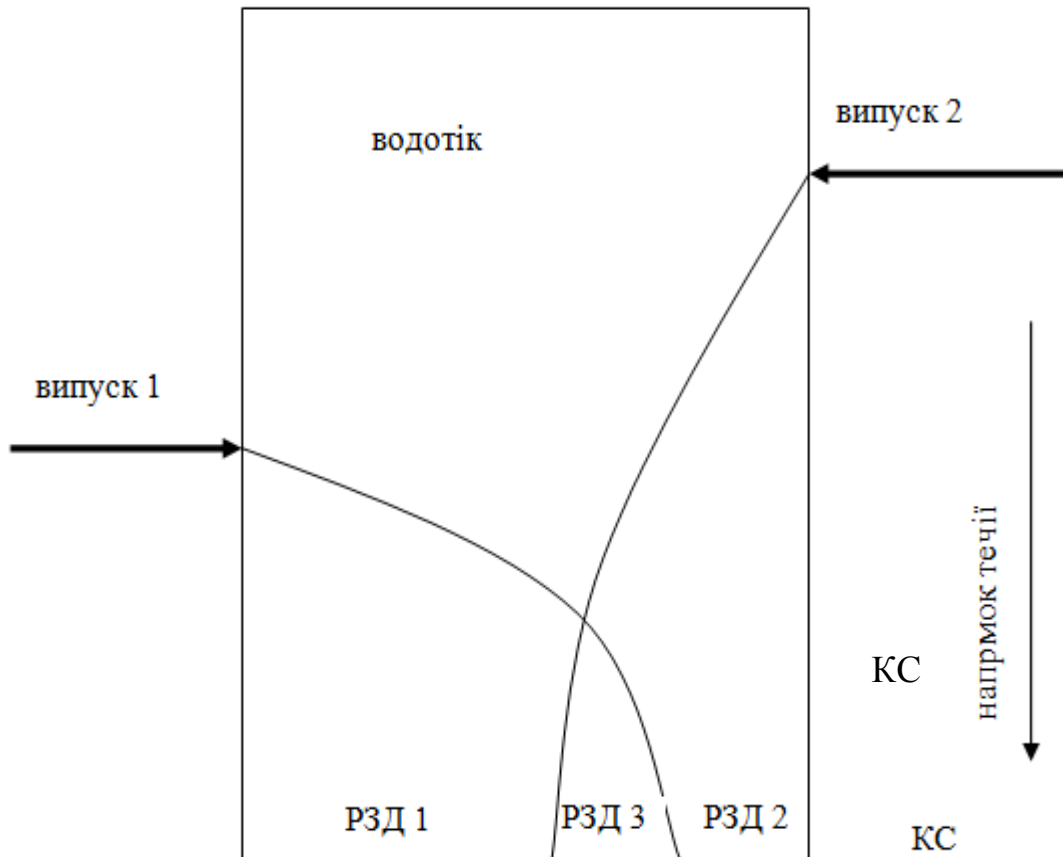


Рисунок 3.6 – Ділянки рівномірного забруднення уздовж КС

Вагові коефіцієнти прийняті рівними одиниці:

$$\mu_k^i = 1, \quad i = 1 \div 2, \quad k = 1 \div 3. \quad (3.47)$$

Для природного річкової води коефіцієнти трансформації взяті за довідковими даними [135] (на рівні верхньої межі наведеного діапазону): азот амонійний - 0,21; азот нітритний - 4,32; азот нітратний - 0,17.

Однак в суміші річкових і стічних вод процеси трансформації менш інтенсивні. Це обумовлено тим, що в стічних водах фактично відсутня мікрофлора, що сприяє протіканню біохімічних реакцій. Тому значення коефіцієнтів трансформації будуть збільшуватися в міру проникнення річкової води в потік стічної води, і інтегральна оцінка коефіцієнтів в цьому випадку представляє собою окрему задачу. В даному прикладі потрібно було

покладено, що коефіцієнти трансформації пропорційні частки природної води в загальній суміші, а характер змішання не суттєво відрізняється від лінійного. В силу даного допущення, яке не впливає на загальний хід досліджень в рамках мети цієї роботи, коефіцієнти трансформації речовин в суміші прийняті рівними: $n_{\text{сумішь},k} = 0,29 \cdot n_k$ (випуск № 1) и $n_{\text{сумішь},k} = 0,30 \cdot n_k$ (випуск № 2).

Опускаючи механізм вирішення даного завдання симплекс-методом, в табл. 3.2 і 3.3 наводиться оптимальне рішення, а також результат вирішення цього завдання методом згідно [52, додаток 1, п. 1.2.4].

Таблиця 3.2 – Результат розрахунку допустимих концентрацій речовин у стічних водах

Речовина	Оптимізаційний метод		Розрахунок згідно МР [52]	
	Випуск № 1	Випуск № 2	Випуск № 1	Випуск № 2
азот амонійний	0,60	0,39	0,57	0,57
азот нітритний	0,03	0,02	0,10	0,10
азот нітратний	17,0	25,0	13,65	13,65

Порівнюючи обидва результату, видно, що при розрахунку оптимізаційних методом екологічні вимоги дотримуються на всіх РЗД, в той час як розрахунок відповідно до МР [52] призводить до перевищення ГДК азоту нітритного на 1-му РЗД і до перевищення ГДК азоту амонійного та азоту нітритного на 3-му РЗД, що пов'язано з ігноруванням процесів трансформації речовин.

З модельного розрахунку можливо зробити висновок. Наведений оптимізаційний підхід до розрахунку ГДС дозволяє визначати склад СВ, що забезпечує максимально допустиме комплексне техногенне навантаження на ВО. При цьому враховуються процеси трансформації речовин, а також нерівномірність забруднення води в поперечному перерізі водотоку.

Таблиця 3.3 – Розрахункові концентрації речовин в КС (з урахуванням процесів трансформації) за умови досягнення ГДС

Речовина	Оптимізаційний метод			Розрахунок згідно [52]		
	Концентрація в КС, мг/дм ³	ГДК, мг/дм ³	Кратність перевищ. ГДК	Концентрація в КС, мг/дм ³	ГДК, мг/дм ³	Кратність перевищ. ГДК
1	2	3	4	5	6	7
РЗД 1						
азот амонійний	0,239	0,39	0,61	0,233	0,39	0,60
азот нітритний						
азот нітратний	0,026	9,03	0,003	0,013	9,03	0,001
РЗД 2						
азот амонійний	0,154	0,39	0,39	0,216	0,39	0,55
азот нітритний	0,005	0,02	0,25	0,019	0,02	0,95
азот нітратний	0,008	9,03	0,001	0,012	9,03	0,001
РЗД 3						
азот амонійний	0,390	0,39	1,00	0,447	0,39	1,15
азот нітритний	0,02	0,02	1,00	0,041	0,02	2,05
азот нітратний	0,03	9,03	0,003	0,023	9,03	0,003

3.4 Доцільність розрахунку розбавлення зворотних вод водою водотоку

Проблема доцільності розрахунку розбавлення зворотних вод впливає з наявності загальних проблем екологічного прогнозування, основні з яких наступні [218]:

1. Множинність моделей. Проблема полягає в тому, що для вивчення однакових аспектів екосистеми можуть використовуватися різні математичні моделі, що мають рівні права на існування, але, які призводять до істотно різних результатів. (Характерний приклад цього – описаний у роботі [134] розрахунок якості води водотоку при однакових розрахункових умовах методами Фролова-Родзіллера і ТПІ, що призводить більш ніж до дворазової різниці.)

2. Принципова неможливість виміру ряду параметрів з високою точністю. (Характерним прикладом, що підтверджує зазначене, є коефіцієнт неконсервативності ложа русла водотоку, що характеризує опір потокові води. Коефіцієнт визначається тільки приблизно за довідковими даними – таблицею Срібного [228], і прийняття близькорозташованих у таблиці величин приводить до більш ніж полуторократної різниці в результаті розрахунку якості води.)

3. Неповнота знань про механізм функціонування екосистем.

У силу цього високі стандарти точності в екологічному прогнозуванні недосяжні. З цієї обставини робиться висновок, що для малих і середніх річок розрахована якість води в максимально забрудненій частині потоку може відрізнятися від середньої менш, ніж методична погрішність розрахунку. У силу цього середнє значення концентрації буде більш точним і адекватним розглянутому процесові забруднення.

Вирішення проблеми оптимізації природокористування викликає необхідність розробки і практичного використання сукупності математичних моделей, що дозволяють описати реальні процеси на різних рівнях будівлі матерії, а також дозволяють розв'язувати ряд задач — від задач синтезу процесу перетворення матерії і енергії до задач синтезу технологічних комплексів як сукупності агрегатів, де реалізуються різноманітні технології процесу виробництва і природокористування [229]. Чітка орієнтація

математичних моделей на різні прикладні задачі вимагає їхньої класифікації по аспектах їхнього можливого використання і рівням складності [229].

В силу наявності загальних проблем екологічного прогнозування, як відзначалося вище, неможливо говорити про точний прогноз концентрації речовини в річковій воді. У цій ситуації природнішим до питань розуміння суті поняття якості води у вибраній точці річки більш підходить поняття нечітких множин, що були введені в науковий оборот в 1965 році Лотфи Заді [230].

Нечітка множина - це узагальнене поняття традиційних множин, які вивчаються у рамках теорії множин Кантора [230]. Нечітка множина припускає "часткову приналежність" елемента деякій множині. Це сукупність впорядкованих пар, складених з елементів x деякої універсальної множині X і відповідних функцій приналежності $\mu_A(x)$:

$$A = \{(x, \mu_A(x)); x \in X\} \quad (3.48)$$

Стосовно завданню оцінки якості річкової води, прогнозована концентрація речовини в заданій точці водного об'єкту – ця деяка нечітка множина, що побудована на множині ненульових концентрацій з деякою також ненульовою функцією приналежності.

Згідно теорії нечітких множин, останні мають наступні властивості, які є дійсними в даній задачі [231-233]:

Нехай A і B – нечіткі множини можливих концентрацій, які задані на універсальній множині X – дійсними позитивними числами, обмеженими деякою граничною величиною.

Множина A міститься у множині B якщо для будь-якого елемента з X функція його приналежності A набуватиме значення менше або рівніше, ніж функція приналежності множині B .

$$A \subset B \Leftrightarrow \forall x \in X : \mu_A(x) \leq \mu_B(x) \quad (3.49)$$

У разі, якщо умова $\mu_A(x) \leq \mu_B(x)$ виконується не для усіх $x \in X$, говорять про міру включення нечіткої множині A в нечітку множину B , яке визначається наступним чином:

$$I(A \subset B) = \min_{x \in T} \mu_B(x), \quad (3.50)$$

де $x \in T$;

$$T = \{x \in X; \mu_A(x) \leq \mu_B(x), \mu_A(x) > 0\}. \quad (3.51)$$

Дві нечітких множини називаються рівними, якщо вони містяться один в одному:

$$A = B \Leftrightarrow \forall x \in X : \mu_A(x) = \mu_B(x) \quad (3.52)$$

У разі, якщо значення функцій приналежності нечітких множин $\mu_A(x)$ і $\mu_B(x)$ майже рівні між собою, говорять про міру рівності нечіткої множині A і B , наприклад, у вигляді

$$E(A = B) = 1 - \max_{x \in T} |\mu_A(x) - \mu_B(x)| \quad (3.53)$$

де $T = \{x \in X; \mu_A(x) \neq \mu_B(x)\}$.

Використання нечітких множин в деяких випадках пов'язане зі складністю об'єктів систем управління екологічною безпекою. Різноманіття підходів у рамках проблеми моделювання в складних системах викликає необхідність визначення деяких терміналів. Насамперед, представляється доцільним розрізнити поняття реального об'єкта як обмеженої частини реального цілого в реальній системі як виділеної цілісної сукупності реальних елементів з їхніми властивостями і зв'язками між ними. В свою чергу деякій реальній системі може відповідати сукупність концептуальних систем, що є, зокрема, математичними моделями реальної системи. Так, наприклад, у реальному природному об'єкті може бути виділена реальна система, якій може бути поставлене у відповідність множина видів моделей (балансо-системні моделі, моделі оптимізації і т.і.). Розглядаючи проблеми моделювання складних систем управління екологічною безпекою, можливо побачити, що, поряд з дослідженнями, які спрямовані на подолання проблеми високої розмірності як

кількісного показника складності, істотного значення набуває побудова моделей систем, усе більш складних у якісному відношенні (наприклад, більш складних зв'язків між елементами).

Також в задачах управління екологічною безпекою є сенс проводити класифікацію систем за рівнями складності [229]. Зокрема можливо розглянути один зі способів упорядкування сукупності моделей по зростаючих якісних рівнях складності. Зокрема, можливо виділити наступні якісні рівні складності:

- статичні моделі, динамічні моделі;
- моделі цілеспрямованих систем;
- моделі цілеспрямованих систем, що самозберігаються і розвиваються в часі.

З точки зору нечітких множин є сенс розглядати забрудненість природної води, оскільки ніяке теоретично можливе значення показника забрудненості не може бути стовідсотково вірним. Це обумовлено нерівномірністю забруднення в просторовому та часовому розумінні.

Щодо розрахункового значення забрудненості поверхневих вод, то проблема ускладнюється нечіткістю поняття «кратність розбавлення» зворотних вод природною водою: якась частина потоку ЗВ гарно розбавляється, а якась зовсім не розбавляється. Математично можливо розрахувати середню величину розбавлення, але вона не буде мати фізичного змісту.

В силу цього ідеологічного підходу може бути недоцільним проводити розрахунок прогнозованої концентрації речовини в природній воді шляхом розрахунку кратності розбавлення, оскільки точність розрахунку (у термінології нечітких множин – значення функції приналежності) буде вкрай малою [63, 80, 112, 229, 234].

Згідно [171], розбавлення ЗВ водою водотоку можливо вважати повним у тому випадку, якщо коефіцієнт змішання природної води зі зворотною

досягає 80 %. Зробити висновок про доцільність розрахунку розбавлення можливо в такий спосіб. Як відзначалося в п. 3.1, за просторовий розподіл забруднюючої речовини в поперечному перерізі водотоку можливо прийняти гаусіаду:

$$C(x) = C_{\max} \cdot \exp\left(-\frac{x^2}{2 \cdot \sigma^2}\right), \quad (3.54)$$

де C_{\max} – максимальна концентрація речовини, яка визначається методом ТПІ (див. п. 3.1).

Параметр розподілу – середньоквадратичне відхилення для берегового випуску – дорівнює

$$\sigma = \frac{\sqrt{2} \cdot C_{cm} \cdot q}{H \cdot v \cdot C_{\max} \cdot \sqrt{\pi}}. \quad (3.55)$$

Таким чином, теоретичний просторовий розподіл речовини відрізняється від реального фізичного. Оскільки перше не має границь, а друге обмежено берегом.

Отже, якщо розрахункова теоретична маса речовини між берегами складає не менш ніж 80 % реально скинутої маси, то розрахунок кратності розбавлення і коефіцієнта змішання природних і зворотних вод бачиться недоцільним.

Реальна маса скинутого у водотік зі зворотними водами речовини дорівнює

$$M = C \cdot q. \quad (3.56)$$

Теоретична маса в границях берега дорівнює

$$\begin{aligned} M_T &= H \cdot V \cdot \int_0^B C_{\max} \cdot \exp\left(-\frac{x^2}{2 \cdot \sigma^2}\right) dx = \\ &= H \cdot V \cdot C_{\max} \cdot 2 \cdot \sqrt{\pi} \cdot \sigma \cdot \int_0^B \frac{1}{2 \cdot \sqrt{2\pi} \cdot \sigma} \cdot \exp\left(-\frac{x^2}{2 \cdot \sigma^2}\right) dx = \\ &= H \cdot V \cdot C_{\max} \cdot 2 \cdot \sqrt{\pi} \cdot \sigma \cdot \Phi\left(\frac{B}{\sigma}\right) \end{aligned} \quad (3.57)$$

де Φ – функція Лапласа:

$$\Phi(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \cdot \int_0^x \exp\left(-\frac{t^2}{2}\right) dt. \quad (3.58)$$

Підставляючи (3.57) у (3.56), маємо:

$$M_T = H \cdot V \cdot C_{\max} \cdot \sqrt{2\pi} \cdot \frac{\sqrt{2} \cdot C \cdot q}{H \cdot V \cdot C_{\max} \cdot \sqrt{\pi}} \cdot \Phi\left(\frac{B}{\sigma}\right) = 2 \cdot C \cdot q \cdot \Phi\left(\frac{B}{\sigma}\right) \quad (3.59)$$

Співвідношення розрахункової теоретичної і реальної мас речовини дорівнює

$$\frac{M_T}{M} = \frac{2 \cdot C \cdot q \cdot \Phi\left(\frac{B}{\sigma}\right)}{C \cdot q} = 2 \cdot \Phi\left(\frac{B}{\sigma}\right) \quad (3.60)$$

Якщо співвідношення мас менш 0,8 і розрахунок кратності розбавлення недоцільний, то має місце наступне:

$$\Phi\left(\frac{B}{\sigma}\right) \leq 0,4 \quad (3.61)$$

Далі необхідно визначити, у яких випадках може виконуватися умова (3.61).

Оскільки функція Лапласа є монотонно зростаючою, то, виходячи з законів математичного аналізу [187], зворотна їй функція також монотонно зростає. В силу цього:

$$\frac{B}{\sigma} \leq \Phi^{-1}(0,4) \approx 1,4. \quad (3.62)$$

Таким чином:

$$\frac{B \cdot H \cdot V \cdot C_{\max} \cdot \sqrt{\pi}}{C \cdot q \cdot \sqrt{2}} \leq 1,4 \quad (3.63)$$

Оскільки $1,4 \approx \sqrt{2}$, то можливо записати:

$$H \cdot V \leq \frac{2 \cdot C \cdot q}{B \cdot C_{\max} \cdot \sqrt{\pi}} \quad (3.64)$$

Відповідно до методу ТПЗ, при відсутності фонового забруднення максимально забруднена частина потоку дорівнює [134]:

$$C_{\max} = \frac{C \cdot q}{H \cdot \sqrt{\pi \cdot v \cdot D \cdot l} \cdot \Phi(\zeta \sqrt{2})}, \quad (3.65)$$

де C – концентрація речовини у ЗВ, мг/дм³;

D – коефіцієнт поперечної дисперсії, м/с²;

l – відстань від випуску до КС, м;

H – середня глибина водотоку в КС, м;

v – швидкість течії, м/с;

$$\zeta = B \cdot \sqrt{v} / (2 \cdot \sqrt{D \cdot l}),$$

Підставляючи значення C_{\max} у (3.64) і приймаючи до уваги, що функція Лапласа $\Phi \cong 1$, маємо:

$$H \cdot V \leq \frac{2 \cdot C \cdot q \cdot H \cdot \sqrt{\pi \cdot v \cdot D \cdot x}}{B \sqrt{\pi} \cdot C \cdot q} = \frac{2 \cdot H \cdot \sqrt{v \cdot D \cdot x}}{B} \quad (3.66)$$

Таким чином:

$$\sqrt{V} \leq \frac{2 \cdot \sqrt{D \cdot x}}{B} \quad (3.67)$$

Згідно [134], коефіцієнт дисперсії в поперечному напрямку розраховується за наступною формулою

$$D = R \cdot u \cdot 41,6 / \sqrt{Re}, \quad (3.68)$$

де R – гідравлічний радіус.

C достатньою точністю можливо прийняти:

$$R \approx H.$$

Динамічна швидкість потоку розраховується за формулою

$$u_* = v \cdot \sqrt{g / S}, \quad (3.69)$$

де S – коефіцієнт Шезі.

Число Рейнольдса розраховується за формулою

$$Re = \frac{H \cdot v}{\nu}, \quad (3.70)$$

Таким чином, коефіцієнт дисперсії в поперечному напрямку записується в такий спосіб:

$$D = \frac{H \cdot V \sqrt{g} \cdot 41.6 \cdot \sqrt{v}}{S \cdot \sqrt{H \cdot V}} = \frac{\sqrt{H \cdot V} \cdot A}{S}, \quad (3.71)$$

де $A = \sqrt{g \cdot v} \cdot 41.6$

Підставляючи (3.71) у (3.67):

$$\sqrt{V} \leq \frac{4 \cdot \sqrt{H} \cdot A \cdot x}{S \cdot B} \quad (2.72)$$

Остаточно:

$$\sqrt{\frac{V}{H}} \leq \frac{4 \cdot A \cdot x}{S \cdot B} \quad (2.73)$$

Таким чином, виконання умови (3.73) означає недоцільність розрахунку кратності розбавлення. При невиконанні цієї умови (коли, згідно розрахунку за методом ТПШ, більш ніж 20 % забруднюючої речовини вийде за межі берегів) за якість річкової води треба брати середнє значення вдовж контрольного створу.

Висновки до розділу 3

1. Розроблені пропозиції щодо конкретизації поняття «максимально забруднена часина потоку води».
2. Вдосконалено математичну модель формування якості води водного об'єкту при неповному розбавленні зворотних вод. Удосконалена модель більш адекватна фізичному процесу змішування природної та зворотної води, і спрямована на підвищення рівня екологічної безпеки водних об'єктів при малих кратностях розбавлення зворотних вод.
3. Обґрунтовано принципову неможливість досягнення високих стандартів точності в екологічному прогнозуванні, що впливає з загальних проблем екологічного прогнозування.

4. Запропоновано критерій доцільності розрахунку кратності розбавлення зворотних вод річковою водою для малих і середніх річок. Запропонований критерій засновано на методі розрахунку ТПІ, який, в свою чергу, засновано на аналітичному розв'язанні рівняння турбулентної дифузії.

Результати, викладені у розділі 3, опубліковані у роботах [77, 172, 217-219, 225-227].

РОЗДІЛ 4

МЕТОДОЛОГІЯ ЕКОЛОГІЧНОГО НОРМУВАННЯ СКИДІВ ЗВОРОТНИХ ВОД ШЛЯХОМ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ

4.1 Використання традиційного статистичного підходу для оцінки екологічного ризику при нормуванні скидів зворотних вод

Розробка норм водовідведення містить у собі розрахунок допустимого складу ЗВ. Як було зазначено в розд. 1, недоліком існуючого підходу до розв'язання цієї задачі є неврахування імовірнісного характеру значень концентрацій речовин після очищення. В методичній літературі змінність складу ЗВ обговорена лише вимогою за фактичні концентрації речовин у ЗВ розглядати середні арифметичні значення [52]. (При цьому українська методика [52] з метою підвищення репрезентативності вибірки спостережень вимагає перед осередненням концентрацій виключати мінімальні і максимальні значення, що, не має строгого наукового обґрунтування.) Однак у цілому екологічне нормування скидів зворотних вод до поверхневих вод носить детермінований характер: розраховуються допустимі концентрації речовин у ЗВ, що не приводять до перевищення законодавчо затверджених гранично допустимих концентрацій (ГДК) речовин у ВО. (У випадку врахування ознак шкідливості, що лімітують (ЛОШ), вимога неперевищення ГДК замінюється наступної: сума приведених до ГДК концентрацій речовин однієї групи ЛОШ не повинна перевищувати одиниці.) Таким чином, є актуальним удосконалення методики розрахунку допустимого складу ЗВ, включивши в розгляд його імовірнісний характер, і, отже, імовірнісний характер параметрів стану ВО у зоні впливу скиду зворотних вод. Це

дозволить у більшій мірі враховувати реальний характер процесу забруднення ВО [235-239].

Найбільш перспективним напрямком у цьому плані бачиться використання механізму оцінки екологічного ризику. Відповідно до класичного визначення, ризик – це міра невизначеності, яку можливо оцінити імовірнісним методом [235]. При цьому на практиці використовують різні критерії чисельної оцінки даної невизначеності. В більшості випадків під екологічним ризиком розуміють або імовірність виникнення негативних змін у навколишнім середовищі, або математичне очікування величини збитку внаслідок таких змін. Оскільки в задачах екологічного нормування водовідведення розглядається лише можливий факт перевищення ГДК у воді водного об'єкта без аналізу його наслідків для екосистеми і людини, то доцільно використовувати перше визначення екологічного ризику – розглядати ризик як імовірність порушення екологічних норм якості водного об'єкта внаслідок скидання ЗВ.

Метою підрозділу є пропозиція механізму розрахунку допустимих концентрацій речовин у ЗВ із використанням оцінки екологічного ризику, викликаного надходженням ЗВ у ВО. При цьому розглядається один випуск ЗВ у водотік при відсутності самоочищення води у ВО, а також трансформації.

Формально задача екологічного нормування шляхом оцінки екологічного ризику може бути сформульована в такий спосіб. Нехай X – шукана допустима концентрація забруднюючої речовини у ЗВ послі очищення, що у кінцевому рахунку повинна вказуватися в документах на спецводокористування; x – випадкова величина, що являє собою реальну концентрацію речовини в зворотній воді, і залежну від ряду випадкових факторів:

$$x = X + \varepsilon, \quad (4.1)$$

де ε – випадкова величина з нульовим маточикунням.

Тоді шукана величина X визначається як максимально можлива величина, що забезпечує дотримання умови

$$P(y(x) \leq ГДК) \geq 1 - \alpha, \quad (4.2)$$

де P – позначення імовірності;

$y(x)$ – концентрація речовини у контрольному створі водотоку нижче випуску ЗВ;

α – прийнятий гранично допустимий ризик.

Випадковий характер величини x при заданому режимі роботи очисних споруд є наслідком великої кількості випадкових природних та технічних факторів. Дана обставина, відповідно до центральної граничної теореми [18, 218], дозволяє припустити, що випадкова величина x розподілена за нормальним законом.

Перший параметр розподілу – математичне очікування – очевидний (тут і далі кутові дужки позначають математичне очікування):

$$X = \langle x \rangle. \quad (4.3)$$

Спосіб оцінки другого параметра розподілу – середньоквадратичного відхилення σ_x – залежить від наявності інформації про роботу ОС при різних режимах. При наявності такої інформації параметр σ_x обирається на основі обробки ретроспективних даних. А при відсутності ретроспективної інформації щодо специфіки роботи ОС можливо зробити припущення про постійність коефіцієнта варіації величини x :

$$v = \frac{\sigma_x}{\langle x \rangle} = const. \quad (4.4)$$

У цьому випадку за даними вимірів вихідних концентрацій при якому-небудь режимі роботи ОС можливо визначити коефіцієнт варіації, і тоді при довільній випадковій величині X середньоквадратичне відхилення буде дорівнює

$$\sigma_x = X \cdot v. \quad (4.5)$$

Таким чином, щільність імовірнісного розподілу концентрації речовини у ЗВ наступна:

$$f_x = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma_x} \cdot \exp\left(-\frac{(x-X)^2}{2\sigma_x^2}\right) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot X \cdot v} \cdot \exp\left(-\frac{(x-X)^2}{2X^2v^2}\right). \quad (4.6)$$

Концентрації речовини в КС записується виходячи з балансового рівняння

$$y(x) = \frac{C_{фон} \cdot Q_{фон} + q \cdot x}{Q} = \frac{C_{фон} \cdot Q_{фон}}{Q} + \frac{q}{Q} \cdot x = A + B \cdot x, \quad (4.7)$$

де $C_{фон}$ – концентрація речовини у фоновому створі вище випуску зворотних вод;

$Q_{фон}$ – витрата водотоку у ФС;

$Q = Q_{фон} + q$ – витрата водотоку в КС;

$A = C_{фон} \cdot Q_{фон} / Q$, $B = q / Q$.

Щільність розподілу величини у визначається виходячи з правила [187], відповідно до якого якщо дві випадкові величини η і μ зв'язані лінійною залежністю

$$\eta = A + B\mu, \quad (4.8)$$

те щільність розподілу обох величин зв'язані залежністю

$$f_\eta = \frac{1}{B} \cdot f_\mu\left(\frac{\eta - A}{B}\right). \quad (4.9)$$

Таким чином, щільність імовірнісного розподілу речовини в КС наступна:

$$\begin{aligned} f_y &= \frac{1}{B} \cdot f_x\left(\frac{y-A}{B}\right) = \frac{1}{B\sqrt{2\pi} \cdot X \cdot v} \cdot \exp\left(-\frac{\left(\frac{y-A}{B} - X\right)^2}{2X^2v^2}\right) = \\ &= \frac{1}{B\sqrt{2\pi} \cdot X \cdot v} \cdot \exp\left(-\frac{(y-A-B \cdot X)^2}{2B^2X^2v^2}\right) \end{aligned} \quad (4.10)$$

У традиційній формі щільність розподілу випадковій величини у має вигляд:

$$f_y = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma_y} \cdot \exp\left(-\frac{(y - \langle y \rangle)^2}{2 \cdot \sigma_y^2}\right), \quad (4.11)$$

де $\sigma_y = B \cdot X \cdot v$, $\langle y \rangle = A + B \cdot X$.

Як легко бачити,

$$f_y = f_y(X, y). \quad (4.12)$$

Оскільки, відповідно до законів теорії імовірностей [187], має місце залежність

$$P(y \leq ГДК) = \int_{-\infty}^{ГДК} f_y(X, y) dy, \quad (4.13)$$

то остаточно шукана величина $C_{ст}=X$ знаходиться з рівняння

$$\frac{1}{B\sqrt{2\pi} \cdot C_{ГДС} \cdot v} \cdot \int_{-\infty}^{ГДК} \exp\left(-\frac{\left(y - \frac{C_{фон} \cdot Q_{фон}}{Q} - \frac{q}{Q} \cdot C_{ГДС}\right)^2}{2 \cdot B^2 \cdot C_{ГДС}^2 \cdot v^2}\right) dy = 1 - \alpha. \quad (4.14)$$

Рівняння (4.14) також можливо записати через функцію Лапласа:

$$\frac{1}{2} + \Phi\left(\frac{ГДК - \langle y(X) \rangle}{\sigma_y}\right) = 1 - \alpha, \quad (4.15)$$

де Φ – функція Лапласа:

$$\Phi(t) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \cdot \int_0^t \exp\left(-\frac{t^2}{2}\right) dt.$$

Нижче наведене модельний приклад розрахунку на основі розробленого і затвердженого нормативу скиду міських ЗВ м. Алушти (АР Крим) у річку Улу-Узень, яка відноситься до малих річок Криму [240]. (Даний проект ГДС був розрахований УКРНДІЕП в 2009 р. [177].) За показник забруднення в даному прикладі розглядається азот амонійний. В табл. 4.1 наведені дані про зміст зазначеної речовини у ЗВ послі їхнього очищення на біологічних очисних спорудах.

Таблиця 4.1 – Зміст азоту амонійного в міських СВ

Місяць року	Концентрація x , мг/дм ³
січень	0,86
лютий	0,79
березень	0,62
квітень	1,20
травень	0,65
червень	0,62
липень	0,52
серпень	0,78
вересень	0,61
жовтень	0,74
листопад	0,77
грудень	0,78

Результат обробки даних табл. 2.24 наступний:

$$\langle X \rangle = 0,743,$$

$$\sigma_x = 0,175.$$

Таким чином, розрахунковий коефіцієнт варіації вмісту азоту амонійного у ЗВ дорівнює

$$v = \frac{0,175}{0,743} = 0,235,$$

а, відповідно, середньоквадратичне відхилення дорівнює

$$\sigma_x = 0,235 \cdot X.$$

Розрахункові умови для встановлення допустимої концентрації азоту амонійного у ЗВ були прийняті наступні [240]:

- витрата води у ФС $Q_{фон} = 0,03 \text{ м}^3/\text{с}$;
- витрата СВ $q = 0,02 \text{ м}^3/\text{с}$;

- концентрація азоту амонійного у ФС: $C_{фон} = 0,05$ мг/дм³;
- ГДК азоту амонійного (діюча на момент розробки нормативів ГДС): 0,39 мг/дм³.

У роботі [240] розрахунок допустимої концентрації був проведений відповідно до діючої методики [52] без врахування імовірнісного характеру концентрації речовини у ЗВ і, відповідно, без оцінки екологічного ризику. За допустиму концентрацію була прийнята розрахункова фактична концентрація (середня величина без врахування максимального і мінімального значень), що дорівнює $X = 0,720$ мг/дм³. Прийняття фактичної концентрації за допустиму обґрунтовано тим, що дана концентрація, відповідно до розрахунку, не призводить до перевищення ГДК у КС:

$$y(X) = \frac{C_{фон} \cdot Q_{фон} + q \cdot X}{Q} = \frac{0,05 \cdot 0,03 + 0,02 \cdot 0,720}{0,03 + 0,02} = \quad (4.16)$$

$$= 0,318 \text{ мг/дм}^3 < ПДК = 0,39 \text{ мг/дм}^3$$

Якщо ж розглядати концентрацію в КС як випадкову величину, то вона дорівнює

$$y(x) = A + B \cdot x = A + B \cdot (X + \varepsilon), \quad (4.17)$$

де $A = 0,03$, $B = 0,4$.

Параметри розподілу величини y залежать від шуканої величини X наступним чином:

$$\begin{cases} \langle y \rangle = A + B \cdot X = 0,03 + 0,4 \cdot X, \\ \sigma_y = B \cdot X \cdot v = 0,064 \cdot X \end{cases} \quad (4.18)$$

Підставляючи отримані значення в (4.14) і приймаючи $\alpha=0,05$, одержуємо рівняння для визначення шуканої концентрації X :

$$\frac{1}{0,236 \cdot X} \cdot \int_{-\infty}^{ГДК} \exp\left(-\frac{(y - 0,03 - 0,4 \cdot X)^2}{0,0177 \cdot X^2}\right) dy = 0,95. \quad (4.19)$$

Розв'язуючі рівняння (4.19) чисельним методом [241], одержуємо:

$$X = 0,651 \text{ мг/дм}^3.$$

Таким чином, шукана допустима концентрація азоту амонійного у СВ, яка розрахована пропонованим способом, складає $0,651 \text{ мг/дм}^3$. При цьому математичне очікування концентрації речовини в контрольному створі буде дорівнює

$$\langle y \rangle = A + B \cdot X = 0,03 + 0,4 \cdot 0,651 = 0,290 \text{ мг/дм}^3. \quad (4.20)$$

На рис. 4.1 наведений графік імовірнісного розподілу концентрації азоту амонійного в КС водного об'єкта при прийнятих розрахункових умовах і концентрації даної речовини у ЗВ на рівні $0,651 \text{ мг/дм}^3$.

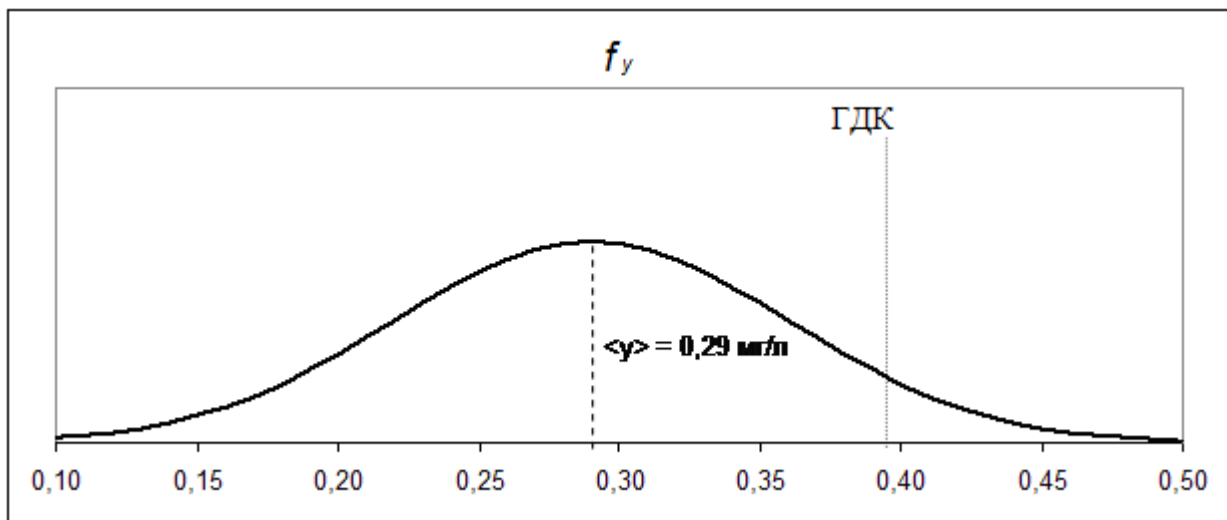


Рисунок 4.1 – Імовірнісний розподіл концентрації азоту амонійного в КС водного об'єкта

Запропонований механізм розрахунку допустимої концентрації забруднюючої речовини у ЗВ шляхом оцінки екологічного ризику забезпечує неперевищення допустимої величини екологічного ризику, викликаного надходженням даної речовини у ВО.

Слід зазначити, що при розгляді більшої кількості джерел забруднення алгоритм розв'язання задачі може істотно ускладнитися. Тому нижче наведені результати досліджень по побудові за подібною схемою алгоритму знаходження допустимого складу стічних вод для довільного числа показників.

Концентрації речовини в КС при наявності двох випусків СВ записується виходячи з балансового рівняння

$$y(x) = \frac{C_{\text{фон}} \cdot Q_{\text{фон}} + q_1 \cdot x_1 + q_2 \cdot x_2}{Q} = \frac{C_{\text{фон}} \cdot Q_{\text{фон}}}{Q} + \frac{q_1}{Q} \cdot x_1 + \frac{q_2}{Q} \cdot x_2 =, \quad (4.21)$$

$$= A + B_1 \cdot x_1 + B_2 \cdot x_2$$

де $C_{\text{фон}}$ - концентрація речовини в фоновому створі (ФС) вище випуску СВ;

$Q_{\text{фон}}$ - витрата водотоку в ФС;

$Q = Q_{\text{фон}} + q$ – витрата водотоку в КС;

$A = C_{\text{фон}} \cdot Q_{\text{фон}} / Q$, $B = q / Q$.

Таким чином, для вирішення поставленого завдання необхідно знайти щільність розподілу величини y . З цією метою сума перших двох доданків в (4.18) розглядаються як одна випадкова величина:

$$y(x) = y_1 + y_2, \quad (4.22)$$

де $y_1 = A + B_1 \cdot x_1$;

$y_2 = B_2 \cdot x_2$.

Щільність розподілу величини y визначається виходячи з правила декомпозиції [57], згідно з яким, якщо дві незалежні випадкові величини мають щільності розподілу $f_1(x)$ і $f_2(x)$, то щільність розподілу їх суми визначається за формулою:

$$f_y = \int_{-\infty}^{\infty} f_1(x) \cdot f_2(y-x) dx$$

Таким чином:

$$f_y = \int_{-\infty}^{\infty} f_1(x) \cdot f_2(y-x) dx = \frac{1}{2\pi \cdot \sigma_{y1} \cdot \sigma_{y2}} \cdot \int_{-\infty}^{\infty} \exp\left(-\frac{(x-Y_1)^2}{2 \cdot \sigma_1^2}\right) \cdot \exp\left(-\frac{(y-x+Y_2)^2}{2 \cdot \sigma_2^2}\right) dx =$$

$$\frac{1}{2\pi \cdot \sigma_{y1} \cdot \sigma_{y2}} \cdot \int_{-\infty}^{\infty} \exp\left(-\frac{\sigma_2^2 \cdot (x-Y_1)^2 + \sigma_1^2 \cdot (y-x+Y_2)^2}{2 \cdot \sigma_1^2 \cdot \sigma_2^2}\right) dx$$

З урахуванням того, що $Y_1 = (X_1)$ і $Y_2 = (X_2)$, має місце наступне:

$$f_y = f_y(X_1, X_2, y).$$

Остаточно шукані концентрації забруднюючих речовин в СВ X_1 и X_2 , при яких ризик забруднення ВО в зоні дії випусків виявиться на рівні допустимого, знаходяться з рівняння

$$\frac{1}{2\pi \cdot \sigma_{y1} \cdot \sigma_{y2}} \cdot \int_{-\infty}^{\text{ГДК}} \int_{-\infty}^{\infty} \exp\left(-\frac{\sigma_2^2 \cdot (x - (A + B_1 \cdot X_1))^2 + \sigma_1^2 \cdot (y - x + B_2 \cdot X_2)^2}{2 \cdot \sigma_1^2 \cdot \sigma_2^2}\right) dx dy = (4.19)$$

$$= 1 - \alpha$$

В силу наявності двох невідомих, рівняння (4.19) має безліч рішень. Найбільш доцільним вбачається пошук шуканих концентрацій X_1 и X_2 , виходячи з значень фактичних концентрацій речовин в СВ, за аналогією з методологією, пропонованої для випадку детермінованого складу СВ. А саме, шукану концентрацію знаходити в наступному вигляді:

$$X_i = \text{ГДК} + k \cdot (C_i^\phi - \text{ГДК}),$$

де i - порядковий номер випуску СВ;

C_i^ϕ - фактична середня концентрація речовини в СВ;

k - невідомий коефіцієнт.

Подання невідомих допустимих концентрацій у такій формі дозволяє звести задачу до одного невідомого - коефіцієнту k . Розв'язання задачі може бути здійснено методом половинчатого поділення за наступною схемою:

1. За вибіркою вихідних значень концентрацій в СВ $\{C_i\}$ визначаються фактичні середні концентрації, середньоквадратичні відхилення σ_i і коефіцієнти варіації v_i .
2. Задаються: $k_{min} = \text{ГДК}$, $k_{max} = 1$.
3. Розраховується величина $k = \frac{k_{min} + k_{max}}{2}$.
4. Розраховуються X_1 и X_2 за формулою (4.19).
5. Перевіряється умова (4.19) з деякою заданою точністю. Якщо умова виконується, то величини X_1 и X_2 приймаємо за шукані концентрації і завершуємо процес розрахунку. В іншому випадку переходимо до наступного кроку.

6. Якщо розрахована ліва частина (4.19) менше ніж $1-\alpha$, то задаємо $k_{min} = k$ і переходимо до кроку 3.

7. Якщо розрахована ліва частина (4.19) більше ніж $1-\alpha$, то задаємо $k_{max} = k$ і переходимо до кроку 3.

Також необхідно відзначити, що при врахування імовірнісного характеру концентрації речовини у ЗВ на виході з ОС виникає наступна проблема, що виходить за рамки методики розрахунку. А саме, при існуючому підході допустима концентрація, зазначена в документах на спецводокористування, несе дві функції:

- визначає розмір податку за скиди ЗВ;
- враховується контролюючими органами при контролі за дотриманням затверджених нормативів скиду ЗВ.

Бачиться доцільним за розрахованою концентрацією X залишити тільки першу функцію, а висновок про дотримання встановленого режиму водовідведення робити з урахуванням можливих коливань концентрації. Вирішення даної проблеми вимагає додаткового аналізу і наступної розробки пропозицій по корегуванню діючого водоохоронного законодавства (див. розд. 6).

4.2 Використання методу статистичних випробувань для оцінки екологічного ризику при нормуванні скидів зворотних вод

У роботі [237] описується спосіб розрахунку допустимих концентрацій речовин у ЗВ шляхом оцінки екологічного ризику. Однак описаний у роботі механізм ґрунтувався на істотному допущенні: імовірнісний розподіл концентрації речовини у ЗВ відповідає нормальному закону. Але це дійсно лише в тому випадку, якщо на процес формування складу ЗВ впливає велика кількість приблизно рівнозначних факторів [187]. В випадку ж

водовідведення ця умова може не дотримуватися, і тому необхідно передбачити довільний імовірнісний закон розподілу концентрацій речовин у ЗВ. Для цього може бути використаний метод Монте-Карло, якій раніше застосовувався для визначення техногенного ризику при аваріях на потенційно небезпечних підприємствах [242]. Нижче розглядається застосування методу Монте-Карло для оцінки імовірності перевищення ГДК у КС нижче випуску ЗВ. Задача розглядається на прикладі однієї забруднюючої речовини з урахуванням самоочищення природної води за експонентним законом [243].

В основі методу Монте-Карло лежить наступна математична закономірність [244, 245]. Якщо розглядається деяка випадкова величина x з задовільним розподілом, то її функцію розподілу $F(x)$ також можливо розглядати як випадкову величину. В цьому випадку незалежно від закону розподілу вихідної величини x , величина $F(x)$ розподілена рівномірно на відрізку від 0 до 1 включно [246]. З цього факту випливає, що можливі значення випадкової величини x можуть знаходитися з наступного рівняння [194, 195]:

$$\int_a^x f(x)d(x) = F(x) = w, \quad (4.20)$$

де a – нижня границя області визначення величини x ;

$f(x)$ – щільність розподілу;

$w \in [0, 1]$ – рівномірно розподілена випадкова величина.

Рівняння (4.20) кожної реалізації випадкової величини $w \in [0, 1]$ ставить в однозначну відповідність реалізацію величини x , яка розподілена за заданим законом $F(x)$. Це дозволяє моделювати можливі значення випадкової величини x шляхом генерування за допомогою генератора випадкових чисел величини w .

Стосовно до задачі оцінки екологічного ризику дану закономірність можливо використовувати в такий спосіб [51]. Якщо індикатор ризику I

представити як функцію $I = I(w)$ і генерувати велику кількість разів величину $w_i \in [0, 1]$, $i=1 \div N$, то по вибірці $\{I_i\}^N = \{I(w_i)\}^N$ можливо робити висновок про характер імовірнісного розподілу I . Зокрема, вибірка розрахункових величин $\{I_i\}^N$ дозволяє розраховувати імовірність неперевищення деякої заданої граничної величини.

На рис. 4.2 наведений алгоритм розрахунку екологічного ризику за методом Монте-Карло.

У задачі розрахунку ГДС індикатором ризику служить концентрація речовини в контрольному створі (КС), що з урахуванням самоочищення виражається за допомогою балансового рівняння

$$C_{\text{кc}} = \frac{Q_{\text{фон}} \cdot [(C_{\text{фон}} - C_e) \cdot \exp(-k \cdot t_{\text{фон}}) + C_e]}{Q_{\text{фон}} + q} + \frac{q \cdot [(C - C_e) \cdot \exp(-k \cdot t) + C_e]}{Q_{\text{фон}} + q}, \quad (4.21)$$

де $C_{\text{фон}}$, C , $C_{\text{кc}}$ – концентрація речовини відповідно у фоновому створі, у ЗВ та у КС;

C_e – природна (без антропогенного внеску) концентрація речовини у воді водотоку;

$Q_{\text{фон}}$ – витрата води у ФС;

q – витрата ЗВ;

$t_{\text{фон}}$, t – відповідно час переміщення води до КС від ФС і від місця скидання ЗВ в водотік.

Концентрація C в правій частини рівняння (4.21) є випадковою величиною, яку можливо представити як аргумент функції розподілу, тобто як w -квантіль (рис. 4.3).

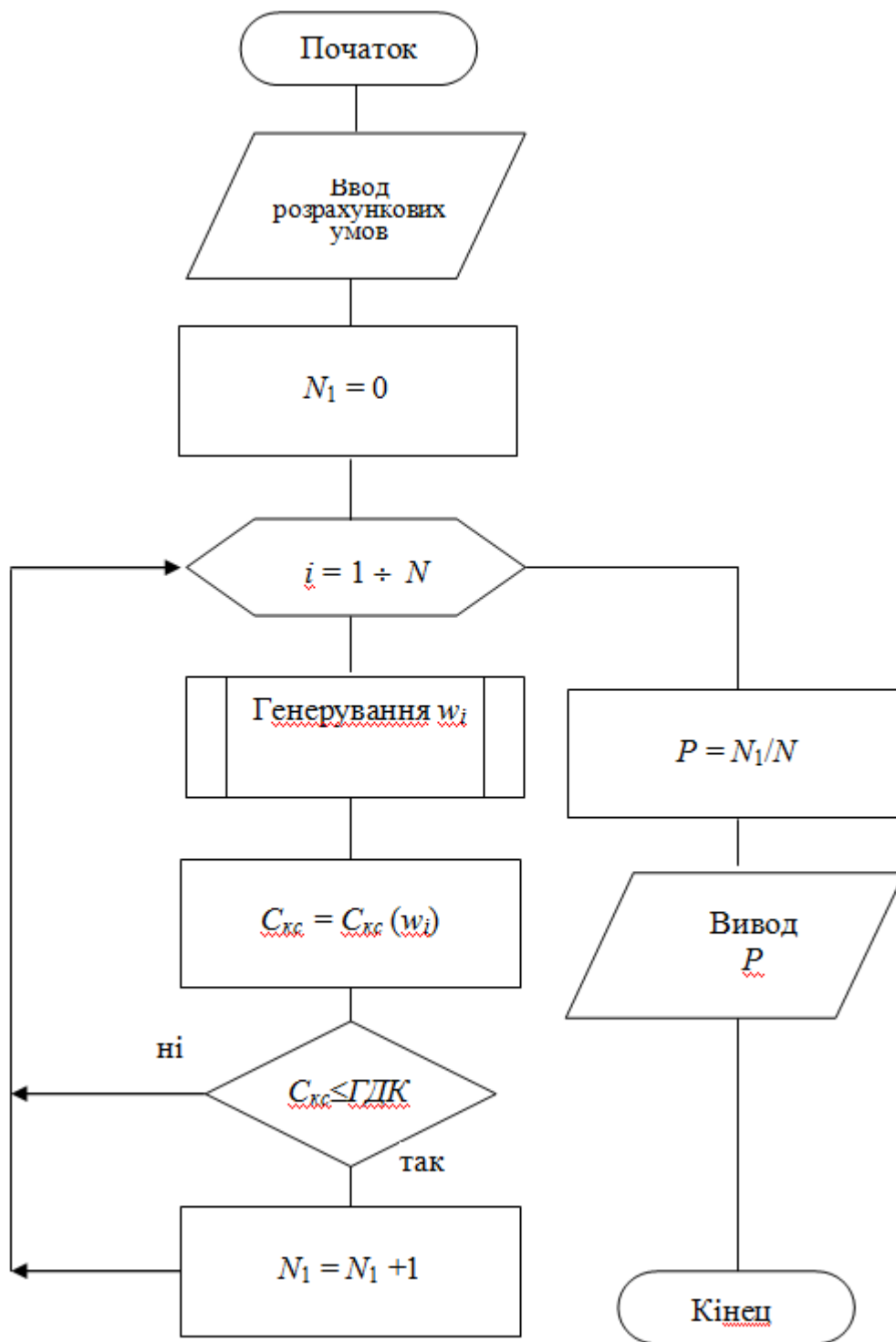


Рисунок 4.2 – Алгоритм розрахунку екологічного ризику за методом Монте-Карло

У цьому випадку індикатор ризику представляється як функція від величини w :

$$C_{kc}(w) = \frac{Q_{фон} \cdot [(C_{фон} - C_e) \cdot \exp(-k \cdot t_{фон}) + C_e]}{Q_{фон} + q} + \frac{q \cdot [(F^{-1}(w) - C_e) \cdot \exp(-k \cdot t) + C_e]}{Q_{фон} + q} \quad (4.21)$$

де F^{-1} – функція, зворотна функції розподілу $F(C)$.

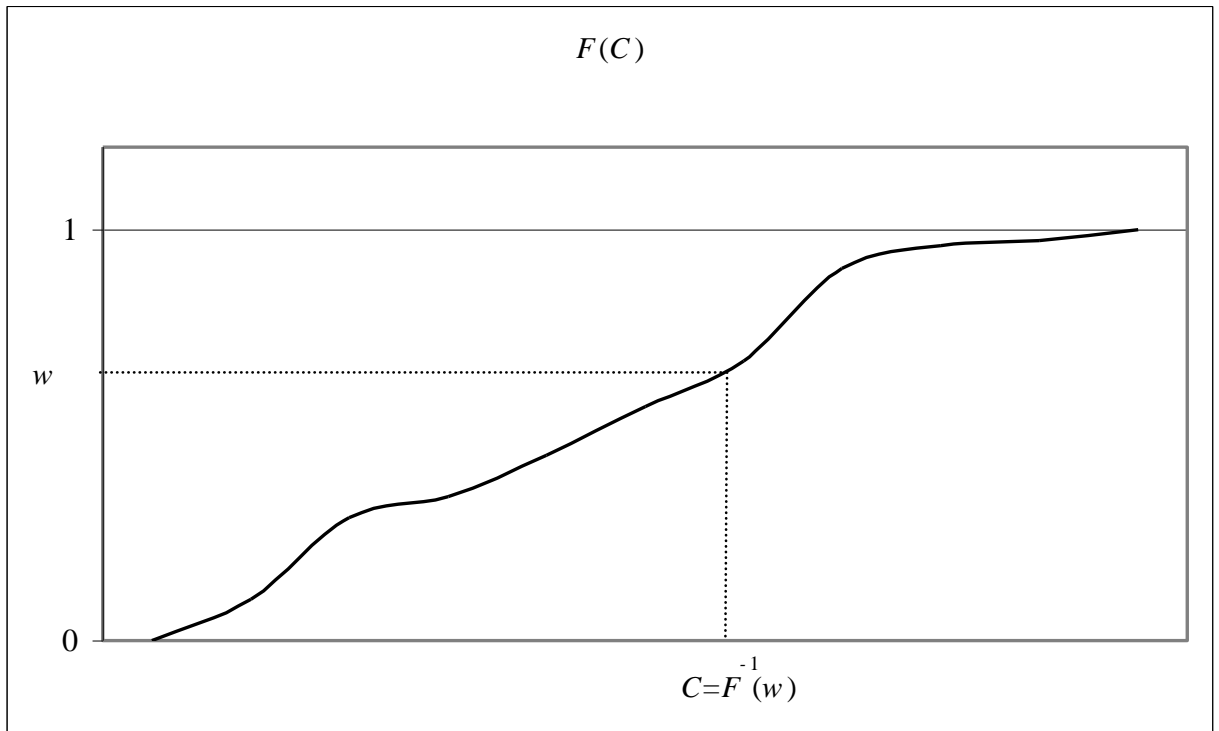


Рисунок 4.3 – Представлення концентрації C у вигляді функції від w -квантілі

У практичних задачах функція $F(C)$ може бути побудована емпірично за даними натурних спостережень з наступним згладжуванням.

У тому випадку, якщо екологічний ризик, що був розрахованим за методом Монте-Карло, перевищує допустимий, необхідне зниження концентрації речовини у ЗВ. Найбільш раціональним підходом буде такий, коли кожний розроблений технічний проект реконструкції очисних споруд буде містити імовірнісний розрахунок. Якщо закон розподілу виявиться

нормальним, слід подальший розрахунок проводити за схемою, що була описана в п. 4.1.

Якщо закон розподілу відомий, але інший, то опускається процедура встановлення емпіричної функції розподілу. Замість цього використовуються імовірнісні параметри.

При відсутності імовірнісного розрахунку в технічній документації на реконструкцію очистки можливо використовувати дані по підприємствам-аналогам. При відсутності і такої інформації слід полагати о незмінності коефіцієнта варіації концентрації речовини в ЗВ. В цьому разі елементи нової вибірки приймаються як елементи попередньої (за фактичними спостереженнями), помноженої на деякий коефіцієнт. Коефіцієнт варіації тоді не зміниться. Дійсно, хай $\{C_i\}^N$ та $\{x_i\}^N$ – відповідно вибірка, що відповідає умові фактичного скиду, та вибірка при умові $x_i = k \cdot C_i$. Тоді їх коефіцієнти варіації будуть рівними:

$$v_x = \frac{\sigma_x}{\bar{x}} = \frac{\sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}}{\bar{x}} = \frac{\sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (kC_i - k\bar{C})^2}}{k\bar{C}} =$$

$$= \frac{k \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (C_i - \bar{C})^2}}{k\bar{C}} = v_c \quad (4.22)$$

Таким чином необхідно знайти коефіцієнт k , при якому буде виконуватися умова:

$$P(C_{KC} > ГДК) = \alpha \quad (4.23)$$

Умова (4.23) виконується, якщо

$$C_{KC}(x^+) = ГДК, \quad (4.24)$$

де x^+ – верхня границя довірчого інтервалу надійності $1-\alpha$.

Знаходячи x^+ шляхом розв'язання оборотної задачі

$$x^+ = C_{KC}^{-1}(ГДК), \quad (4.25)$$

шуканий коефіцієнт k дорівнює:

$$k = \frac{x^+}{C^+}, \quad (4.26)$$

де C^+ – верхня границя довірчого інтервалу надійності $1-\alpha$ при умові фактичного скиду.

Остаточно шукана концентрація речовини в ЗВ дорівнює:

$$x = \frac{x^+}{C^+} \cdot C. \quad (4.27)$$

На рис. 4.4 наведений алгоритм оцінки екологічного ризику методом Монте-Карло.

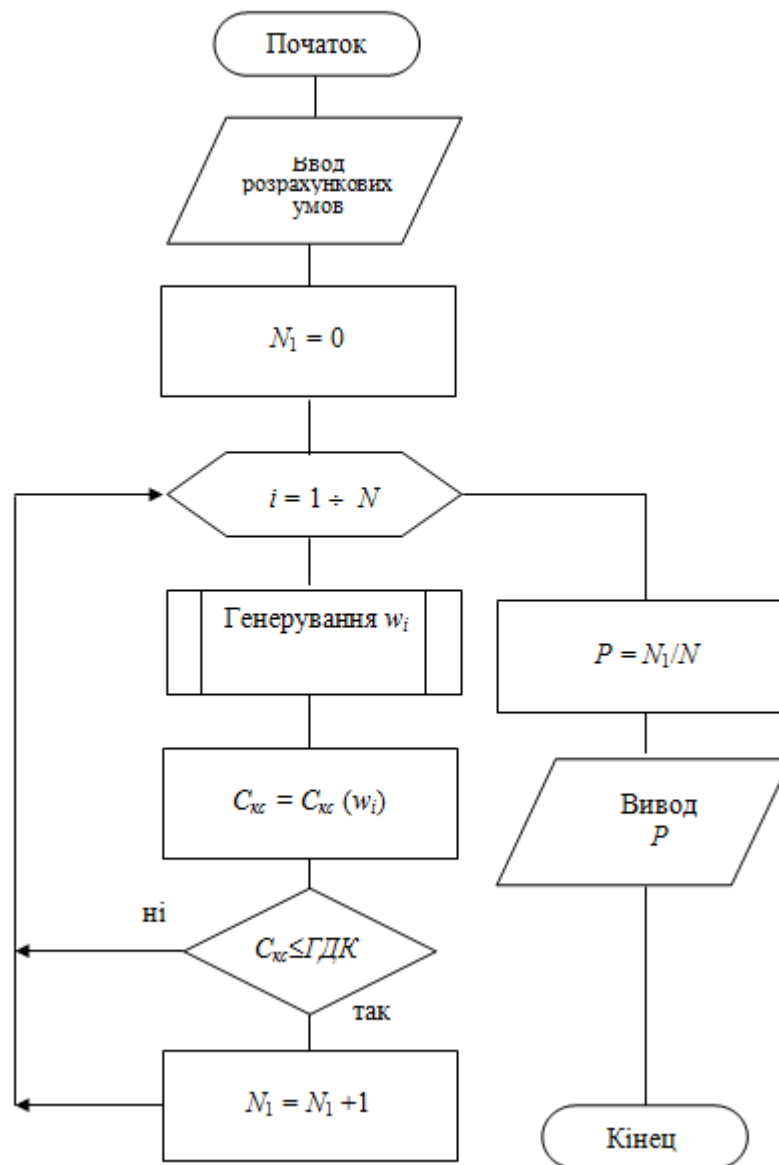


Рисунок 4.4 – Алгоритм розрахунку оцінки екологічного ризику за методом Монте-Карло (α – припустимий ризик; ε – погрішність розрахунку)

Алгоритм оборотної задачі, тобто визначення допустимої концентрації забруднюючої речовини, наведений на рис. 4.5.

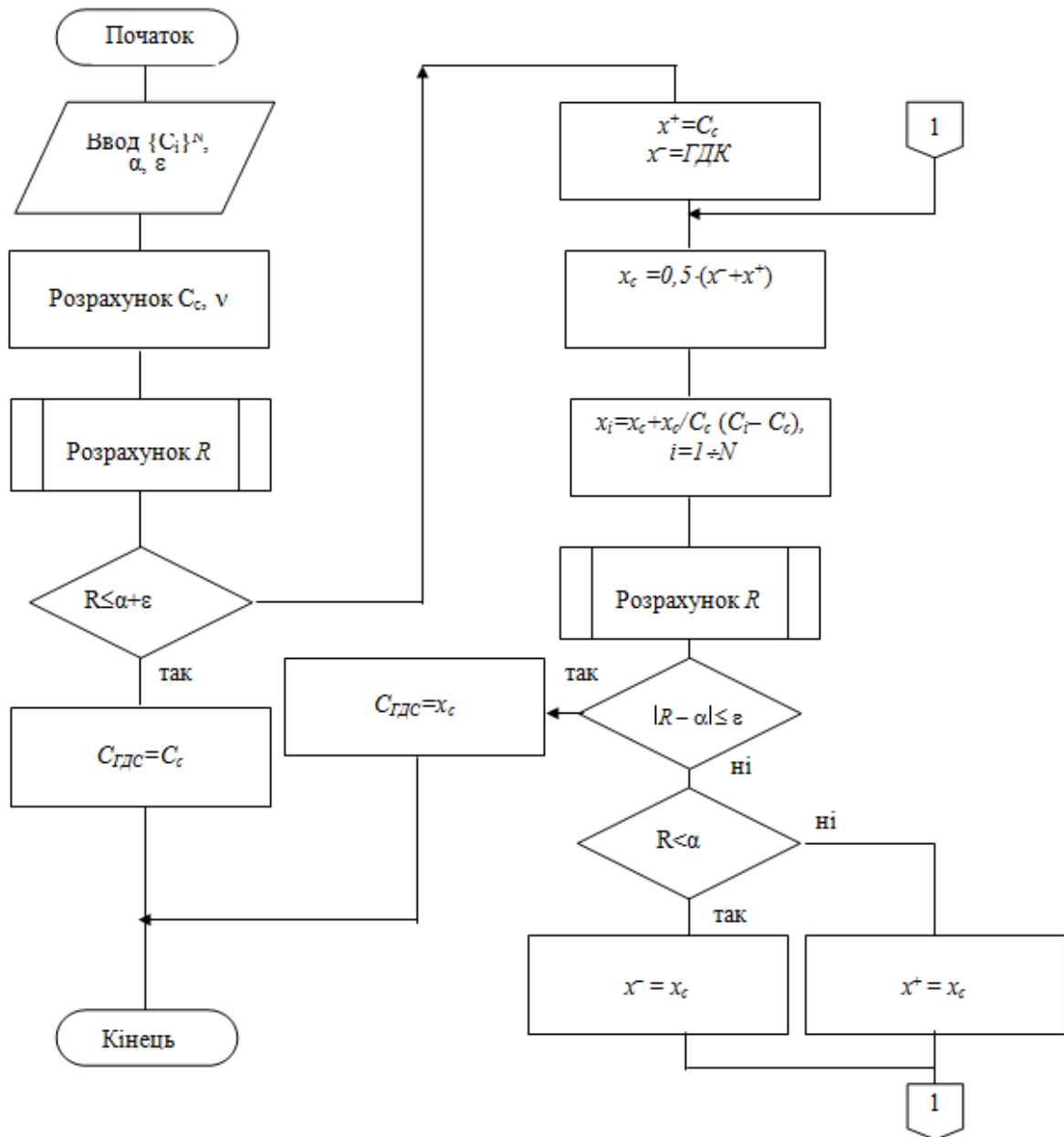


Рисунок 4.5 – Алгоритм розрахунку допустимої концентрації забруднюючих речовин в ЗВ шляхом оцінки екологічного ризику за методом Монте-Карло (α – припустимий ризик; ϵ – погрішність розрахунку)

Нижче наведений модельний розрахунок ГДС шляхом оцінки екологічного ризику з використанням методу Монте-Карло по тим же вихідним даним, що й описаний у п. 4.1.

У роботі [240] розрахунок допустимої концентрації був проведений відповідно до діючої методики [52] без врахування імовірнісного характеру вмісту речовини у ЗВ і без оцінки екологічного ризику. За припустиму концентрацію була прийнята розрахункова фактична концентрація (середня величина без врахування максимального і мінімального значень), що дорівнює

$$C = 0,720 \text{ мг/дм}^3.$$

Прийняття фактичної концентрації за допустиму обґрунтовується тим, що дана концентрація не приводить до перевищення ГДК у контрольному створі:

$$\begin{aligned} C_{\text{кв}} &= \frac{Q_{\text{фон}} \cdot [(C_{\text{фон}} - C_e) \cdot \exp(-k \cdot t_{\text{фон}}) + C_e]}{Q_{\text{фон}} + q} = \\ &= \frac{q \cdot [(F^{-1}(w) - C_e) \cdot \exp(-k \cdot t) + C_e]}{Q_{\text{фон}} + q} = \\ &= \frac{0,03 \cdot [(0,05 - 0,02) \cdot \exp(-0,069 \cdot 0,024) + 0,02]}{0,03 + 0,02} + \\ &+ \frac{0,02 \cdot [(0,72 - 0,02) \cdot \exp(-0,069 \cdot 0,012) + 0,02]}{0,03 + 0,02} = \\ &= 0,3177 \text{ мг/дм}^3 < \text{ГДК} = 0,39 \text{ мг/дм}^3 \end{aligned} \quad (4.28)$$

З метою оцінки екологічного ризику за даними табл. 4.1 була побудована емпірична функція розподілу $F(C)$ з наступним лінійним згладжуванням (рис. 4.6). Рівень допустимого екологічного ризику прийнятий рівним 0,05.

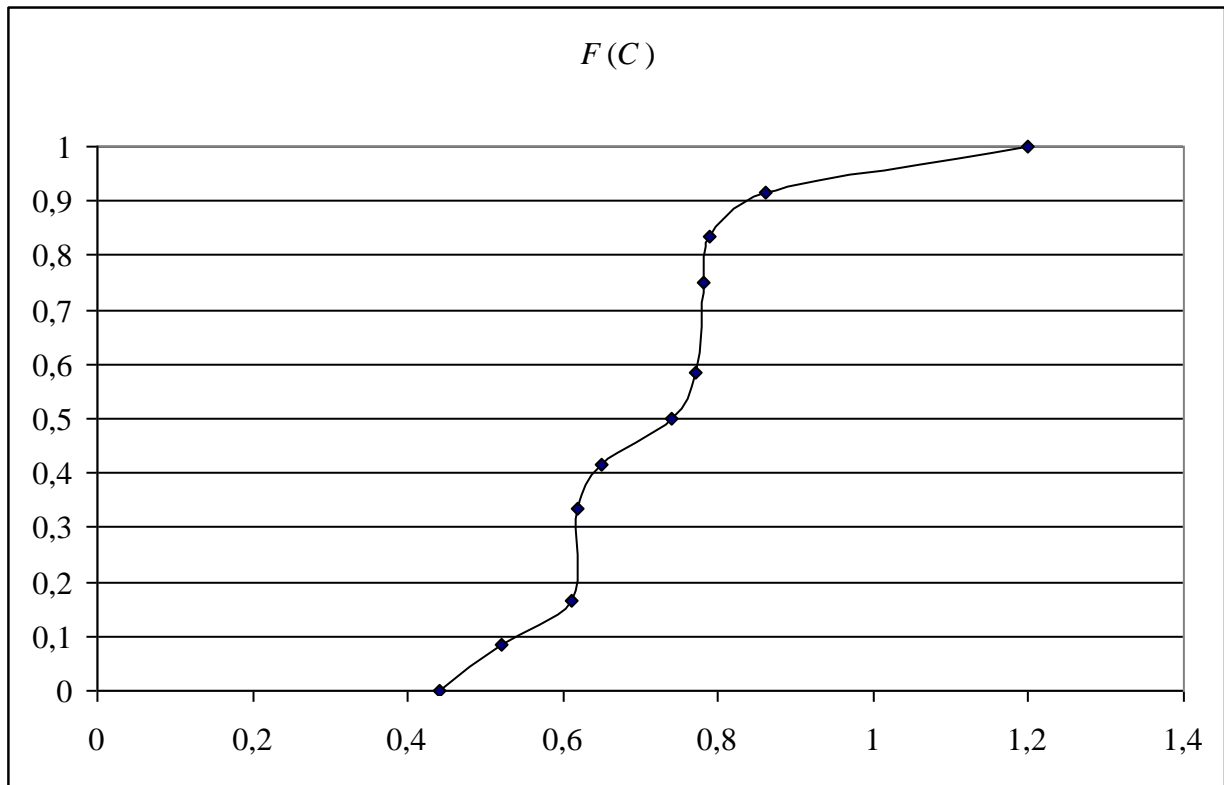


Рисунок 4.6 – Емпірична функція імовірнісного розподілу концентрації забруднюючої речовини C

Результат розрахунку випадкової величини C_{kc} при $N=10000$ наступний: у 932007 випадках має місце $C_{kc} \leq \text{ГДК}$; в інших випадках $C_{kc} > \text{ГДК}$. Таким чином, імовірність того, що концентрація азоту амонійного в КС перевищить ГДК, складає:

$$(10000-932007)/10000 = 0,09.$$

Отже, величина розглянутого екологічного ризику перевищує прийнятий допустимий рівень. Таким чином, розраховану відповідно до діючої методики допустиму концентрацію азоту амонійного в стічній воді не можливо вважати прийнятною з позиції екологічного ризику.

На рис. 4.7 наведена гістограма розподілу величини C_{kc} .

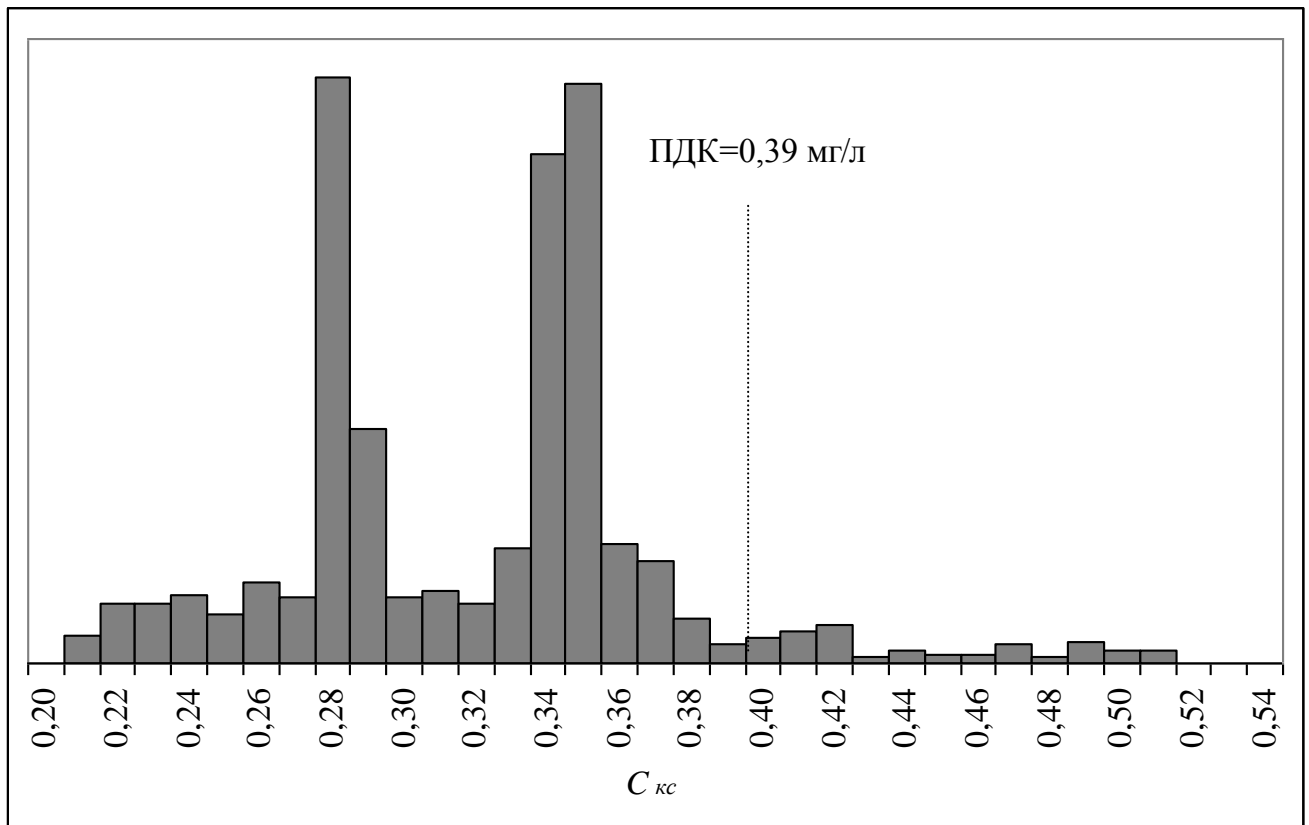


Рисунок 4.7 – Гістограма розподілу величини $C_{кc}$

Таким чином, запропонований у даній дисертаційній роботі алгоритм оцінки екологічного ризику, в основу якого покладений метод Монте-Карло, дозволяє розрахувати імовірність неперевикнення допустимого рівня концентрації речовини у воді ВО у зоні впливу випуску ЗВ. Оскільки в ході досліджень закон розподілу концентрації речовини у СВ приймався довільний, даний метод оцінки ризику можливо віднести до непараметричного.

Варто помітити, що прийняття як допустимий рівень забруднення величини ГДК не є принциповим з погляду алгоритму розрахунку. Як допустимий рівень забруднення може прийматися екологічний норматив для водних об'єктів, що визначається як верхня границя третьої категорії якості води відповідно до класифікації якості поверхневих вод [27].

Також для оцінки впливу скидання стічних вод на якість води водного об'єкта може використовуватися непараметричний статистичний метод bootstrap [198].

Механізм оцінки екологічного ризику може бути використаний і при розгляді більш складних інтегральних показників. В роботі [239] розглядалося визначення екологічного ризику при оцінці впливу життєвого циклу продукту на стан водних об'єктів.

Відповідно до концепції сталого розвитку країни вітчизняні підприємства повинні впроваджувати стабільно функціонуючі, високотехнологічні, екологічно безпечні технології, здатні забезпечувати випуск продукції, що задовольняє вимогам міжнародних стандартів. Для раціонального вибору технологій необхідне врахування усіх стадій життєвого циклу продукту (ЖЦП), включаючи використання ресурсів, виготовлення продукту, її споживання і утилізацію [247]. Негативний вплив виробництва і споживання продукції на навколишнє природне середовище (НПС) підвищує актуальність розробки методів, які спрямовані на мінімізацію його наслідків [248].

Традиційні підходи до оцінки впливу ЖЦП на НПС були закладені в другій половині минулого століття. Вони зводилися до дослідження забруднення окремих складових природної середовища на різних етапах ЖЦП. При сучасній різноманітності матеріалів, джерел і видів енергії, технологій, транспортування й утилізації такий обмежений підхід не дозволяє забезпечити екологічну безпеку всіх стадій ЖЦП на належному рівні [249]. В зв'язку з цим потрібно розробити нові або удосконалити існуючі методи оцінки комплексного впливу продукту на всіх стадіях його життєвого циклу. Актуальність розв'язання цієї задачі обумовлена сучасним європейським вибором України – прагненням перейти на європейську систему стандартизації в галузі екології з застосуванням екологічного менеджменту й аудита.

Вивченню комплексного впливу всіх стадій ЖЦП на НПС присвячена робота [250]. На рис. 4.8 представлена верхня частина ієрархії факторів, що визначають остаточну комплексну оцінку впливу ЖЦП на НПС.

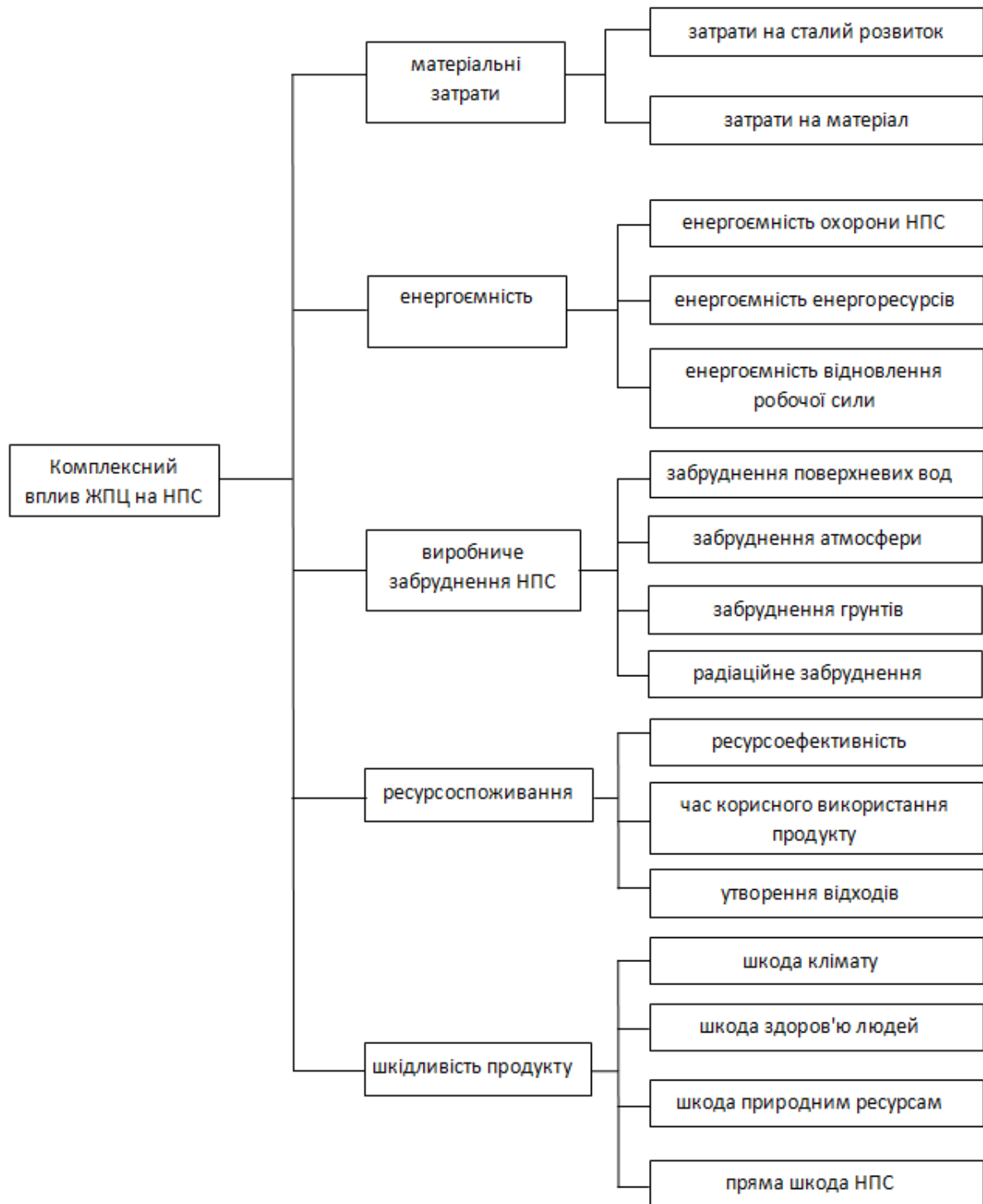


Рисунок 4.8 – Ієрархічна структура факторів, що визначають комплексну оцінку впливу ЖЦП на НПС

Кожний з елементів ієрархії (за винятком верхового) характеризується кількісним показником впливу на НПС. Потім за значенням кількісного показника виробляється 5-бальна якісна оцінка (див. нижче). Недоліком існуючого підходу при цьому є неврахування імовірнісного характеру значень кількісних показників, що викликаний імовірнісною природою негативних факторів впливу. Зокрема, це відноситься до показника впливу ЖЦП на стан водних об'єктів на стадії виробництва. Даний недолік не дозволяє розрахувати ризик переходу якісного показника на більш небезпечний рівень [235]. Таким чином, ставиться задача розрахунку оцінки екологічного ризику, зв'язаного з впливом ЖЦП на стан ВО на стадії виробництва.

Для оцінки забруднення ВО стічними водами, що відводяться від стаціонарних промислових об'єктів протягом етапу виготовлення продукту, в роботі [250] наведений наступний індекс:

$$J = \frac{1}{2 \cdot n} \cdot \sum_{i=1}^n \frac{C_i^{zod} \cdot V_i}{ПДС_i} + \frac{1}{24} \cdot \sum_{j=1}^n \frac{T_j}{T_{\phi j} + 3} \quad (4.29)$$

де J – індекс забруднення ВО;

$ПДС_i$ – гранично-допустимий скиди i -го речовини у ВО, т/рік;

n – кількість забруднюючих речовин у СВ;

V – річна витрата ЗВ, м³/рік;

C_i^{rik} – середньорічна концентрація i -го речовини у ЗВ, т/м³;

$T_j, T_{\phi j}$ – фактична середньомісячна температура відповідно у ЗВ і у ВО за j -й місяць, °С.

У табл. 4.2 наведена відповідність кількісних і якісних показників рівня забруднення природної води.

Таблиця 4.2 – Відповідність кількісних і якісних показників рівня впливу ЖЦП на НПС

Кількісний показник	Якісний показник
1	2
$J < 1$	еталонний
$2 \leq J < 4$	задовільний
$4 \leq J < 6$	незадовільний
$6 \leq J$	критичний

Індекс J є не тільки комплексним показником впливу виробництва продукту на ВО (оскільки враховує фактори різної природи), але й інтегральним, оскільки враховує негативний вплив протягом досить великого тимчасового проміжку. З одного боку, це промовляє на користь інформаційної змістовності індексу J . Однак, при цьому не враховується можливий підвищений вплив на ОПС у невеликі проміжки часу. Остання обставина бачиться серйозним недоліком при оцінці екологічної безпеки виробництва продукту.

Виходом із ситуації може бути заміна оцінки впливу за формулою (4.28) оцінкою екологічного ризику. Індикатором ризику в цьому випадку повинний бути аналог величини J для періоду в одну добу:

$$I = \frac{1}{2 \cdot n} \cdot \sum_{i=1}^n \frac{C_i \cdot q_i}{M_i} + \frac{1}{2} \cdot \frac{T}{T_\phi + 3} \quad (4.29)$$

де I – комплексний показник середньодобового впливу виробництва продукту на стан ВО;

M_i – добова допустима до відведення у ВО маса i -го речовини, г/добу;

q – добова витрата ЗВ, м³/добу;

C_i – середньодобова концентрація i -го речовини у ЗВ, г/м³;

T , $T_{\phi i}$ – фактична середньодобова температура води відповідно у зворотній та природній воді, °С.

При цьому якісна оцінка добового впливу на НПС повинна розраховуватися також за табл. 4.2.

Усі властивості ЗВ, які обумовлені хімічними, біологічними і фізичними показниками якості, носять змінний характер, у силу чого їх доцільно розглядати як випадкові величини. Параметри імовірнісного розподілу випадкових величин, що входять у праву частину формули (4.29), тим самим визначають закон імовірнісного розподілу комплексного показника I .

У тому випадку, якщо витрати ЗВ також носять змінний характер, то як випадкові величини варто розглядати не окремо концентрації і витрати, а маси речовин, що відводяться у ВО в одиницю часу. Однак, для викладу основної ідеї це не є принциповим, і в даному випадку передбачається постійна витрата ЗВ.

Як екологічний ризик доцільно прийняти імовірність переходу величини I у наступну групу згідно табл. 4.2. Наприклад, якщо $I = 1,5$, тобто рівень впливу оцінюється як «гарний», те значення екологічного ризику буде визначатися як

$$R = P(I \geq 2). \quad (4.30)$$

У випадку, якщо закони розподілу кожної з характеристик ЗВ встановлені, то, з урахуванням лінійної залежності I від концентрацій C_i і температури T , щільність розподілу величини I можливо знайти, послідовно застосовуючи формулу згортки [187]:

$$f_{a+b}(x) = \int_{-\infty}^{\infty} f_a(y) \cdot f_b(x-y) \cdot d(y), \quad (4.31)$$

де f_a , f_b – відповідно щільності розподілу розглянутих незалежних випадкових величин a і b ;

f_{a+b} – щільність розподілу суми $a + b$.

У загальному випадку закон імовірнісного розподілу показників f може бути не встановлений у силу малого обсягу вибірки спостережень. Тому необхідно передбачити довільний закон розподілу випадкових величин. Для цього може бути використаний метод Монте-Карло, що відносяться до групи непараметричних методів статистичного аналізу, тобто методів, що не вимагають інформації про параметри розподілу розглянутих випадкових величин. В екологічних задачах раніше метод Монте-Карло застосовувався для визначення техногенного ризику при аваріях на потенційно небезпечних підприємствах [242], а також при оцінці імовірності перевищення допустимих концентрацій у воді ВО у зоні дії скиду СВ [238].

У розглянутій задачі, як відзначалося вище, індикатором ризику служить комплексний показник впливу скиду ЗВ на ВО, що виражається формулою (4.29). По вибірці натурних спостережень за середньодобовими концентраціями $\{C_i\}$ можливо побудувати емпіричну функцію розподілу $F(C_i)$, і потім концентрації C_i представити як w -квантіль, тобто як аргумент функції розподілу при $F(C_i) = w$ (див. рис. 4.3).

Аналогічно w -квантілю можливо представити температуру стічної води T .

Далі задача вирішується по описаному вище алгоритму: генерується велика кількість разів рівномірно розподілена випадкова величина $w_i \in [0, 1]$. Потім кожній випадковій реалізації величини w_i ставиться у відповідність величина $I = I(w)$, що розрахована за формулою (4.28). Далі по вибірці $\{I_i\}^N = \{I(w_i)\}^N$ робиться висновок про характер розподілу I . Зокрема, вибірка $\{I_i\}^N$ дозволяє розраховувати імовірність неперевикнення переходу величини I у наступний клас згідно табл. 4.2.

Таким чином, описаний підхід до оцінки впливу ЖЦП на стан ВО на етапі виробництва продукту шляхом оцінки екологічного ризику враховує імовірнісний характер факторів впливу. В силу цього запропонований підхід більш сприяє підвищенню екологічної безпеки ЖЦП.

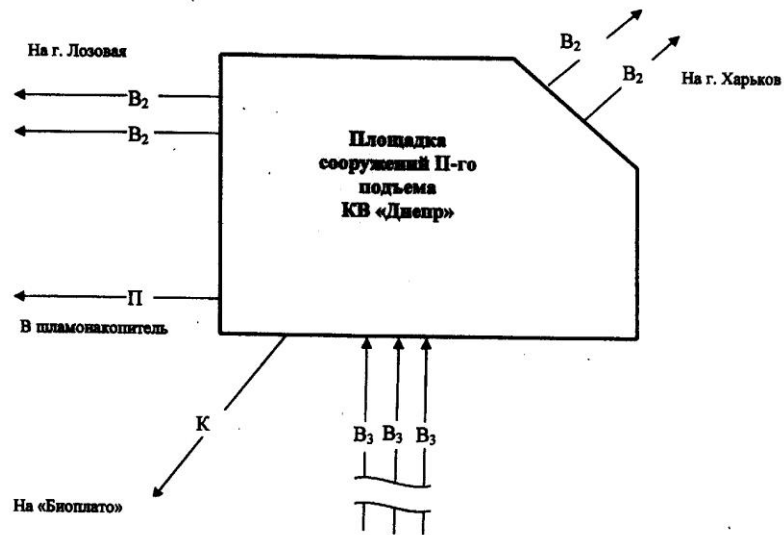
4.3 Визначення режиму відведення стічних вод з шламонакопичувача Комунального підприємства «Харківводоканал» до Краснопавлівського водосховища

Оцінку екологічного ризику було використано при визначенні режиму відведення стічних вод з шламонакопичувача Комплексу водоподготовки (КВ) «Дніпро», який входить до складу Комунального підприємства (КП) «Харківводоканал», до Краснопавлівського водосховища. Оцінка ризику виконувалася в рамках НДР «» [251].

Комплекс водопідготовки (КВ) «Дніпро» розташований в смт. Краснопавлівка Лозівського району Харківської області, здійснює забір води з Краснопавлівського водосховища, що входить в трасу каналу Дніпро-Донбас, водопідготовку та подачу питної води по трубопроводах до Харкова, Лозової, Первомайська та інші населених пунктів. На рис. 4.9 наведена схема водопостачання та і водовідведення КВ «Дніпро». Ситуаційна схема наведена на рис. 4.10. Карта-схема водовідведення промивних вод фільтрувальної станції наведена на рис. 4.11.

Комплекс водозабірних споруд включає водозабірну насосну станцію 1-го підйому на правому березі відрогу Краснопавлівського водосховища в балку Попільня, фільтрувальну станцію, насосні станції 2-го і 3-го підйомів, шламонакопичувач промивних вод фільтрувальної станції.

Схема
водоснабжения и водоотведения
на площадке II подъема КВ «Днепр»



Условные обозначения:

- К – хозяйственно-бытовая канализация,
- П – промышленная канализация (переливных и дренажных вод),
- В₂ – питьевая вода,
- В₃ – исходная вода.

р. 2.1

Рисунок 4.9 – Схема водопостачання і водовідведення КВ «Дніпро»

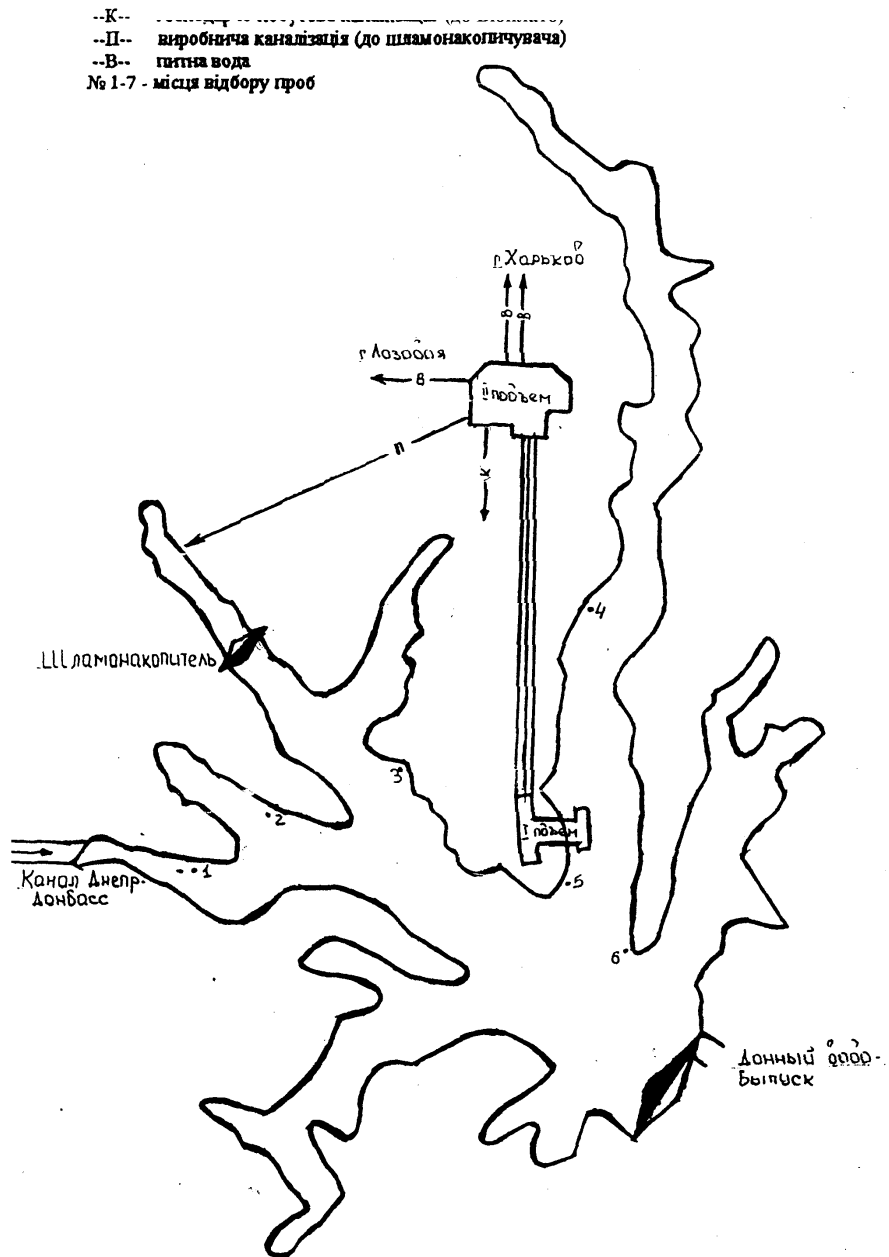


Рисунок 4.10 – Ситуаційна схема КВ «Дніпро»

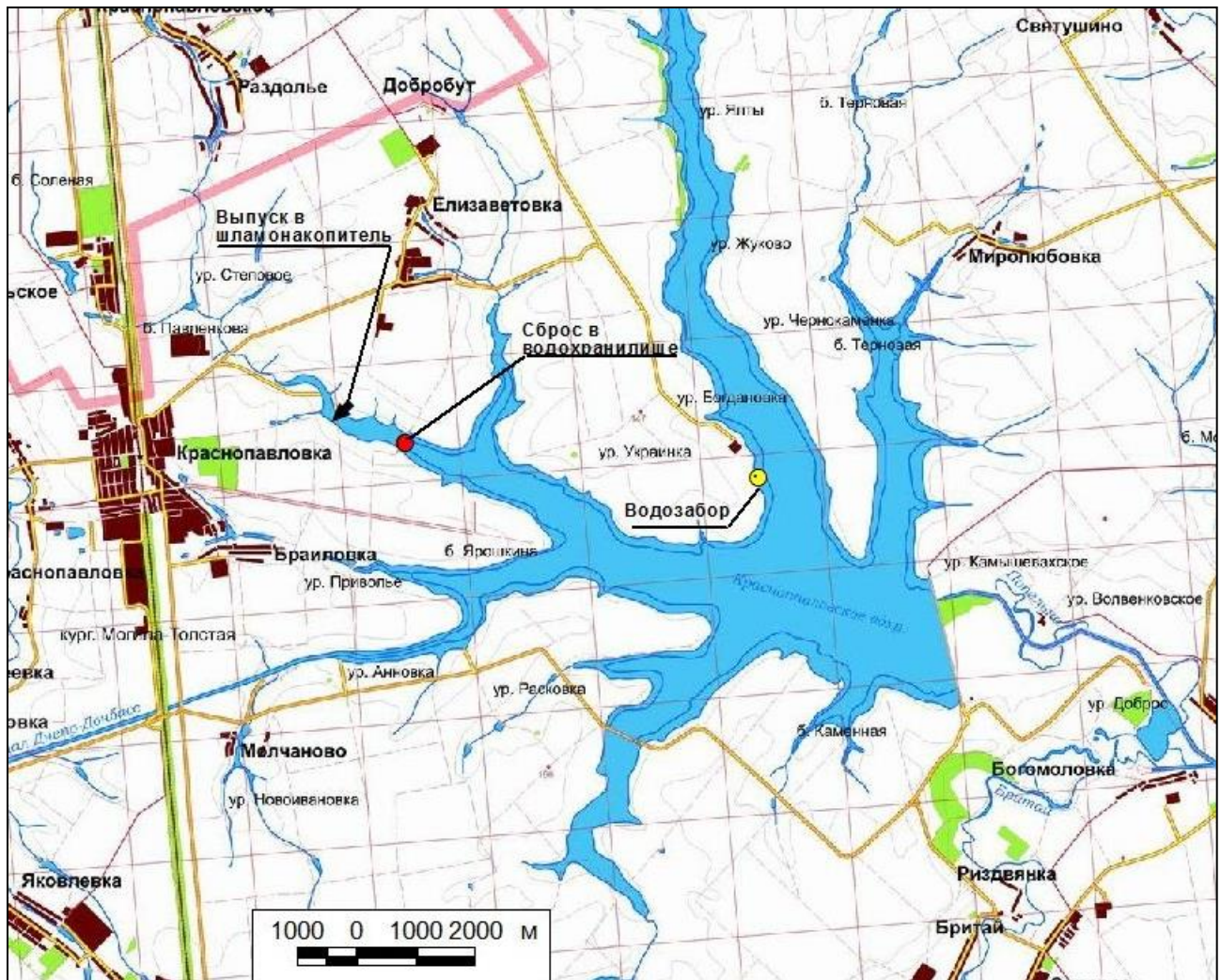


Рисунок 4.11 – Карта-схема відведення промивних вод фільтрувальної станції КВ «Дніпро»

Необхідно знайти витрату СВ, при якій ризик перевищення ГДК в контрольному створі водосховища, якій розташований на відстані 500 м від міста скиду СВ, не буде перевищувати величину 0,05. Оскільки Краснопавлівське водосховище є джерелом питної води, за категорію водокористування обрано господарсько-питну категорію.

В табл. наведені данні стосовно складу ЗВ. (Наведені лише речовини, концентрація яких в ЗВ перевищує ГДК.)

Таблиця 4.3 – Склад ЗВ фільтровальної станції КВ «Дніпро»

Показник	Середня концентрація $C_{ст}^{сер}$	Середньо-квдратичне відхилення σ	ГДК г/п
Мінералізація	1330,224	502,17	1000
Сульфати	684,601	115,92	500

Данні по фоновим концентраціям речовин в Краснопавлівському водосховищі наведені в табл. 4.4.

Таблиця 4.4 – Розрахункові фонові концентрації речовин у воді Краснопавлівського водосховища, мг/л

Показник	Розрахункова фоновіа концентрація C_{ϕ}	ГДК
Мінералізація	858,83	1000
Сульфати	384,17	500

Згідно [251], перевірка гіпотези щодо нормального імовірнісного розподілу розглянутих речовин в зворотній воді була підтверджена з рівнім значущості 0,05. Таким чином, верхня границя довірчого інтервалу дорівнює:

$$C_{ст}^{+} = C_{ст}^{сер} + 1,96 \cdot \sigma. \quad (4.32)$$

Згідно балансового рівняння, верхня границя довірчого інтервалу концентрації речовини в воді водосховища дорівнює:

$$C_{КС}^{+} = \frac{C_{ст}^{+} - C_{\phi}}{n(q)} + C_{\phi}, \quad (4.33)$$

де q – витрата ЗВ.

Таким чином, шукана кратність розбавлення, яка забезпечить неперевищення допустимого ризику наднормативного забруднення ВО для кожної, дорівнює:

$$n = \frac{C_{cm}^+ - C_{\phi}}{C_{KC}^+ - C_{\phi}}. \quad (4.34)$$

З урахуванням всього складу речовин в зворотній воді мінімальна кратність розбавлення дорівнює:

$$n = \min\{n_j\} \quad (4.35)$$

Підставляючи данні таб. в (4.33) та (4.34) отримуємо:

- для мінералізації $n_1 = 10,31$;
- для сульфатів $n_2 = 4,56$.

Таким чином, необхідно знайти витрату води q , що буде надходити зі шламонакопичувача до Краснопавлівського водосховища, при якій кратність розбавлення буде дорівнювати $n = 4,56$. Розрахунок кратності розбавлення був виконаний по наведеному в [52] алгоритму при наступних параметрах:

- глибина в місті скиду – 2,25 м;
- швидкість течії 0,04 м/с;
- коефіцієнт шорсткості 0,029.

Апроксимація функції $n(q)$ виконувалася для витрат води з 200 м³/годину по 800 м³/годину.

Результати розрахунків наведені в табл. 4.5.

Таблиця 4.5 – Розрахунок кратності розбавлення ЗВ КВ «Дніпро» в воді Краснопавлівського водосховища

Витрата ЗВ, м ³ /годину	Кратність початкового розбавлення	Кратність основного розбавлення	Кратність повного розбавлення
200	1,23	6,22	7,65
400	2,07	1,9	3,93
600	2,13	1,28	2,73
800	2,17	1	2,17

На рис. 4.12 наведений результат апроксимації.

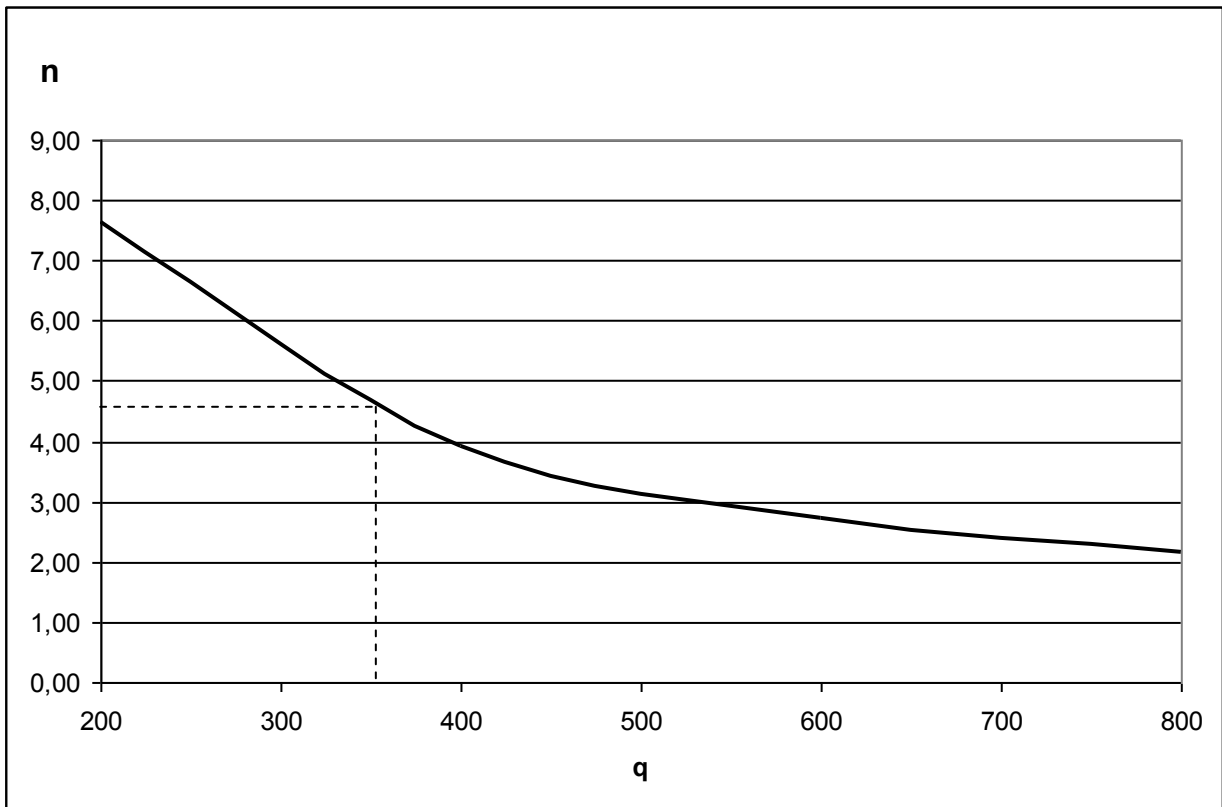


Рисунок 4.12 – Апроксимація залежності кратності розбавлення від витрати ЗВ

Як видно з рис., шукана витрата зворотної води дорівнює приблизно 350 м³/годину. Ця витрата, згідно розрахунку, забезпечить імовірність неперевищення ГДК для ЗВ, що надходять з шламонакопичувача КП «Харківводоканал» (підрозділ КВ «Дніпро») до Краснопавлівського водосховища, не більш ніж 5 %.

Висновки до розділу 4

1. Обґрунтована ціліздатність врахування імовірнісного характеру факторів забруднення поверхневих вод в задачах екологічного нормування скидів зворотних вод.

2. Розроблено метод визначення допустимого скиду зворотних вод шляхом оцінки екологічного ризику при умові нормального імовірнісного розподілу концентрацій забруднюючих речовин в зворотній воді.
3. Розроблено методологію визначення допустимих скидів зворотних вод шляхом оцінки екологічного ризику з використанням непараметричних статистичних методів.
4. Оцінку екологічного ризику пропонується проводити для підприємств-водокористувачів підвищеної екологічної небезпеки по речовинам 1-го та 2-го класів небезпеки.
5. Оцінку екологічного ризику було використано при визначенні режиму відведення стічних вод зі шламонакопичувача Комплексу водоподготовки (КВ) «Дніпро» (який входить до складу Комунального підприємства «Харківводоканал») до Краснопавлівського водосховища. Згідно розрахунку, шукана витрата дорівнює $350 \text{ м}^3/\text{годину}$.
6. Шляхом оцінки екологічного ризику був визначений екологічно безпечний режим відведення стічних вод з шламонакопичувача Комунального підприємства «Харківводоканал» до Краснопавлівського водосховища.

Результати, викладені у розділі 4, опубліковані у роботах [8, 177, 217, 237-239].

РОЗДІЛ 5
ПОДІЛЕННЯ РІЧКОВОЇ СИСТЕМИ НА ЛОКАЛЬНІ ДІЛЯНКИ З
МЕТОЮ РЕАЛІЗАЦІЇ БАСЕЙНОВОГО ПРИНЦИПУ
РОЗРАХУНКУ ДОПУСТИМИХ СКИДІВ

Басейновий принцип розрахунку ГДС цілком відповідає сучасним системним підходам до управління водними ресурсами країни, що ґрунтуються на еколого-економічних басейнових принципах і повинні забезпечити відновлення природно-екологічної рівноваги в екосистемах і екологічну безпеку водокористування. Відповідно до концепції водної політики, викладеної в роботі [252], управління басейном повинне здійснюватися Басейною Радою (законодавчий орган) і Водним агентством річки – працюючої на постійній основі виконавчим органом.

Як було зазначено в розд. 1, методичною проблемою на наступний час є те, що при реалізації басейнового принципу розрахунку ГДС за розрахункові ділянки, згідно [52], варто брати ділянки басейну в границях адміністративних областей. В роботі [253, 254] були наведені аргументи на користь того, що такий підхід нереалізуємо через масштабність ділянок, в силу чого надійність розрахунку є мінімальною. Висувалася ідея поділення басейну річки на відносно невеликі локальні ділянки. При поділенні басейну річки на ділянки пропонувалося брати до уваги не тільки границі адміністративних територій, але і фізико-географічні фактори та нерівномірність антропогенного (перш за все техногенного) навантаження [41, 51, 99, 146, 255].

5.1 Врахування нерівномірності техногенного забруднення басейну річки

Розподіл техногенного навантаження на річковий басейн не є рівномірним. На рис. 5.1 наведений графік обсягів зворотних вод, що скидаються в р. С. Донець.

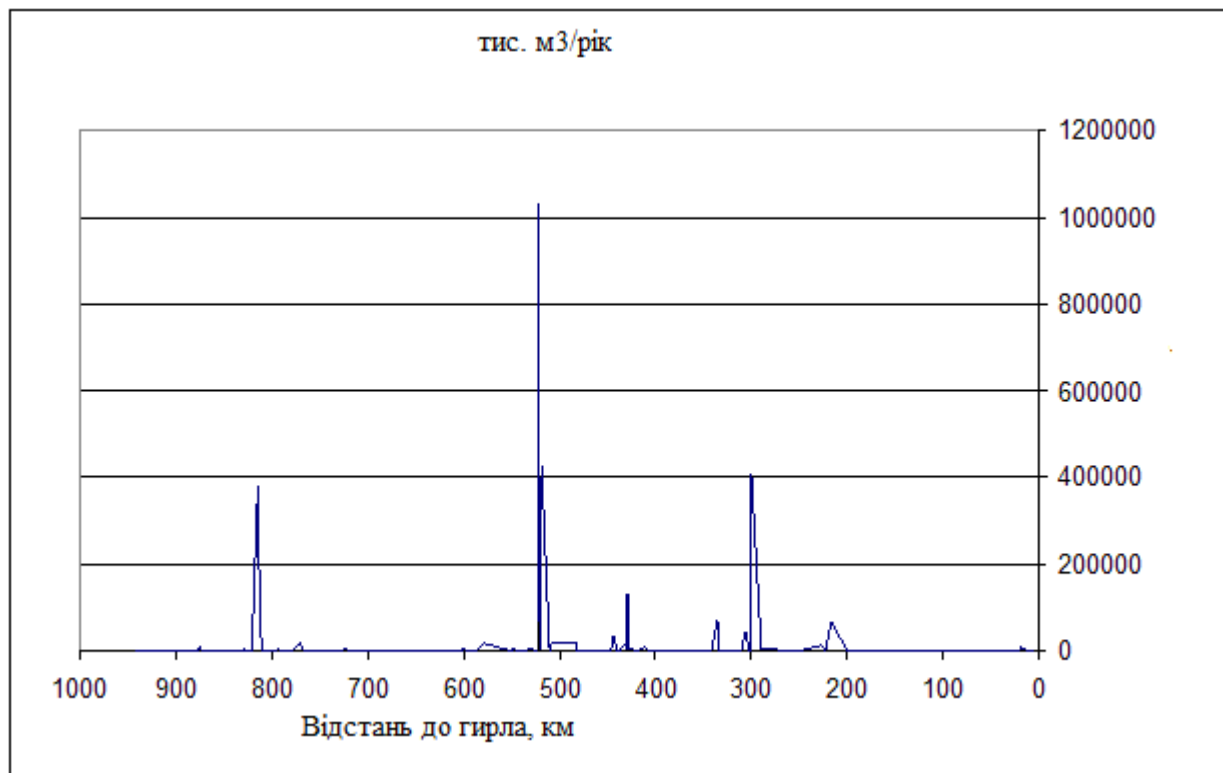


Рисунок 5.1 – Загальна кількість зворотних вод, що скидаються в українську частину р. С. Донець.

Як видно з рис. 4.1, існує кілька піків надходження в річку промислових і господарських зворотних вод. За причиною нерівномірності антропогенного навантаження, при встановленні границь між локальними ділянками рекомендується враховувати дану нерівномірність і за інших рівних умов встановлювати границю на ділянці з найменшою кількістю підприємств-водокористувачів [201].

Врахування температурних зон бачиться недоцільним через умовність границь між зонами.

Поділення басейну на локальні ділянки повинне проводитися обласними екологічними органами і затверджуватися в Міністерстві енергетики та захисту довкілля.

У нижній точці кожного з локальних ділянок призначається контрольний створ локальної ділянки (КСЛД). Розрахунок допустимої якості води в кожному КСЛД є початковим етапом розрахунку допустимого техногенного навантаження для всього басейну.

5.2 Врахування географічних особливостей місцевості

Для реалізації басейнового принципу при нормування водовідведення зворотних вод необхідно здійснити поділення річкового басейну на локальні ділянки. Басейновий розрахунок, згідно [52], припускає як поділення адміністративні області України. Однак такий підхід, як було зазначено в розд. 1, по-перше, практично нереалізуємо через масштабність ділянок. Наприклад, у Луганській області знаходиться порядку 100 точкових джерел зворотних вод, що забруднюють безпосередньо (не через притоки) річку Сіверський Донець. Включаючи забруднення через притоки кількість точкових джерел складає біля 160.

Крім того, поділення басейну по адміністративних границях не враховує природних факторів, що впливають на стан водотоків. Таким чином, бачиться доцільним поділення річкового басейну на локальні ділянки з урахуванням наступних факторів: адміністративних границь, фізико-географічних зон, та характеру техногенного навантаження на річкову систему.

Фізико-географічні зони обумовлені впливом кліматичних, ґрунтових і геоботанічних факторів. Вплив фізико-географічних факторів на гідрохімічний і біологічний режими річок дуже значний. Перевага в річки

снігового харчування призводить до зниження мінералізації річкової води навесні або в першу половину року. Якщо переважає дощове харчування протягом теплого періоду року, то виникають більш часті коливання мінералізації в залежності від частоти і тривалості опадів [204].

Україна, за винятком південного берега Криму, що має ознаки субтропіків, розташована в помірному поясі.

На території України виділяють три великі природні зони: Полісся, Лісостеп і Степ разом з підзонами – провінціями і підпровінціями. Зона Полісся включає північну частину України — велику частину Волинської області, а також Рівенські, Житомирські, Чернігівську, північні райони Тернопільської, Київську, Сумську і Львівську області.

До Лісостепу належить центральна частина України: Тернопільська, північні райони Чернігівської, Кіровоградської й Одеської областей, південні райони Житомирської і Київської областей, майже вся Хмельницька, Вінницька, Черкаська, Сумська, Полтавська, Харківська області. Згідно довідкових даних, ширина лісостепової зони складає приблизно 1100 км, а розмір уздовж меридіана – від 150 км на заході до 300-350 км у центральній і південній частинах Лесостепу [256].

Кліматичний режим визначається збільшенням континентальності клімату в східному напрямку. В південних і південно-східних районах лісостепової зони проводяться значні роботи по зрошувальній меліорації, що за рахунок відведення дренажних вод робить істотне забруднення водоприймачем насамперед фосфоровмісними й азотовмісними забруднюючими речовинами.

До зони Степу відноситься майже вся південна Україна, за винятком Південного берега Криму зі середземноморським кліматом. Дана фізико-географічна зона займає приблизно 40 % території всієї площі держави і простирається з південного заходу на північний схід порядку на 1100 км, з

півночі на південь – від 80 – 120 км на південно-заході до 500 км у центральній частині і до 350 – 400 км на північному сході.

Для даної зони характерний дефіцит вологи, який викликаний, з одного боку, найменшою кількістю опадів (300 – 500 мм у рік [256]), і, з іншого боку, високим температурним режимом і, як наслідок, високою випаровуваністю. Зокрема, дані обставини є причиною більш високої мінералізації річкової води в порівнянні з ріками інших фізико-географічних зон.

До зони Полісся належить північна частина. На Лівобережжя границя проходить по лінії Київ-Ніжин-Батурин-Кролевець-Глухів. Полісся займає близько 20 % території республіки і простирається зі сходу на захід більш ніж на 750 км, з півночі на південь (у границях України) – на 150 – 200 км. Зона характеризується низьким рівнинним рельєфом, значною вологістю (середньорічна кількість опадів складає 600 – 700 мм), а також заболоченістю окремих районів. В зазначеній зоні проводяться основні роботи з осушувальної меліорації.

Основна частина поверхневих вод надходить у систему Дніпра, а також використовується для потреб виробництва і населення центральних і південних районів, що випробують дефіцит вологи.

Карпати відносяться до лісової зони України. В границях України з північно-заходу на південний схід вони простираються приблизно на 280 км при ширині 100 км. Оскільки Карпати – гірський район, то для карпатських річок, як для всіх гірських річок, характерна висока швидкість течії води і, у силу високої проточності, відносно невисокий рівень забруднення органічними речовинами. Карпати характеризуються найбільш інтенсивними в республіці опадами (800 – 1600 мм у рік), що є причиною погрози повеней.

У зоні Карпат (особливо Прикарпаття і Закарпаття) досить добре розвинуті промисловість і транспорт.

Кримські гори займають не більш п'ятої частини Криму. На екосистеми водних об'єктів цієї зони впливає субтропічний середземноморський клімат. В

гірських районах формуються підземні води, що кількісно перевершують обсяг поверхневих вод [256].

У Кримських горах виділяють три фізико-географічні підобласті: передгірний, гірську і південний берег Криму – найбільше урбанізовану частину розглянутої природної зони.

Особливостями кримських гірських річок є їх низька самоочисна здатність. Це пов'язане з великим вмістом вапняку в ґрунті і, як наслідок, малою кількістю вищої водної рослинності. Оскільки практично всі річки Криму беруть початок у гірській частині і є водоприймачем господарсько-побутових вод великої кількості туристичних об'єктів, то дана обставина істотно впливає на екологічний стан річок півострова.

Територія України поділена на географічні країни: Східноєвропейська рівнина, Українські Карпати та Кримські гори.

Східноєвропейська рівнина поділяється на такі зони:

- зона змішаних лісів
- зона лісостепова
- Дністровсько-Дніпровська
- Лівобережно - Дніпровська лісостепова
- Середньоруска лісостепова
- Зона: Степова. Підзона Північно-степова
- Дністровсько-Дніпровська Північностепна
- Лівобережно – Дніпровсько - Приазовсько Північностепна
- Донецька Північностепна
- Задонецько - Донська Північностепна (підзони середньостепна та сухостепна)
- Українські Карпати
- Кримські гори

Важливість врахування кліматичних зон при поділенні басейну пов'язана з тим, що кліматичні зони характеризуються, по-перше, типом і

складом ґрунту, що у значній мірі визначає природну якість поверхневих вод. По-друге, кліматичні зони характеризуються вищою водною рослинністю, що також впливає на якість води, тому що істотно визначає самоочисну здатність водного об'єкта і, з іншого боку, може стати причиною вторинного забруднення (самозабруднення).

5.3 Врахування адміністративного районування та наявності водойм

Врахування адміністративних зон при поділенні басейнів річок на локальні ділянки важливе з тієї причини, що обласні керуючі органи охорони природи, обласні керуючі органи охорони водних ресурсів, обласні екологічні інспекції та обласні санітарно-епідеміологічні служби є основними органами, що контролюють стан водних об'єктів в Україні. В силу цього ігнорування границь області в вирішенні даного питання може йти на шкоду оптимальності призначення ГДС, а також негативно позначитися на якості контролю за підприємствами-водокористувачами в плані ефективного управління екологічною безпекою (а саме дотримання встановлених нормативів ГДС) у загальній системі охорони природи.

Якщо має місце наявність великих водоймищ, то рекомендується кожне велике водоймище розглядати як окрему локальну ділянку. Аргументації на користь даної пропозиції наступні:

- гідрологічні процеси, які характерні для водоймищ істотно відрізняються від аналогічних процесів у водотоках;
- через малу швидкість потоку води у водоймищах процеси хімічної трансформації забруднюючих речовин є більш істотними;
- кількісні характеристики процесів трансформації істотно відрізняються від аналогічних характеристик, які властиві водотокам навіть у безпосередній близькості обох ділянок; розбіжність

трансформаційних параметрів викликано, насамперед, значно меншою швидкістю течії води і іншою водною рослинністю (як нижчої, так і вищої).

5.4 Визначення регіональних басейнових нормативів якості води

У роботах [253, 257, 258] були наведені аргументи на користь того, що басейновий принцип у тому вигляді, у якому він описаний у діючому водоохоронному законодавстві, нереалізує через масштабність ділянок. Тому висувалася ідея поділення басейну річки на відносно невеликі локальні ділянки. При поділенні басейну на ділянки пропонувалося брати до уваги не тільки границі адміністративних територій, але і фізико-географічні фактори і нерівномірність техногенного навантаження. Однак відзначалося, що при цьому виникає проблема призначення нормативів якості природної води на кожній окремій локальній ділянці.

Поділення басейну на локальні ділянки повинне здійснюватися обласними органами екологічної безпеки і затверджуватися в Міністерстві енергетики та охорони довкілля України.

У нижній точці кожної локальної ділянки повинний призначатися контрольний створ (пункт контролю) локальної ділянки (КСЛД). При цьому виникає наступна проблема. На сьогоднішній день в Україні діє єдина система нормативів якості поверхневих вод у вигляді гранично-допустимих концентрацій (ГДК) забруднюючих речовин у прив'язці лише до типу водокористування (рибогосподарському, господарчо-побутовому, господарсько-питному) [52]. При цьому регіональні ГДК, які враховують місцеві природні і техногенні умови водовідведення, у водоохоронному законодавстві не передбачені. Тому з позиції санітарних органів за норми досить використовувати законодавчо встановлені ГДК. Однак, якщо на всьому протязі басейну річки використовувати єдиний норматив якості води

(у даному випадку ГДК), то підприємства-водокористувачі виявляться в нерівному положенні – підприємства верхніх ділянок будуть мати можливість скидати забруднюючі речовини в значно більшому обсязі, ніж нижні, що приведе або до наднормативного забруднення річкової системи, або до зупинки роботи підприємств у нижній частині басейну. (Строго говорячи, зазначена проблема має місце і при існуючому принципі поділення басейну по границях адміністративних областей, а при більш детальному поділенні вона лише загострюється.)

Таким чином, після поділення басейну річки на локальні ділянки виникає задача встановлення нормативів якості води в кожному КСЛД в залежності від його відстані від гирла. Шукані нормативи повинні, по-перше, не суперечити загальноприйнятим нормативам (тобто не перевищувати ГДК), по-друге, максимально забезпечувати рівномірний розподіл можливостей водовідведення ЗВ між усіма підприємствами басейну. Крім того, повинний дотримуватися загальноприйнятий принцип непогіршення сформованої якості води – техногенне навантаження на ВО не повинна перевищувати існуючий рівень.

Дана задача повинна вирішуватися окремо для кожної забруднюючої речовини. В дійсній роботі задача встановлення нормативів якості природної води розглядається для консервативних речовин і речовин, по яких відбувається самоочищення води. Крім того, необхідно враховувати трансформацію забруднюючих речовин, коли відбувається хімічне перетворення однієї речовини в іншу забруднюючу речовину (як, наприклад, у випадку речовин азотної групи).

Поставлена задача може бути вирішена шляхом знаходження максимально допустимих валових мас розглянутої речовини, яка потрапляє до ВО сумарно з усіх випусків на кожній з ділянок [259, 260]. Потім необхідно знайти розрахунку концентрацій у кожному КСЛД. Розраховані концентрації будуть шуканими регіональними басейновими нормативами якості. З цією

метою розглядається укрупнена схема басейну з узагальненими випусками (рис. 5.2).

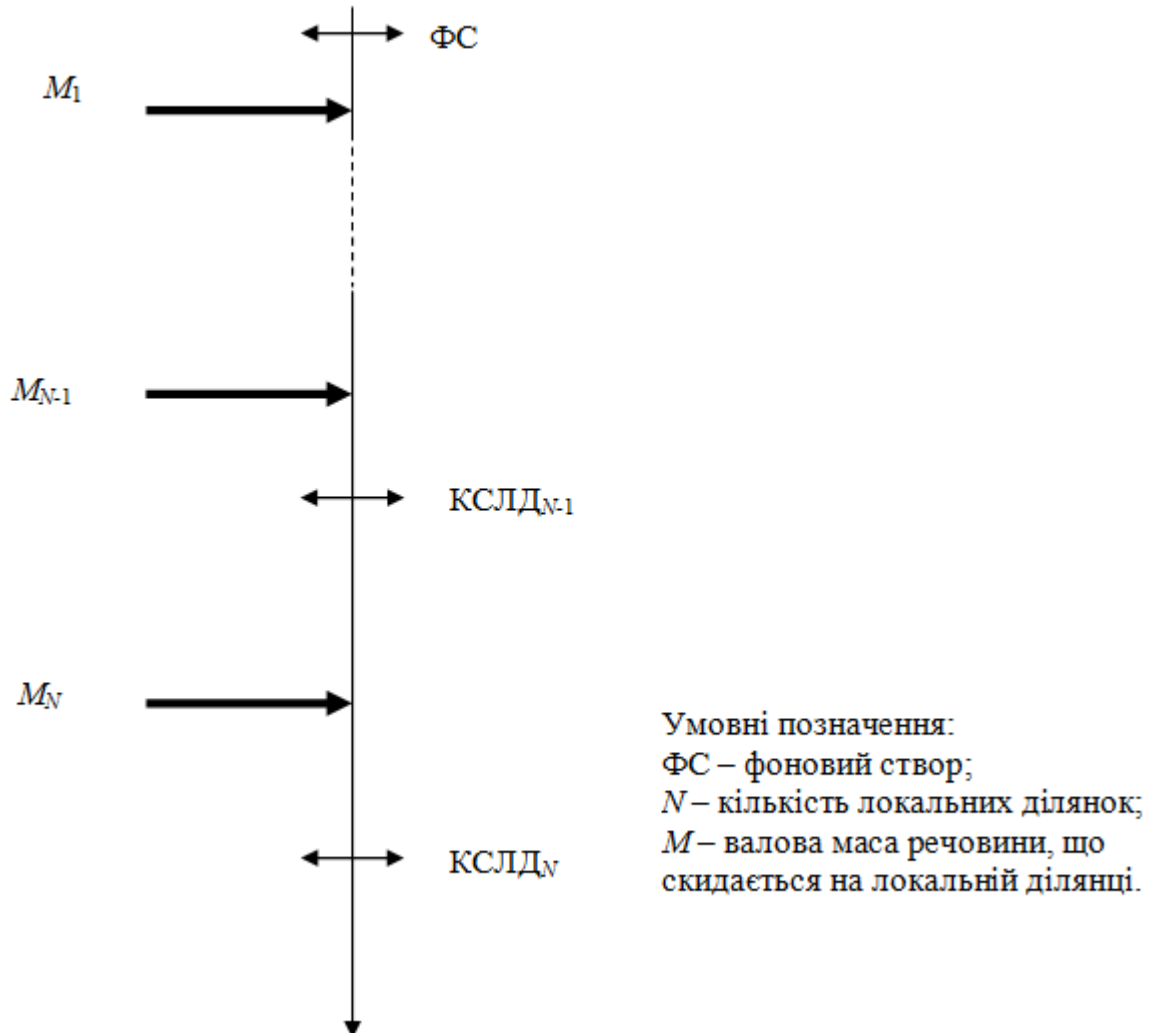


Рисунок 5.2 – Схема розташування узагальнених випусків і КСЛД

При цьому за валову масу може бути обрана велика притока. В цьому випадку величина M – це маса речовини, що проходить в одиницю часу через гирловий створ притоки.

Розрахунок допустимих валових мас, як це традиційно прийнято в системі нормування, повинний розроблятися виходячи з фактичного стану режиму скидань. Під фактичним станом доцільно прийняти середню величину

по останніх роках. При цьому варто виключати нетипові періоди (аварії, тимчасовий простій підприємств, відхилення від технологічного режиму і т.п.).

Розрахункові умови доцільно вибирати виходячи з припущення мінімальної водності, тобто найгірших умов з екологічної точки зору [261]. Загальна схема знаходження допустимих валових мас речовин може бути наступної:

1. За статистичними даними за останні кілька років розраховуються середні валові маси речовини $\{M_i\}^N$, що відводяться в басейн річки на кожній ділянці. Отримані значення приймаються за фактичні валові маси.
2. Розраховується концентрація розглянутої речовини C_N у гирловому створі КСЛД. (Вибір розрахункових умов проводиться відповідно до діючого водоохоронного законодавства.)
3. Перевіряється відповідність розрахованої концентрації діючим нормам. В тому випадку, якщо $C_N \leq \text{ГДК}$, то за допустимі маси приймаються фактичні (надалі – варіант *a*). Якщо $C_N > \text{ГДК}$, то розраховуються маси, при яких у КСЛД буде дотримуватися необхідна норма якості води, тобто $C_N = \text{ГДК}$ (надалі – варіант *б*). (Механізм перерахування валових мас буде розглянутий нижче.)
4. Аналогічна задача вирішується для КСЛД_{N-1}.
5. Якщо на попередньому етапі мав місце варіант *a*, тобто $C_{N-1} \leq \text{ГДК}$, то відбувається перехід до КСЛД_{N-2}. Якщо ж мав місце варіант *б*, тобто $C_{N-1} > \text{ГДК}$, і внаслідок цього відбувалося перерахування мас у бік зменшення, то концентрація в гирловому КСЛД також зменшиться і стане менше за ГДК. Таким чином, з'явиться ресурс для збільшення навантаження на нижній ділянці, тобто збільшення величини M_N . Тому вирішується наступна задача: знаходиться допустима маса M_N , що забезпечує виконання умови $C_N = \text{ГДК}$ при фіксованій (отриманій як розв'язання попередньої задачі) концентрації C_{N-1} .

6. Розраховується концентрація речовини в створі КСЛД_{N-2}, і перевіряється виконання умови $C_{N-2} \leq \text{ГДК}$. В тому випадку, якщо $C_{N-2} > \text{ГДК}$, то робиться перерахування мас $\{M_i\}^{N-2}$ з наступним уточненням (убік збільшення) значень M_N і M_{N-1} .

7. Послідовно аналогічні дії виробляються для усіх КСЛД, які розташовані вище розглянутого.

Для знаходження допустимих валових мас на ділянці від ФС до КСЛД_l можливо застосувати наступний алгоритм. Для кожної локальної ділянки визначаються коефіцієнти впливу

$$a_i = \exp(-kt_i), \quad (5.1)$$

де t_i – час переміщення води КСЛД_i до КСЛД_l.

Також, виходячи з прийнятого в європейських країнах підходу, вводиться в розгляд інтегральний коефіцієнт ефективності очисних споруд за формулою

$$b_i = \sum_{j=1}^m \frac{(\delta_n - \delta_j)}{\delta_n}, \quad (5.2)$$

де m – кількість підприємств на ділянці, що забруднюють водотік за розглянутим показником;

δ_j – ступінь очищення стічних вод за розглянутим показником на j -ом підприємстві;

δ_n – ступінь очищення стічних вод, що відповідає найкращим доступним технологіям.

Далі ставиться задача знаходження мас \tilde{M} , що входять у балансове рівняння з урахуванням самоочищення

$$M_\phi \cdot \exp(-\beta \cdot t_\phi) + C_{np} \cdot q_\phi \cdot (1 - \exp(-\beta \cdot t_\phi)) + \sum_{d=1}^l \tilde{M}_d \cdot a_d + C_{np} \cdot \sum_{d=1}^l q_d \cdot (1 - a_d) = Q_l \cdot \text{ГДК}, \quad (5.3)$$

де M_ϕ – маса забруднюючої речовини у фоновому створі, мг/с;

t_ϕ – час переміщення води від фонового створу до гирлового створу, діб;

Q_l – витрата річкової води в КСЛД_l.

З метою врахування коефіцієнтів a_i і v_i шукані величини записуються у вигляді

$$\tilde{M}_d = M_d \cdot (2 - a_d b_d) \cdot k, \quad (5.4)$$

де k – невідомий коефіцієнт, що підлягає визначенню.

Підставляючи (5.4) у (5.3), маємо

$$\begin{aligned} & M_\phi \cdot \exp(-\beta \cdot t_\phi) + C_{np} \cdot q_\phi \cdot (1 - \exp(-\beta \cdot t_\phi)) + \\ & + \sum_{d=1}^l M_d \cdot (2 - a_d b_d) \cdot k \cdot a_d + C_{np} \cdot \sum_{d=1}^l q_d \cdot (1 - a_d) = Q_l \cdot ГДК \end{aligned} \quad (5.5)$$

Остаточно:

$$k = \frac{Q_l \cdot ГДК - M_\phi \cdot \exp(-\beta \cdot t_\phi) - C_{np} \cdot q_\phi \cdot (1 - \exp(-\beta \cdot t_\phi)) - C_{np} \cdot \sum_{d=1}^l q_d \cdot (1 - a_d)}{\sum_{d=1}^l M_d \cdot (2 - a_d b_d) \cdot a_d}. \quad (5.6)$$

Шуканими регіональними басейновими нормативами якості води в кожному КСЛД_i будуть розраховані в цих КС концентрації розглянутої забруднюючої речовини за умови, що валові маси речовини, що відводяться, будуть на рівні розрахованих значень $\{\tilde{M}_i\}$.

У тому випадку, якщо речовина є продуктом послідовної трансформації (як, наприклад, азот нітритний, який трансформувався з азоту амонійного), то формула (5.5) здобуває вид:

$$\begin{aligned} & M_\phi \cdot \exp(-\beta \cdot t_\phi) + C_{np} \cdot q_\phi \cdot (1 - \exp(-\beta \cdot t_\phi)) + \\ & + \sum_{d=1}^{Nl} \tilde{M}_d \cdot a_d + C_{np} \cdot \sum_{d=1}^N q_d \cdot (1 - a_d) = Q_N \cdot ПДК \end{aligned} \quad (5.7)$$

де d – індекс локальної ділянки;

M_ϕ – валова маса речовини на попередній ділянці.

Застосовуючи аналогічний підхід, знаходимо:

$$k = \frac{Q_N \cdot ПДК - M_\phi \cdot \exp(-\beta \cdot t_\phi) - C_{np} \cdot q_\phi \cdot (1 - \exp(-\beta \cdot t_\phi))}{\sum_{d=1}^N M_d \cdot \mu_d} - \frac{\sum_{d=1}^N M_d \cdot a_d - C_{np} \cdot \sum_{d=1}^N q_d \cdot (1 - a_d)}{\sum_{d=1}^N M_d \cdot \mu_d} \quad (5.8)$$

Таким чином, поділення басейну річки на локальні ділянки є необхідною умовою для практичної реалізації басейнового принципу розрахунку ГДС. Дане поділення породжує необхідність встановлення нормативів якості річкової води для кожної ділянки (в загальному випадку більш жорсткого в порівнянні з діючими ГДК), що може бути зроблене за вищеприписаною схемою.

Згідно Водної Рамочної Директиви, для водокористувачів діє принцип «кожний платить за себе». Тому грошовий внесок кожного водокористувача на локальній ділянці на будівництво і реконструкцію очисних споруд повинний бути пропорційним масі забруднюючих речовин, що скидаються зі зворотними водами в поверхневі води:

$$S_i = p \cdot \sum_j^{N_j} \mu_j \cdot M_j^i, \quad (5.9)$$

де S_i – грошовий внесок i -го водокористувача на обраній локальній ділянці системи;

μ_j – ваговий коефіцієнт, що враховує вартість очищення j -ї забруднюючої речовини;

N_j – кількість забруднюючих речовин у складі зворотних вод i -го водокористувача;

p – коефіцієнт пропорційності.

Коефіцієнт пропорційності p знаходиться за формулою:

$$p = \frac{S}{\sum_i \sum_j^{N_j} \mu_j \cdot M_j^i}, \quad (5.10)$$

де S – загальна витрата грошових коштів на водоочищення на обраній локальній ділянці.

5.5 Розрахунок допустимих скидів зворотних вод у річку Уди (Харківська область)

5.5.1 Розрахунок регіональних басейнових нормативів якості річкової води для річок басейну річки Уди

Був виконаний розрахунок регіональних нормативів якості води для р. Уди (Харківська обл., басейн р. Сів. Донець). Гостра актуальність охорони води басейну Сів. Дінця обґрунтовується, по-перше, тим, що басейн річки є джерелом питного водопостачання для Харківської, Донецької і Луганської областей [262]. По-друге, трансграничним характером річки Сіверський Донець, джерело і устя якої знаходяться на території Російської Федерації [263].

Річка Уди – рівнинна, права притока Сіверського Дінця, розташована на Середньоруській височині. Істок річки знаходиться в Російській Федерації, біля села Бессонівка Октябрського району Білгородської області (Росія), на висоті 190 м понад рівнем моря. В межі України, в Харківську область, річка входить північно-східніше села Окіп (Золочівський район) і далі впадає в річку Сіверський Дінець (басейн Дону) на 825 км від гирла [264].

Основні характеристики р. Уди наведені в табл. 5.1.

Таблиця 5.1 – Основні характеристики р. Уди

Характеристика	Значення
Площа водозбірного басейну, км ² ,	3894
Загальна довжина, км	164
Довжина у межах Харківської області, км	127
Загальний перепад висот (від витoku до гирла), м	105
Середній похил річки, м/км.	0,64

Данні про модуль стоку річка (згідно багаторічних спостережень [264]) наведені в табл. 5.2.

Таблиця 5.2 – Данні про модуль стоку притоків річки Уди

Річка	Пост	Період спостережень	Модуль стоку, л/с*км ²
Уди	м. Золочів	1954—1964	2,96
Уди	сел. Пересічне	1967—2013	3,25
Уди	сел. Бабаї	1929—1935	2,61
Уди	сел. Безлюдівка	1958—2013	5,16
Рогозянка	с. Вел. Рогозянка	1953—1965	3,09
Лопань	с. Каз. Лопань	1956—2013	3,39
Харків	с. Циркуни	1963—2013	3,01
Харків	сел. В. Данилівка	1946—1961	2,74

Лісистість становить 10%, заболоченість — 1%. Ліси і болота розташовані переважно в заплавах річок і балок.

Довідкові данні про річку наступні [264]:

Дно річки переважно тверде, піщане, інколи мулисте. Береги заввишки від 0,2 до 1,5 м, місцями круті і стрімчасті, складені супіщаними і суглинними ґрунтами.

Живлення р. Уди в основному снігове, меншу роль відіграє дощове та ґрунтове. В період весняного сніготанення, звичайно на початку березня, русло швидко наповнюється, річка виходить зі своїх берегів та розливається

на луговій терасі, перетворюючись в велику річку. Протягом п'яти-десяти днів рівень води піднімається на 1,5—2 м, а в окремі роки на 3 і більше метрів над меженним рівнем. Досягнувши піку весняної повені, річка починає швидко знижувати рівень та в кінці квітня — початку травня встановлюється літня межень, яку в окремі роки порушують короткочасні зливові паводки, які підвищують рівень на 0,5—1,0 м. Найбільше обміління річки відбувається в серпні — вересні, коли річка на окремих ділянках пересихає. Осінні дощі трохи підвищують рівень р. Уди, а взимку рівень знову знижується, особливо в кінці грудня — початку січня, коли річка місцями промерзає до дна. Замерзає річка звичайно в грудні, рідше в листопаді. Товщина криги становить 0,3—0,4 м, а в суворі зими до 0,5—0,6 м.

Розрахунок був виконаний за даними звітності 2-тп (водгосп) за період 2012-2016 р. [265]. Як показник забруднення обрані фосфати і азотовмісні речовини [266]. Вибір даних показників обумовлений, по-перше, тим, що ці речовини є одними з найбільш значимих показників забруднення і обов'язковими для нормування відповідно до Постанови КМУ № 1100 від 11.09.1996 року [62]. По-друге, якщо фосфати в природній воді не трансформуються в інші забруднюючі речовини [267-269] і має місце лише самоочищення річки за даним показником, то азотовмісні речовини піддаються послідовної трансформації.



Рисунок 5.3 – Річка Уди (на околиці м. Харкова)

В силу цього, для даних показників може бути випробуваний алгоритм як з урахуванням трансформації речовин, так і без неї. По-третє, за фосфатами, азоту амонійному і нітратам має місце істотне перевищення середньорічних концентрацій у гирловому створі р. Уди. На рис. 5.4 наведені графіки кратності перевищення ГДК зазначених речовин для поверхневих вод рибогосподарського водокористування за період 2009 – 2017 роки. (2010 рік виключений з розгляду як нехарактерний у силу аномально теплої погоди.)

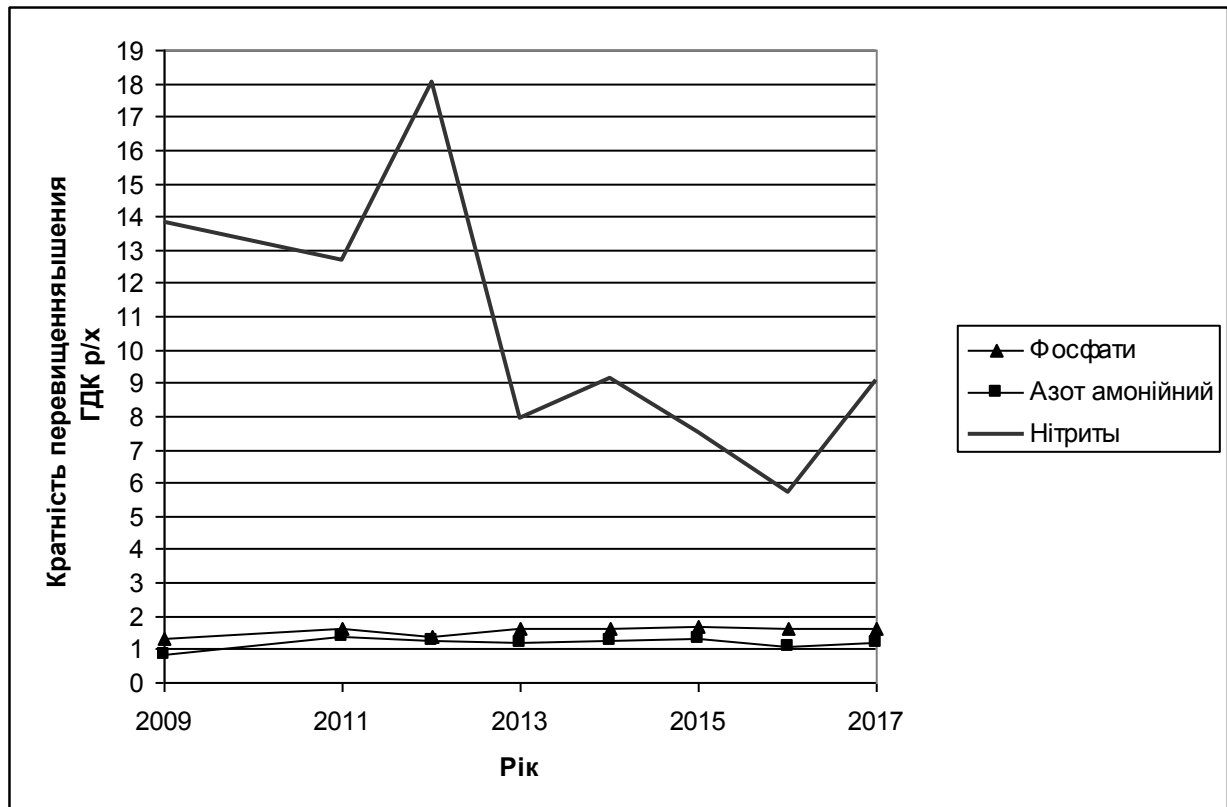


Рисунок 5.4 – Перевищення ГДК у гирловому створі р. Уди по фосфатах, азотові амонійному і нітритах

Як видно з рис. 5.4, тільки в 2009 році по азоту амонійному середньорічна концентрація не перевищувала ГДК. В усіх інших випадках забрудненість перевищує допустимий законодавством рівень. Найбільша забрудненість має місце за показником нітрити (більш ніж 18-кратне перевищення ГДК).

Були розглянуті 28 підприємств, що здійснюють скиди стічних вод у басейн річки Уди. При цьому малозначні скиди (з погляду внеску в загальне забруднення) у даній задачі не розглядалися. Список підприємств-водокористувачів, які розташовані на річці Уди і які занесені у звітність за формою 2-тп (водгосп), наведений у табл. 5.3 [270].

Таблиця 5.3 – Список підприємств, що здійснюють скиди стічних вод у річку р. Уди

Код по кодуванню 2-тп (водгосп)	Найменування	Відстань до устя, км	Річна витрата стічних вод, м ³ /с
631807	КП ТЕПЛОВІ СИСТЕМИ ХАРКІВСЬКОГО РАЙОНУ ХАРКІВСЬКОЇ РГА	13	0,0110
631381	ТЕМНОВСЬКА ВИПРАВНА КОЛОНІЯ №100, ХАРКІВСЬКИЙ Р-Н	38	0,1047
630550	ХОРОШЕВСЬКИЙ ГЕРІАТРИЧНИЙ ПАНСІОНАТ" С.ХОРОШЕВО	41	0,0332
630374	КОМПЛЕКС БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ БЕЗЛЮДІВСЬКИЙ, м.ХАРКІВ	48	55,7077
630162	ЧАО "ХАРКІВСЬКА ТЭЦ-5", ДЕРГАЧІВСЬКИЙ Р-Н	62	0,6996
631749	ПВКФ "ЛИСК", ХАРКІВСЬКИЙ Р-Н	62	0,0421
630428	ЗАТ "САНАТОРІЙ "РАЙ-ЕЛЕНІВКА" ХАРКІВСЬКИЙ Р-Н	63	0,0067
631407	КОЛЕЙНО МАШИННА СТАНЦІЯ 213 ЮЖД м.ЛЮБОТИН	71	0,0181
631729	ТОВ "ПЕРЕСЕЧАНСЬКИЙ МЕЗ.", ДЕРГАЧІВСЬКИЙ	75	0,0606
630427	ГП "САНАТОРІЙ БЕРМІНВОДИ" ДЕРГАЧІВСЬКИЙ Р-Н	75	0,1393
631801	ЛЮБОТИНСЬКЕ БМЕУ №387	75	0,0026
631586	ЗОЛОЧІВСЬКЕ РАЙОННЕ ЖКХ	122	0,0249

Як видно з табл. 5.3, загальний скид зворотних вод безпосередньо в р. Уди складає 56,8505 м³/с.

Список підприємств-водокористувачів, розташованих на притоках р. Уди, наведений у табл. 5.4

Таблиця 5.4 – Список підприємств, що здійснюють скиди стічних вод у притоки річки р. Уди

Код по кодуванню 2-тп (водгосп)	Найменування	Ріка-водоприймач стічних вод	Відстань до устя, км	Річна витрата стічних вод, м ³ /с
631556	ТОВ "ФАРМКОМПАНІЯ "ЗДОРОВ'Я" м.ХАРКІВ	Р.ХАРКІВ	3	0,0054
631744	КП "ПРОХОДІВСЬКЕ ДЖЕРЕЛО", ДЕРГАЧІВСЬКИЙ Р-Н	Р.ХАРКІВ	44	0,0009
631731	ТОВ "СТРЕЛЕЧНА ВОДОКАНАЛ, ЖИТЛО-ПОБУТСЕРВІС", ХАРКІВСЬКИЙ Р-Н	Р.ХАРКІВ	54	0,0581
630375	КОМПЛЕКС БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ "ДІКАНЬОВСЬКИЙ" м.ХАРКІВ	Р.ЛОПАНЬ	3	150,0836
630116	ДП "ХАРКІВСЬКИЙ ПРИЛАДОБУДІВНИЙ ЗАВОД ІМ.Т.Г.ШЕВЧЕНКО"	Р.ЛОПАНЬ	7	0,0443
630143	ВАТ ХМЗ "СВІТЛО ШАХТАРЯ"	Р.ЛОПАНЬ	8	0,0594
631955	ХОБФ "СОЦІАЛЬНА СЛУЖБА ДОПОМОГИ", м.ХАРКІВ	Р.ЛОПАНЬ	11	0,0016
631299	КП "АКВАРЕНА"	Р.ЛОПАНЬ	12	0,0100
630097	ДП "ХАРКІВСЬКИЙ БРОНЕТАНКОВИЙ РЕМОНТНИЙ ЗАВОД"	Р.ЛОПАНЬ	16	0,0735
630699	ДП "110 ХАРКІВСЬКИЙ АВТОМОБІЛЬНИЙ ЗАВОД"	Р.ЛОПАНЬ	16	0,0491
631734	КП "МАЛОДАНИЛІВСЬКИЙ КОМУНАЛЬНИК", ДЕРГАЧІВСЬКИЙ Р-Н	Р.ЛОПАНЬ	26	0,1405
630063	ВАТ ХАРКІВСЬКИЙ ЕЛЕКТРОТЕХНІЧНИЙ ЗАВОД "УКРЕЛЕКТРОМАШ"	Р.НЕМЬШЛЯ	1	0,0013
631377	ФЕРМЕРСЬКЕ РИБНЕ ГОСПОДАРСТВО ЧЕМЕРИС І.П. ДЕРГАЧІВСЬКИЙ Р-Н	Р.ЛОЗОВЕНЬКА	3	0,0068

Як видно з табл. 5.4, загальний скид зворотних вод через притоки в р. Уди складає 150,5345 м³/с.

Басейн р. Уди був поділений на п'ять локальних ділянок. Гідрографічна схема басейну з розміщенням КСЛД наведена на рис. 5.5. (На схемі наведені тільки річки, які зазначені як водоприймачі СВ відповідно до зазначеної звітності.) Також були встановлені контрольні створи на річці Уди нижче впадіння річки Лопань (КС_л) і на річці Лопань нижче впадіння річки Харків (КС_х).

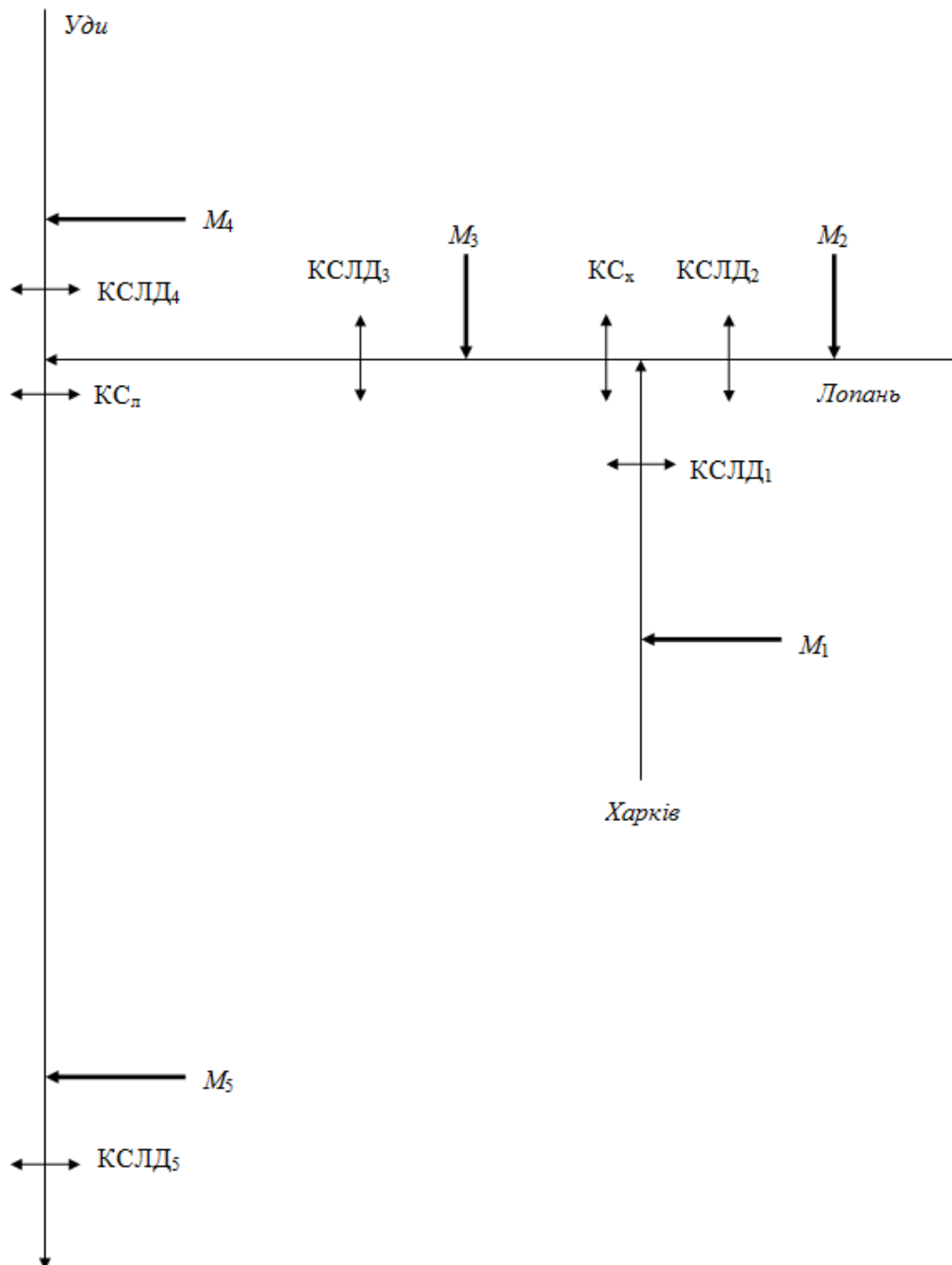


Рисунок 5.5 – Гідрографічна схема басейну р. Уди

У табл. 5.5 наведені дані по валових скидах фосфатів у річки басейну р. Уди в прив'язці до локальних ділянок.

Таблиця 5.5 – Дані по скиданню фосфатів у басейні р. Уди

Номер локально ї ділянки	Річка-водоприймач	Відстань від КСЛД до устя, км	Кількість випусків СВ	Валова маса, кг/рік	Усереднена концентрація, мг/дм ³
1	Харків	0	4	0,86	13,5
2	Лопань	21	5	1,77	3,95
3	Лопань	0	5	509,62	3,39
4	Уди	0	9	0,70	7,50
5	Уди	31	15	127,43	8,95

Розрахункові умови були обрані наступні [204]:

- фонова витрата води р. Харків – 0,1 м³/с;
- фонова витрата води р. Лопань – 0,1 м³/с;
- фонова витрата води р. Уди – 1 м³/с;
- концентрація фосфатів у фоновому створі р. Харків – 1 мг/дм³;
- концентрація фосфатів у фоновому створі р. Лопань – 1 мг/дм³;
- концентрація фосфатів у фоновому створі р. Уди – 2 мг/дм³;
- швидкість течії річкової води (для всіх рік) – 0,2 м/с;
- коефіцієнт неконсервативності фосфатів – 0,03 1/добу.

Дані по концентрації фосфатів від дифузних джерел забруднення взяті за даними, що наведені в монографії [203].

У табл. 5.6 наведені результати розрахунку прогнозу при фактичному скиду.

Таблиця 5.6 – Розрахунок якості води в контрольних створах за показником фосфати при фактичному скиданні

Контрольний створ	Концентрація фосфатів, мг/дм ³	Кратність перевищення ГДК
КСЛД ₁	1,18	0,55
КСЛД ₂	0,99	0,46
КСЛД ₃	3,29	1,53
КСЛД ₄	5,49	2,55
КСЛД ₅	4,08	1,90
КС _х	1,2	0,56
КС _л	4,08	1,90

Як видно з табл. 5.6, при фактичному скиду СВ у двох контрольних створах має місце перевищення ГДК.

У табл. 5.7 наведені результати розрахунку прогнозу якості річкової води після операції зниження концентрацій, а також розраховані допустимі валові маси.

Таблиця 5.7 - Розрахункові концентрації фосфатів у КСЛД і в узагальнених випусках після операції зниження концентрацій

Номер локальної ділянки	Концентрації в КСЛД, мг/дм ³	Розрахункові допустимі скиди	
		валова маса, кг/рік	усереднена концентрація, мг/дм ³
1	0,98	0,20	3,07
2	0,99	0,55	2,03
3	2,12	326,19	2,17
4	2,15	0,53	2,30
5	1,98	57,08	3,36
КС _х	1,15	–	–
КС _л	1,03	–	–

Як видно з табл. 5.7, після проведення процедури зниження концентрацій, у КСЛД₄ досягається значення ГДК, а в КСЛД₅ і КСЛД₃ концентрація менше ніж ГДК, у силу чого з'являється ресурс для підвищення скиду фосфатів на даних ділянках. З цієї причини проведена процедура підвищення концентрацій згідно алгоритму, що описаний в розд. 2. Результат розрахунку наведений у табл. 5.8.

Таблиця 5.8 – Розрахункові концентрації фосфатів у КСЛД і в узагальнених випусках після операції підвищення концентрацій

Номер локальної ділянки	Концентрації в КСЛД, мг/дм ³	Розрахункові допустимі скиди	
		валова маса, кг/рік	усереднена концентрація, мг/дм ³
1	1,65	0,83	13,10
2	0,99	0,76	2,80
3	2,15	330,70	2,20
4	2,15	0,53	2,30
5	2,15	152,05	8,95
КС _х	1,15	–	–
КС _л	1,59	–	–

Як видно з табл. 5.8, після проведення процедури підвищення концентрацій у КСЛД₃, КСЛД₄, КСЛД₅ концентрація фосфатів досягла рівня ГДК. Подальше підвищення валових мас призведе або до перевищення ГДК у КСЛД, або до порушення принципу непогіршення сформованої якості природної води. Тому концентрації фосфатів у КСЛД можуть бути прийняті за регіональні басейнові нормативи.

Аналогічний розрахунок був зроблений за показниками азот амонійний і нітриту. В табл. 5.9 наведені концентрації даних речовин при фактичних скидах у басейн річки.

Таблиця 5.9 – Розрахунок якості води в контрольних створах р. Уди за показниками азот амонійний і нітрити при фактичному скиданні

Контрольний створ	Концентрація азоту амонійного, мг/дм ³	Концентрація нітритів, мг/дм ³
КСЛД ₁	0,129	0,07
КСЛД ₂	0,315	0,23
КСЛД ₃	2,01	2,28
КСЛД ₄	1,07	1,65
КСЛД ₅	1,34	1,00
КС _х	0,26	0,14
КС _л	1,66	2,02

Як видно з табл. 5.9, у ряді контрольних створах має місце перевищення ГДК.

Результат остаточного розрахунку наведений у табл. 4.10.

Таблиця 5.10 – Розрахункові допустимі концентрації азоту амонійного в КСЛД і в узагальнених випусках

Номер локальної ділянки	Концентрації в КСЛД, мг/дм ³	Розрахункові допустимі скиди	
		валова маса, кг/рік	усереднена концентрація, мг/дм ³
1	0,129	0,16	2,50
2	0,315	1,07	3,95
3	1,000	156,33	1,04
4	1,000	0,35	1,51
5	0,828	152,05	8,95
КС _х	0,211	–	–
КС _л	0,995	–	–

Як видно з табл. 5.10 у результаті розрахунку в КСЛД₃ і КСЛД₄

концентрація азоту амонійного досягла рівня ГДК. В інших контрольних створах не відбувається перевищення ГДК.

Таблиця 5.11 – Розрахункові допустимі концентрації нітритів у КСЛД та в узагальнених випусках

Номер локальної ділянки	Концентрації в КСЛД, мг/дм ³	Розрахункові допустимі скиди	
		валова маса, кг/рік	усереднена концентрація, мг/дм ³
1	0,046	0,09	1,37
2	0,08	0,19	0,71
3	0,08	12,33	0,08
4	0,08	0,03	0,11
5	0,072	57,76	3,40
КС _х	0,059	–	–
КС _л	0,078	–	–

Як видно з табл. 5.11, у результаті зробленого розрахунку в КСЛД₂, КСЛД₃ і КСЛД₄ концентрація нітритів досягла рівня ГДК. В інших контрольних створах не відбувається перевищення ГДК.

У табл. 5.12 наведені дані по кількості нітратів, що скидаються в басейн річки Уди на кожній з локальних ділянок. При цьому враховувалася маса речовини, що утворюється в результаті процесів послідовної трансформації виходячи з вже розрахованих регіональних нормативів (у гирлові створи річок Лопань і Уди в такий спосіб надходить відповідно 1,21 і 70,88 кг/рік речовини).

Таблиця 5.12 – Розрахункові допустимі концентрації нітратів у КСЛД та в узагальнених випусках при фактичному скиданні

Номер локальної ділянки	Валова маса нітратів, що надходить від точкових джерел, кг/рік	Усереднена концентрація, мг/дм ³	Розрахункова концентрації в КСЛД, мг/дм ³
1	2,48	39	8,36
2	7,57	28	10,6
3	3757,96	25	8,54
4	8,28	36	26
5	764,52	45	18,9
КС _х	–	–	8,99
КС _л	–	–	24,7

Як видно з табл. 5.12, в усіх контрольних створах дотримуються необхідні норми якості поверхневих вод. Таким чином, концентрації нітратів у КСЛД можуть бути прийняті за регіональні басейнові нормативні значення в задачах нормування водовідведення.

У табл. 5.13 наведені підсумкові значення регіональних басейнових нормативів якості річкової води за розглянутими показниками.

Таблиця 5.13 – Розраховані значення регіональних басейнових нормативів якості річкової води за показниками фосфати, азот амонійний, нітрити і нітрати (мг/дм³)

Номер локального ділянки	Фосфати	Азот амонійний	Нітрити	Нітрати
1	1,17	0,13	0,05	8,36
2	0,99	0,32	0,08	10,6
3	2,15	1,00	0,08	8,54
4	2,15	1,00	0,08	26
5	2,15	1,00	0,08	18,9

Як видно з табл. 5.14, за показниками фосфати, азот амонійний і нітрити на 3, 4 і 5 ділянках регіональні басейнові нормативи відповідають загальноприйнятим ГДК. На ділянках 1 і 2 регіональні нормативи більш жорсткі.

5.5.2 Розрахунок допустимих скидів стічних вод

Розрахунок допустимих скидів стічних вод був проведений для локальної ділянки №5.

У табл. 5.14 наведений список підприємств, які розташовані на даній ділянці, а також фактичний склад СВ, за який обрані усереднені дані за період 2012-2015 р.

Таблиця 5.14 – Склад СВ (мг/дм³), підприємств, розташованих на локальній ділянці №5

Код (по 2-тп водгосп)	Назва	Відстань до устя, км	Азот амонійний	Нітрити	Нітрати	Фосфати
631897	Есхаровське ЖКЕУ-2011	3	8,1	1,1	17	3
631807	КП «Теплові системи Харківського району»	13	12	0,37	14	2,1
631381	Темновська виправна колонія №100	38	25	0,53	12	9,9
630550	Хорошевський педіатричний пансіонат с.Хорошево	41	7	0,31	15	5,2
630374	Комплекс біологічного очищення «Безлюдівський»	48	4,5	0,5	21	4,8

У табл. 5.15 наведена розрахункова якість води р. Уди в КС, який розташований у 500 м нижче випусків.

Таблиця 5.15 – Якість води р. Уди (мг/дм³) у КС підприємства-водокористувачів

Код (по 2-тп водгосп)	Назва	Відстань до устя, км	Азот амонійний	Нітрити	Нітрати	Фосфати
631897	Есхаровське ЖКЕУ-2011	3	0,924	0,062	22,6	2,12
631807	КП «Теплові системи Харківського району»	13	0,941	0,065	23,3	2,13
631381	Темновська виправна колонія №100	38	0,991	0,076	25,1	2,14
630550	Хорошевський педіатричний пансіонат с.Хорошево	41	0,996	0,077	25,3	2,17
630374	Комплекс біологічного очищення «Безлюдівський»	48	2,329	0,095	25,9	2,25

Як видно з табл. 5.15, порушення допустимих норм якості поверхневих вод має місце в КС випуску Комплекс біологічного очищення (КБО) «Безлюдівський» (підрозділ КП «Харківводоканал») за показниками азот амонійний, нітрити і фосфати, а також випуску Хорошевського педіатричного пансіонату в с. Хорошево за показником фосфати.

Таким чином, була поставлена задача знаходження оптимального способу очищення стічних вод КБО «Безлюдівський» і Хорошевського педіатричного пансіонату, який би забезпечив дотримання неперевищення ГДК у контрольних створах обох випусків.

Міські очисні спорудження №2 є одним з підрозділів комунального підприємства «Харківводоканал». Основною виробничою задачею комплексу є приймання та повне біологічне очищення стічних вод, що надходять від населення і виробничих підприємств. На комплекс біологічного очищення "Безлюдівський" надходять стічні води по наступним колекторам, що підводять стічні води:

- пр. Гагаріна-1200;
- пр. Гагаріна-1500;
- Орджонікідзе-1;

- Орджонікідзе-2.

Тип стічних вод – суміш господарсько-побутових і промислових стічних вод. Середньостатистичне забруднення за основними показниками: завислі речовини – 210 мг/дм³, БСК_{повн} – 250 мг/дм³, прозорість – 1,9 сантиметра.

Проектна потужність очисних споруд – на рівні 300000 м³/добу.

На території споруд розташовані 7 секцій аеротенків (рис. 5.6): 3 секції на старій лінії і 4 секції на новій лінії. Кожна секція складається з 4-х коридорів. Робоча глибина аеротенка нової лінії складає 5,2 м, обсяг одного аеротенка 21840 м³. Продуктивність аеротенка нової лінії 50000 м³/добу, усієї лінії – 200000 м³/добу.



Рисунок 5.6 – Аеротенк КБО «Безлюдівський»

Робоча глибина аеротенка старої лінії складає 4,4 м, обсяг одного аеротенка складає 11880 м³. Продуктивність аеротенка складає 33000 м³/добу, усієї старої лінії – 100000 м³/добу. Тривалість аерації складає від 6 до 12 годин, частіше коливається в межах 8 годин. Витрата повітря складає близько 3,5 – 4 м³ на 1 м³ стічних вод, що очищуються [271, 272].

Для підвищення ефективності очищення СВ від азотовмісних речовин можливі наступні дії по реконструкції очисних споруд:

- 1) підігрів СВ;
- 2) підвищення концентрації активного мулу;
- 3) дозація органічного підживлення;
- 4) підвищення розчиненого кисню в аеротенках.

Для очищення багатотоннажних промислових стічних вод з використанням хімічних реагентів є характерним велика витрата дефіцитних і дорогих коагулянтів, виробництво яких пов'язане не тільки зі значними матеріальними витратами, але і з екологічними проблемами. На станціях очищення при цьому виникає значна потреба в спорудженні реагентних господарств і їхньому оснащенні спеціальним технологічним устаткуванням, що обумовлює високу собівартість очищення за рахунок значних матеріальних і енергетичних витрат.

Оптимальним способом досягнення необхідної якості води в КС, відповідно до розрахунку, є підвищення концентрації активного мулу в аеротенках КБО «Безлюдівський» і установка системи хімічного очищення в пансіонаті.

Шукані екологічні нормативи на скиди СВ підприємств, розташованих на локальній ділянці № 5, наведені в табл. 5.16-5.17

Таблиця 5.16 – Екологічні нормативи на скиди стічних вод підприємств-водокористувачів за показниками азот амонійний і нітрити

Код (по 2-тп водгосп)	Назва	Концентрація, мг/дм ³		Маса, м ³ /годину	
		Азот амонійний	Нітрити	Азот амонійний	Нітрити
631897	Есхаровське ЖКЕУ-2011	8,1	1,1	245,68	33,36
631807	КП «Теплові системи Харківського району»	12	0,37	15,07	0,46
631381	Темновська виправна колонія №100	25	0,53	298,80	6,33
630550	Хорошевський педіатричний пансіонат с.Хорошево	7	0,31	26,53	1,17
630374	Комплекс біологічного очищення «Безлюдівський»	1,081	0,102	6874,43	648,65

Таблиця 5.17 – Екологічні нормативи на скиди стічних вод підприємств-водокористувачів за показниками азот амонійний і нітрити

Код (по 2-тп водгосп)	Назва	Концентрація, мг/дм ³		Маса, м ³ /годину	
		Нітрати	Фосфати	Нітрати	Фосфати
631897	Есхаровське ЖКЕУ-2011	17	3	515,63	90,99
631807	КП «Теплові системи Харківського району»	14	2,1	17,58	2,64
631381	Темновська виправна колонія №100	12	9,9	143,42	118,33
630550	Хорошевський педіатричний пансіонат с.Хорошево	15	5,2	56,85	19,71
630374	Комплекс біологічного очищення «Безлюдівський»	21	4,8	133545,86	30524,77

У табл. 5.18 наведене розрахункова якість води р. Уди в КС, розташованих у 500 м нижче випусків, за умови досягнення знайдених екологічних нормативів на скиди СВ.

Таблиця 5.18 – Якість води р. Уди (мг/дм³) у КС підприємств-водокористувачів

Код (по 2-тп водгосп)	Назва	Відстань до гирла, км	Азот амонійний	Нітрити	Нітрати	Фосфати
631897	Есхаровське ЖКЕУ-2011	3	0,913	0,061	2,18	2,11
631807	КП «Теплові системи Харківського району»	13	0,930	0,064	1,76	2,12
631381	Темновська виправна колонія №100	38	0,978	0,074	0,646	2,14
630550	Хорошевський педіатричний пансіонат с.Хорошево	41	0,983	0,076	0,501	2,15
630374	Комплекс біологічного очищення «Безлюдівський»	48	1,000	0,080	0,865	2,15

Як видно з табл. 5.18, розраховані екологічні нормативи ГДС забезпечують дотримання необхідних норм якості природної води в КС підприємства-водокористувачів.

Висновки до розділу 5

1. Обґрунтовано доцільність поділення річкової системи на послідовні локальні ділянки, у границях яких встановлення нормативів на скиди повинне виконуватись одночасно для всіх підприємств-водокористувачів.
2. Поділення річкової системи на ділянки пропонується здійснювати виходячи з адміністративних границь на території басейну річки, рівня антропогенного навантаження і фізико-географічних факторів.
3. Обґрунтовано і розроблено метод встановлення регіональних нормативів якості поверхневих вод для забезпечення рівномірного антропогенного навантаження на річкову систему.
4. Згідно з розробленою методологією проведено розрахунок допустимих скидів зворотних вод в басейні р. Уди (Харківська обл.) за показниками:

азот амонійний, нітрити, нітрати й фосфати. Результат розрахунку показав, що запропонована методологія екологічного нормування забезпечує недопущення наднормативного забруднення річкової води.

Результати, викладені у розділі 5, опубліковані у роботах [73, 74, 140, 170, 226, 253].

РОЗДІЛ 6

РОЗРАХУНОК ЕКОНОМІЧНОГО ЕФЕКТУ ВІД ВПРОВАДЖЕННЯ ЗАПРОПОНОВАНОЇ МЕТОДОЛОГІЇ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ ПО КОРЕГУВАННЮ ВОДООХОРОННОГО ЗАКОНОДАВСТВА З НОРМУВАННЯ СКИДІВ ЗВОРОТНИХ ВОД

6.1 Розрахунок економічного ефекту від впровадження запропонованої методології нормування скидів зворотних вод (на прикладі р. Сіверський Донець у границях Харківської області)

Економічний ефект розробленої методології екологічного нормування скидів ЗВ полягає у недопущенні збитку від наднормативного забруднення річкової води.

Збиток, що виникає унаслідок забруднення природного середовища, – це фактичні або можливі втрати: екологічні, соціальні і економічні [273-275]. Відрізняють прямий збиток через погіршення здоров'я людей, матеріальних руйнувань і деградації природного середовища (зокрема, ґрунтів) і непрямий збиток – ріст інвалідності і т.п. При цьому прямий збиток піддається вартісному або натуральному вирахуванню. (Оцінка непрямого збитку є окремою задачею.)

Обчислювальними є економічні і соціально-економічні збитки. До першої групи відносяться:

- недоотримана продукція;
- скорочення термінів служби будинків і споруд;
- зниження продуктивності біогеоценозів;
- викиди (відходи), що представляють сировину;
- витрати на ліквідацію наслідків забруднення;
- витрати на відновлення;

– зниження продуктивності праці через хвороби від забруднення і т.п.

Соціально-економічний збиток має наступну структуру:

– витрати на охорону здоров'я і соціальне забезпечення з ростом захворюваності;

– витрати на збереження рекреаційних ресурсів;

– міграція населення через екологічні причини;

– додаткові витрати на відпочинок.

Непрямі збитки (соціальній і екологічні) не піддаються прямій кількісній оцінці і їх ще називають умовно обчислювальними.

Соціальні збитки представлені:

– естетичним збитком від деградації ландшафтів;

– збільшенням смертності, патологією;

– психологічним збитком.

Екологічні збитки пов'язані з деградацією і необоротними руйнуваннями унікальних екосистем, зникненням тваринних видів, генетичними втратами і т.і.

Економічний збиток – це зміна корисності для людини навколишнього середовища внаслідок його забруднення. Перш за все, він складається з наступних витрат:

– додаткові витрати суспільства в зв'язку зі змінами в навколишнім середовищі;

– витрати на повернення навколишнього середовища в колишній стан (витрати ліквідації);

– додаткові витрати майбутнього суспільства в зв'язку з безповоротним вилученням частини дефіцитних природних ресурсів.

Методики розрахунку економічного збитку, що однозначно підходить для розглянутого випадку, не існує. Розрахунок збитку був зроблений за методикою, описаної в монографії [276], як найбільш адекватної розглянутій

ситуації. Відповідно до методики, економічний збиток, що наноситься навколишньому середовищу, дорівнює [277]

$$S = K \cdot K_p \cdot k \cdot \sum_{j=1}^n \gamma_j \cdot W_j, \quad (6.1)$$

де n – кількість забруднюючих речовин, для яких має місце наднормативний скид;

W_j – маса наднормативного скиду j -ї забруднюючої речовини, т/рік;

K_p – регіональний коефіцієнт дефіцитності водних ресурсів поверхневих вод (для Харківської області $K_p = 1,19$ [276]);

k – коефіцієнт ураженості водної екосистеми (згідно [276], $k = 1,5$);

K – коефіцієнт, що враховує категорію водного об'єкта: морські та поверхневі водні об'єкти культурно-побутового водокористування — 1,0; поверхневі водні об'єкти господарсько-питного водокористування — 1,4; поверхневі та морські водні об'єкти рибогосподарського водокористування II категорії — 1,6, I категорії — 2,0;

γ_j – питомий економічний збиток від забруднення водних ресурсів, віднесений до 1 тонни умовної забруднюючої речовини, грн/т

Розрахунок був зроблений для ділянки басейну річки Сіверський Донець у границях Харківської області за даними спостережень за 2009-2016 року з виключенням 2010 р. як нетипового в силу аномально теплої погоди. За концентрацію C розглядалися середні багаторічні концентрації основних забруднюючих речовин у пункті контролю нижче м. Ізюму (Харківська область) (табл. 6.1). За гранично допустиму концентрацію $C_{ГДС}$ взяті величини ГДК [277].

Таблиця 6.1 – Якість річкової води (мг/дм³) у пункті контролю нижче м. Ізюму (Харківська обл.)

Рік	Хлори- ди	Суль- фати	Азот амон- ійний	Нітри- ти	Нітра- ти	Фосфа- ти	БСК ₅	ХСК	Залізо загальне
2003	71,65	289,92	0,23	0,08	8,63	-	3,34	13,82	0,24
2004	82,83	357,80	0,27	0,08	9,36	-	3,40	14,33	0,17
2005	81,06	360,96	0,24	0,10	8,51	-	3,48	14,98	0,17
2006	74,23	326,29	0,26	0,09	8,88	1,44	3,49	15,46	0,16
2007	82,62	342,38	0,24	0,08	9,91	1,69	3,50	16,07	0,21
2008	78,45	318,46	0,26	0,10	10,79	1,48	3,66	17,28	0,21
2009	84,15	315,18	0,30	0,08	9,93	2,09	3,87	19,22	0,22
2011	86,78	326,92	0,30	0,09	9,57	2,35	3,74	18,70	0,16
2012	92,52	358,15	0,33	0,09	8,45	2,11	3,80	19,29	0,16
2013	89,48	355,81	0,34	0,09	8,79	1,89	3,77	19,29	0,12
2014	91,97	359,00	0,36	0,09	9,58	1,96	3,77	19,70	0,13
средн.	88,98	343,01	0,33	0,09	9,26	2,08	3,79	19,24	0,16
ГДК	100,00	300,00	0,50	0,08	40,00	2,15	3,00	50,00	0,10

Як видно з табл. 6.1, перевищення граничних концентрацій має місце за показниками сульфати, нітриту, БСК₅ та залізо загальне. Однак, на підставі наукових досліджень, які наведені в роботі [204], можна вважати, що по залізу перевищення граничної концентрації викликане природними факторами. За цією причиною з розрахунку економічного збитку показник залізо загальне вилучається.

У табл. 6.2 наведені дані по забрудненню річкової води за показниками сульфати, нітриту, БСК₅ у верхній точці Харківської обл. у с. Огурцово на границі України і РФ.

Таблиця 6.2 – Якість річкової води (мг/дм³) у пункті контролю в с. Огурцово (Харківська обл.)

Рік	Сульфати	Нітрити	БСК ₅
2003	95,23	0,142	2,949
2004	106,52	0,107	2,676
2005	89,45	0,109	2,252
2006	89,24	0,177	2,493
2007	100,30	0,119	2,060
2008	98,75	0,123	2,401
2009	99,40	0,104	2,614
2011	125,42	0,091	2,240
2012	124,87	0,110	2,583
2013	122,59	0,086	2,785
2014	124,62	0,077	2,548
средн.	106,94	0,113	2,51
ГДК	300	0,08	3

Як видно з табл. 6.2, за показниками сульфати і БСК₅ якість води у верхній точці Харківської області задовольняє встановленим нормативам. Отже перевищення допустимих нормативів у нижній в області ділянки річки (нижче м. Ізюму) викликано антропогенним забрудненням на території області. За показником нітрити концентрація в районі с. Огурцово вище ніж ГДК. Однак у нітритів дуже високий коефіцієнт неконсервативності, у силу чого забруднення води в районі с. Огурцово не може бути причиною забруднення нижче м. Ізюм.

Під наднормативним скидом у даному випадку розуміється різниця між фактичним скидом і тим скидом, при якому досягається ГДК у нижній точці розглянутої ділянки.

Даний скид як узагальнений скид в межах Харківської області був розрахований у такий спосіб. Записується балансове рівняння

$$\frac{M + M_{\text{факт}}}{Q} = C_{\text{кc}}, \quad (6.2)$$

де Q – витрата річкової води в КС, м³/с;

$C_{\text{кc}}$ – концентрація речовини в КС, г/м³;

$M_{\text{факт}}$ – фактична маса речовини, що скидається, г/с;

M – маса речовини, що надходить у ВО від інших джерел (від фонового створу, від дифузійних джерел і т.п.), г/с.

З рівняння (6.2) маса M дорівнює

$$M = C_{\text{кc}} \cdot Q - M_{\text{факт}}. \quad (6.3)$$

Допустима узагальнена маса знаходиться з рівняння (6.3) шляхом підстановки в праву частину величини ГДК і розв'язанням рівняння відносно $M_{\text{факт}}$:

$$\frac{M_{\text{дон}} + M_{\text{факт}}}{Q} = \text{ГДК}, \quad (6.4)$$

$$M_{\text{дон}} = \text{ГДК} \cdot Q - M, \quad (6.5)$$

З рівнянь (6.4) і (6.5) випливає, що шукана наднормативна маса речовини дорівнює

$$W = M_{\text{факт}} - M_{\text{дон}} = Q \cdot (C_{\text{кc}} - \text{ГДК}), \quad (6.6)$$

Питомий економічний збиток від розглянутих забруднюючих речовин був прийнятий на рівні платні за скиди ЗВ, який обумовлений Податковим Кодексом України [205] (табл. 5.3)

Таблиця 6.3 – Вартість скиду забруднюючих речовин у водні об'єкти зі зворотними водами

Речовина	Ставка податку, гривень за 1 тону
Органічні речовини (за показниками біохімічного споживання кисню (БСК ₅))	408,5
Нітрити	5012,61
Сульфати	29,27

Підставляючи дані табл. 6.1 і 6.2 у формулу для розрахунку збитку від забруднення (6.1), одержуємо розмір збитку:

$$S = 0,055 \text{ грн} / \text{с} = 1744,5 \text{ тис. грн} / \text{год}$$

6.2 Рекомендації з корегування водоохоронного законодавства з нормування скидів зворотних вод

З метою підвищення екологічної безпеки водовідведення розроблені наступні рекомендації з внесення змін у водоохоронне законодавство України:

1. Басейни великих річок поділяти на локальні ділянки, у границях яких буде вироблятися одночасний для всіх підприємств-водокористувачів розрахунок допустимих скидів.

2. При нормуванні скидів ЗВ використовувати регіональні басейнові нормативи якості поверхневих вод.

3. Для підприємств-водокористувачів призначати нормативи тимчасово погоджених скидань (ТПС) з метою поетапного досягнення ГДС (як це було до 1999 року). ТПС повинні поділятися на етапи і для кожного етапу необхідно розробляти план водоохоронних заходів.

4. Для підприємств підвищеної екологічної небезпеки запровадити обов'язкову оцінку екологічного ризику, викликаного скиданням зі зворотними водами забруднюючих речовин 1-го та 2-го класу небезпеки; як допустимий ризик прийняти величину 5 %.

5. При видачі ліцензій на проведення робіт по розрахунку ГДС ввести обов'язкову вимогу наявності в штаті організації кваліфікованих фахівців з водоочищення.

Наведені рекомендації носять принциповий характер, тобто без вказівки нормативно-правових актів, у яких зазначені рекомендації можуть бути реалізовані.

Крім того, повинні бути внесені зміни в податковий кодекс у частині податку за скиди зворотних вод. Новий порядок нарахування податку повинний враховувати внесок підприємства в забруднення на кожній локальній ділянці річкової системи, а також загальним для ділянки витратою на водоохоронні заходи.

Зміни повинні стосуватися складних речовин і інтегральних показників якості води (наприклад, мінералізації) з метою виключення подвійного оподаткування.

Висновки до розділу 6

1. Розраховано оцінку економічного ефекту від впровадження дисертаційних досліджень на прикладі р. Сіверський Донець у межах Харківської області. Відзначено, що нижче м. Ізюму (на границі Харківської і Донецької областей), згідно з багаторічними даними натурних спостережень, має місце перевищення допустимих норм за показниками сульфати, БСК₅, нітриту і залізо загальне. Перевищення допустимих концентрацій по залізу загальному викликано природними факторами. Перевищення допустимих

концентрацій за іншими показниками викликано антропогенним забрудненням басейну річки в Харківській області.

2. Грошовий розмір річного збитку від наднормативного забруднення р. Сів. Донець зворотними водами за показниками сульфати, БСК₅ і нітриту складає 1744,5 тис. грн/рік.
3. Розроблено рекомендації по корегування водоохоронного законодавства в галузі нормування скидів зворотних вод.

Результати, викладені у розділі 6, опубліковані у роботах [73, 74, 162, 170, 175, 205, 218, 239, 243, 253, 275].

ВИСНОВКИ

Дисертація є завершеною науково-дослідною роботою, в якій поставлена та вирішена актуальна науково-прикладна проблема – підвищення рівня екологічної безпеки скидання зворотних вод у річкову систему шляхом удосконалення науково-методологічних основ екологічного нормування скидів. Це завдання вирішується на підставі поділення річкової системи на локальні ділянки з подальшим встановленням відповідних регіональних басейнових нормативів якості поверхневих вод, удосконалення оптимізаційного підходу до визначення допустимих скидів зворотних вод, врахування імовірнісного характеру факторів впливу підприємств-водокористувачів на стан поверхневих вод, а також удосконалення математичного апарату для розрахунку якості річкової води в зоні впливу скидів ЗВ.

1. За результатами аналізу науково-прикладної проблеми з удосконалення екологічного нормування скидів зворотних вод до річкових систем встановлено, що існуюча законодавча та методологічна база в цієї сфері не забезпечує належний рівень екологічної безпеки водовідведення. Розроблена концепція встановлення нормативів скидів зворотних вод у річкові системи враховує європейський досвід, а також економічні і географічні особливості України (передусім великий розмір території держави).
2. Науково обґрунтовано, що реалізація басейнового принципу екологічного нормування скидів забруднюючих речовин потребує поділення річкової системи на послідовні локальні ділянки, у межах яких скидання повинне нормуватись одночасно для усіх водокористувачів.

3. Розроблено методологію встановлення регіональних басейнових нормативів якості поверхневих вод для забезпечення рівномірного техногенного навантаження на річкову систему.
4. Вдосконалено методологію визначення допустимих скидів зворотних вод за критерієм максимуму техногенного навантаження на водний об'єкт шляхом врахування стохастичних залежностей концентрацій забруднюючих речовин у зворотних водах після очищення.
5. Вдосконалено оптимізаційний метод визначення допустимих скидів зворотних вод за критерієм мінімуму витрат на водоочищення шляхом врахування капітальних витрат на реконструкцію та будівництво очисних споруд, а також можливого регулювання процесу очищення зворотних вод. Крім того, враховано особливості скидання теплообмінних зворотних вод, що пов'язані з доцільністю їх повторного використання.
6. Розроблено оптимізаційний метод визначення допустимих скидів забруднюючих речовин з використанням бальної (індексної) системи нормування якості поверхневих вод, а також з використанням комплексних показників якості води та інтегральних показників стану водного об'єкту.
7. Розроблено методологію визначення допустимих скидів зворотних вод шляхом оцінки екологічного ризику з використанням непараметричних статистичних методів. Оцінку екологічного ризику пропонується проводити для підприємств-водокористувачів підвищеної екологічної небезпеки по речовинам 1-го та 2-го класів небезпеки.
8. Вдосконалено математичну модель послідовної трансформації забруднюючих речовин шляхом врахування природного фонового забруднення, а також можливої втрати речовини у трансформаційному ланцюжку.

9. Вдосконалено математичну модель формування якості води водного об'єкту при неповному розбавленні зворотних вод. Удосконалена модель більш адекватна фізичному процесу змішування природної та зворотної води, і спрямована на підвищення рівня екологічної безпеки водних об'єктів при малих кратностях розбавлення зворотних вод.
10. Згідно з розробленою методологією проведено розрахунок допустимих скидів зворотних вод в басейні р. Уди (Харківська обл.) за показниками: азот амонійний, нітриту, нітрати й фосфати. Результат розрахунку показав, що запропонована методологія екологічного нормування забезпечує недопущення наднормативного забруднення річкової води.
11. Розраховано оцінку економічного ефекту від впровадження дисертаційних досліджень на прикладі р. Сіверський Донець у межах Харківської області. У цінах 2017 р. він складає 1744,5 тис. грн/рік.
12. Розроблено рекомендації щодо коригування водоохоронного законодавства в галузі екологічного нормування скидів зворотних вод.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Дедю И.И. Экологический энциклопедический словарь. Кишинев, 1990. 406 с.
2. Реймерс Н.Ф. Природопользование: словарь-справочник. Москва: Мысль, 1990. 637 с.
3. Словник нормативних термінів і визначень у галузі охорони і використання вод. Харків: УкрНЦОВ, 1992. 93 с.
4. Конституція України: станом на 1 верес. 2016 р. / Верховна Рада України. Харків : Право, 2016. 82 с.
5. Про тваринний світ: Закон України від 13.12.2001 № 2894-III. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/2894-14> (дата звернення 30.05.2019.)
6. Водный кодекс Украины. Київ: Видавничий Дім “Ін Юре”, 2004. 138 с.
7. Мадж С.М. Розвиток наукових основ басейнового принципу управління екологічною безпекою техногенно трансформованих поверхневих водних об’єктів: дис. на здобуття наук. ступеня доктор. техн. наук: 21.06.01. Київ, 2019. 385 с.
8. Васенко О.Г., Коробкова Г.В. Загальні принципи визначення екологічних нормативів якості поверхневих вод. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення*: матеріали VII міжнар. конф., м. Алушта, 12-16 вересня 2011 року. Харків, 2011. С. 228–234.
9. Improved modelling of the freshwater provisioning ecosystem service in water scarce river basins. Environmental Modelling & Software. 2017. Vol. 94, P. 87-99.
10. Managing water quality under drought conditions in the Llobregat River Basin. *Science of The Total Environment*. 2015. Vol. 503–504. P. 300-318.
11. Robert A. Ayuso, Nora K. Foley. Pb-Sr isotopic and geochemical constraints on sources and processes of lead contamination in well waters and soil from former fruit orchards, Pennsylvania, USA: A legacy of anthropogenic activities. Journal of Geochemical Exploration. 2016. Vol. 170. P. 125-147.

12. Mohammad Hajjigholizadeh, Assefa M. Melesse. Assortment and spatiotemporal analysis of surface water quality using cluster and discriminant analyses. *CATENA*. 2017. Vol. 151. P. 247-258.
13. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*. L. 327. 72 p.
14. Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies [Текст]. — 3-rd. ed. — New York: UN, 2007. — 94 p.
15. Spangenberg, J.H., Pfahl S., Deller K. Towards indicators for institutional sustainability: lessons from an analysis of Agenda 21. *Ecological Indicators*. 2002. № 2. P. 61-77.
16. Neumayer E. Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms. *Cheltenham: Edward Elgar*, 2003. 271 p.
17. Sikdar, S.K. Journey Towards Sustainable Development: A Role for Chemical Engineers [Текст] / S.K. Sikdar // *Environmental Progress*. — 2003. — 22, № 4. — P. 227–232.
18. Статюха, Г.А. Стандарти управління навколишнього середовища. *Вісник Вінницького політехнічного ін-ту*. 2006. №5. С. 63-66.
19. Декларация Рио-де-Жанейро по окружающей среде и развитию: решение Конференции Организации Объединенных Наций по окружающей среде и развитию от 14 июня 1992 года. Электронный фонд правовой и нормативно-технической документации. URL: <http://docs.cntd.ru/document/8308082> (дата звернення 30.05.2019.)
20. Водні ресурси. Головні теми сталого розвитку URL: www.sd4ua.org/golovni-temi-stalogo-rozvitku/vodni-resursi (дата 30.05.2019.)
21. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2015 році. Київ: Мінприроди України. 2017. 258 с.

22. Підготовка щоквартальних інформаційно-аналітичних оглядів «Стан довкілля в Україні» за I-II квартали 2013 року: звіт про НДР УКРНДІЕП. Харків: УКРНДІЕП. 2014. 82с.
23. Перегляд правил охорони поверхневих вод України від Забруднення і засмічення, затверджених постановою Кабінету міністрів України. ЄС: звіт про НДР УКРНДІЕП. Харків: УКРНДІЕП. 2015. 63 с.
24. Про затвердження нормативів екологічної безпеки водних об'єктів, що використовується для потреб рибного господарства: наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України від 30.07.2012р. № 471. *Офіційний вісник України*. 2012. № 66. С. 39-40. .
25. Екологічний стан транскордонних ділянок річок басейну Дніпра на території України / Васенко О.Г. и др. Київ: Академперіодика, 2002. 355 с.
26. ДСП 173-96. Державні санітарні правила планування та забудови населених пунктів. [Чинний від 1996-06-17]. URL: https://dnaop.com/html/2375/doc-ДСП_173-96 (дата звернення 30.05.2019.).
27. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / Романенко В.Д. та ін. Київ: Символ–Т, 1998. 28 с.
28. Підготовка щоквартальних інформаційно-аналітичних оглядів "розроблення методики віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод": звіт про НДР УКРНДІЕП. Харків: УКРНДІЕП. 2019. 105 с.
29. Васенко О.Г., Верніченко Г.А. Комплексне планування та управління водними ресурсами. Київ: Інститут географії НАН України, 2001. 367 с.
30. Климчук О. М. Впровадження системи інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом / О. М. Климчук, Т. В. Пінкіна, А. А. Пінкін // *Scientific Journal «ScienceRise»*. – 2018. – №4 (45). – С. 36–40.
31. Камінська Т. В. Особливості управління водними ресурсами за басейновим принципом / Т. В. Камінська // *Вісник Національного*

університету водного господарства та природокористування. – 2011. – №3(55) – С. 115–122.

32. Яцик А. В. Басейновий підхід до управління водними ресурсами – перший етап до їх інтегрованого управління / А. В. Яцик // І Всеукраїнський з'їзд екологів : міжнар. наук.-техн. конф., 4-7 жовт. 2006 р.: тези доп. // Секція 2: Моделювання і моніторинг довкілля. Геоінформаційні системи і технології. – Вінниця, 2006. – С. 58–110.

33. Шмандій В. М. Управління екологічною безпекою на регіональному рівні (теоретичні та практичні аспекти) / В. М. Шмандій // автореф. дис. докт. техн. наук: 21. 06. 01. – Харків, 2003. – 36 с/

34. Шмандій В. М. Теоретичні та практичні аспекти управління екологічною безпекою на основі антропоцентричних підходів / В. М. Шмандій // Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна. – 2013. – № 1070. – С. 347–352.

35. Сухоруков Г.А., Капанина Ю.И., Капанина О.И. Интегральное управление состоянием водных объектов. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки*. Харків. 2001. № 25. С. 221-128.

36. Лозанский В.Р., Масс Е.Н. Методологические подходы к организации в Украине интегрированной бассейновой системы управления водами. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки*. Харків. 2007. № 31. С. 10-15.

37. Капанина Ю.И., Капанина О.И., Сухоруков Г.А. Расчет и применения балансовых потоков веществ для техногенных и природных объектов. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. Харків. 2001. № 25. С. 9-15.

38. Лозанський В.Р. Актуальні питання екологізації розвитку суспільства в Україні. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. Харків. 2011. № 33. С. 11-32.

39. Макаровский Е.Л., Иевлева О.Ю. Применение комплексных оценок в экологическом аудите. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. Харків. 2009. № 31. С. 16-28.
40. Д. Коваленко, В.Р. Лозанский. Экологические проблемы Украины: пути и трудности их решения. *Проблеми охороги навколишнього середовища*. 2008. № 30. С. 3-22.
41. Модернізація виробництва. Системно-екологічний підхід: посібник з екологічного менеджменту / Шевчук В.Я. та ін. Київ: СИМВОЛ-Т, 1997. 245 с.
42. Розроблення наукового обґрунтування та пропозицій щодо критеріїв оцінки фізико-хімічного стану та стандартів якості поверхневих вод з метою наближення (апроксимації) водного законодавства України до права ЄС: звіт про НДР УКРНДІЕП. Харків: УКРНДІЕП. 2017. 265 с.
43. Зверненні комісії ЄЕС до Європейського парламенту та Ради стосовно «Політики Європейського Співтовариства у галузі вод» від 21.01. 1996 р. – COM (96) 59. СЕС. – Брюссель.
44. Human pressures and ecological status of European rivers. Grizzetti B., Pisticchi A., Liqueste C., Udias A., Bouraoui F., van de Bund W. // Scientific Reports. 2017. – Vol. 7 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://www.umwelt-bundesamt/sites/2018_indikatoren-bedeutung-wasser.pdf
45. Jerald L. Schnoor. Water sustainability in a changing world / L. Jerald Schnoor. – 2010. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://nwriusa.org/pdfs/2010ClarkePrizeLecture.pdf>
46. Кузин А.К. Схемы охраны вод – основы водоохранных планов. *Гидротехника и мелиорация*. 1979. № 6. С. 63-67.
47. Система підтримки прийняття управлінських рішень керівниками водогосподарських організацій для бесейну річки Сіверський Донець з використанням геоінформаційних технологій / Мокін, В.Б. ін. Вінниця: «УНІВЕРСУМ-Вінниця», 2009. 352 с.

48. Про загальнодержавну програму розвитку водного господарства: Закон України від 17 січня 2002 р. № 2988. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/2988-14> (дата звернення 30.05.2019.)
49. Закон об охране окружающей среды: Закон України № 1268-ХІІ від 26.06.91 URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/1264-12> (дата звернення 30.05.2019.).
50. Правила охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами: Постанова Кабінету Міністрів України від 25 березня 1999 року № 465 URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/465-99-п> (дата звернення 30.05.2019.)
51. Проскурнин О. А., Капанина О. И., Беспалова В. И., Зинченко А. Ю., Поликанова Ю. В. Расчет допустимого состава теплообменной воды, сбрасываемой в водоток. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: матеріали XIV міжнар. конф.*, м. Алушта, 10-14 вересня 2011 року. Харків. 2011. С. 257-260.
52. Методичні рекомендації з розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти із зворотними водами (Затв. Указом № 173 Міндовкілля 05.03.2021 р) // <https://mepr.gov.ua/documents/3331.html>
53. Мірошніченко О.П. Міграція важких металів у водних об'єктах (на прикладі р.Уди. *Вісник Харківського Національного Університету імені В.Н.Каразіна. Серія «Екологія»*. 2013. №1054. Вип.8. С. 91 – 94.
54. Васенко А.Г. Роль донного населения в формировании биоценозов водоемов, принимающих подогретые воды ТЭС, в связи с задачей прогнозирования их биологического режима: дис. канд. биол. наук: 03.02.08 / Київ, 1976. 276 с.
55. Мирошніченко Е.П. Оценка влияния загрязнения донных отложений на качество воды в реках *Международный научно-исследовательский журнал. Географические науки*. Екатеринбург. 2013. №4(11). Ч.2. С. 108-110.

56. Румянцев А.Н. Химические аспекты вторичного загрязнения водных экосистем. *Труды Псковского политехнического института*. Псков. 2008. № 11.2. С. 114-117.
57. Мірошніченко О.П. Формування складу донних відкладів водних об'єктів під впливом антропогенних та природних чинників (на прикладі малих річок Харківської області): дис. геогр. наук.: 11.00.11 / Харківський нац. ун-т ім. В.Н. Каразіна. Харків, 2013. 163 с.
58. Васенко О.Г., Мірошніченко О.П. Оцінка донних відкладів як можливих джерел забруднення водотоків. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2011. № 33. С. 123 – 129.
59. Васенко О.Г., Мірошніченко О.П. Роль біологічної складової водних екосистем при формуванні донних відкладів. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2012. №. 1-2. С. 51 – 54.
60. Bryan G.W. Heavy metals contamination in the sea. *Marine pollution*. 1976. № II. P. 185 – 302.
61. Муравьев С.В., Муравьев А.В., Проскурнин О.А., Андреев В.Г. Программный комплекс контроля расчетов предельно допустимых сбросов загрязняющих веществ со сточными водами (chk_pds). *Экологическая и техногенная безопасность*: сб. научн. трудов Междунар. научно-практ. конф., г. Харьков, 31-31 марта 200 года. 2000. Харьков, 2000. С.263–266.
62. Про порядок розроблення і затвердження нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин та перелік забруднюючих речовин, скидання яких нормується: Постанова Кабінету Міністрів України від 11 вересня 1996 р. № 1100. URL: <http://ecopravo.org.ua/2011/07/04/postanova-kabnetu-mnstrv-ukrani-vd-11-veresnja-1996-r-n-1100> (дата звернення: 21.06.2016).
63. Про внесення змін до деяких постанов КМ України з питань видачі дозволів на спецводокористування: Постанова КМ України від 13 грудня 2017 р. № 1091. URL: http://search.ligazakon.ua/l_doc2.nsf/link1/KP171091.html

64. Лозанский В. Р., Белогуров В. П. Автоматизированная система управления водоохраным комплексом на р. Сев. Донец. *Информ. бюл. по вод. хоз-ву стран-членов СЭВ*, 1982. № 1 (29). С. 22—26.
65. Lozanskiy V., Krainiukova A., Sukhorukov G. Current status and future prospects for development in the USSR. of a water quality evaluation system (including toxicity) for purposes of modeling, prediction. *Toxic Substances in the Aquatic Environment: An International Symposium and 112th meeting American Fisheries Society, USA, Sept. 22-25, 1985. USA, AFS, 1985. P. 4-8.*
66. Lozanskiy V., Sukhorukov G. Forecasting and optimization of water resources and water protective activity progress. *Proc. III World Congr. of water resources. Mexico: IWRA, 1979. Pap. 4 – 1533-1541.*
67. Sukhorukov G. New Approaches to development of integrated methods for data processing in environmental monitoring systems. *Proc. of the NATO Advanced Research Workshop on Integrated Approach to Environmental Data Management Systems. Bomova, Izmir, Turkey, Sept. 16-20 1999. P. 237-244.*
68. Лозанский В.Р. Расчет ассимилирующей способности водотоков. *Охрана вод от загрязнения поверхностным стоком: сб. научн. трудов ВНИИВО. 1983. С.102-112.*
69. Лозанский В.Р. Актуальні питання екологізації розвитку суспільства в Україні. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки. 2011. № 33. С. 10-17.*
70. Родзиллер И.Д. Прогноз качества воды водоемов-приемников производственно-хозяйственных вод. Москва: Стройиздат, 1984. 262с.
71. Канализация населенных мест и промышленных предприятий: Справочник проектировщика / Н.И.Лихачев и др. М.: Стройиздат, 1981. 639 с.
72. Временные методические указания по проведению расчетов фоновых концентраций химических веществ в воде водотоков. Ленинград: Гидрометеиздат, 1983. 52 с.

73. Проскурнин О. А. Разбиение бассейна реки на локальные участки с целью осуществления бассейнового принципа расчета допустимых сбросов сточных вод. *Коммунальное хозяйство городов. Серия технические науки и архитектура*. 2014. № 112. С. 82-87.
74. Проскурнин О. А. Установление региональных нормативов качества природной воды при реализации бассейнового принципа расчета допустимых сбросов сточных вод. *Науковий вісник будівництва*. 2014. № 2. С. 136-140.
75. Проскурнин О.А. Нормирование поступления взаимно трансформирующихся веществ в водный объект со сточными водами. *Науковий вісник будівництва*. 2008. № 46. С. 189-195.
76. Проскурнин О. А. Нормирование содержания растворенного кислорода в сточных водах, поступающих в водный объект. *Технический аудит и резервы производства*. 2015. № 1/4 (21). С. 13-16.
77. Проскурнин О. А.. Нормирование сброса последовательно трансформирующихся веществ со сточными водами для случая неполного разбавления. *Коммунальное хозяйство городов*. 2012. №103. С. 211–217.
78. Кресін В.С., Брук В.В. Математичні підходи до розрахунку норм ГДС речовин з урахуванням категорій якості поверхневих вод. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2005. № 27. С. 210-222.
79. Лесов О. М., . Кресін В.С., Остроумов С. М. Пропозиції щодо вдосконалення нормування скидів забруднюючих речовин у річкові системи. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2011. № 33. С. 99-110.
80. Кухар П.В., Зайцев И.Д., Сухоруков Г.А. Экотехнология. Оптимизация технологии производства и природопользования. К.: Наукова думка, 1989. 246 с.
81. Кухарь В. П. Ресурсосберегающие технологии очистки сточных вод. *Вісник АН УРСР*. 1987. № 4. С. 81-82.

82. Цыбульник С.А. Оптимизация водоохранных мероприятий по векторному. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2015. № 37. С. 171-182.
83. Проскурнин О. А. Оптимизационный подход к нормированию в сточных водах последовательно трансформирующихся веществ. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2009. №31. С. 124–133.
84. Проскурнин О. А. Проблемы оптимизационного подхода к нормированию состава сточных вод. *Науковий вісник будівництва*. 2008. № 57. С. 380-383.
85. Проскурнин О. А. Минимизация общих затрат на очистку сточных вод при нормировании водоотведения. *Екологічні науки*. 2015. №7. С. 65-71.
86. Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей. Министерство природных ресурсов и экологии РФ URL: <http://www.mnr.gov.ru/regulatory/detail.php?ID=21179> (дата звернення 30.05.2019.).
87. Савицкая К.Л. Оценка экологического состояния малых рек на основе биологического индекса макрофитов. *Вестник Белорусского государственного университета*. 2014. Сер. 2. №3. С. 22-27.
88. Bezsonov Ye. Assesment of safety index for water ecological system. Eastern European // Ye. Bezsonov, V. Andreev V. Smyrnov. – 2019. – №6/10 (84). – P. 24–34.
89. Розроблення Інструкції про порядок видачі дозволів на спеціальне водокористування (бланки дозволів та заяви на їх одержання) ЄС : звіт про НДР УКРНДІЕП. Харків: УКРНДІЕП. 2015. 63 с.
90. Перегляд Інструкції про розробки та гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у із водами, затвердженої наказом Мінприроди від 15.12.1994 № 116, в Мінюсті від 22.12.1994 за № 313/523 ЄС : звіт про НДР УКРНДІЕП. Харків: УКРНДІЕП. 2015. 63 с.

91. Лозанский В.Р. Расчет ассимилирующей способности водотоков. *Охрана вод от загрязнения поверхностным стоком: Сб. науч. тр.* Харьков: ВНИИВО, 1983. С.102-112.
92. Draft Guidance for Water Quality-based Decision: The TMDL Process, US EPA, 841-D- 99-001, Washington, DC-20460, August 1999.
93. Technical Support Document for Water Quality-based Toxics Control, UA EPA/505/2-90-001 PB91-127415, March 1991.
94. Vanrolleghem P., Coen F. Optimal design of in-sensor-experiments for on-line modelling of nitrogen removal processes. *Water Science and Technology*. 1995. V.31. №. 2. P. 149-160.
95. Watts J., Garber W. On-line Respirometry: A powerful for ASP operation and design. *IAWQ ICA of Water and Wastewater Treatment*. 1993. № 6. P. 238-248.
96. 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.
97. Карл-Ульрих Рудольф. Водный сектор в Германии. Методы и опыт. Берлин: Институт экологической техники и управления Университета Виттен-Хердеке, 2001. 159 с.
98. Code de l'environnement. Redevances pour pollution de l'eau. Article L213-10-2. Modifié par LOI n°2016-1917 du 29 décembre 2016 — art. 85 (V).
99. Крайнюков О. М. Особливості нормування якості поверхневих вод у Франції. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення*: матеріали XIV міжнар. конф., м. Алушта, 10-14 вересня 2011 року. Харків, 2011. С. 196-199.
100. Huber, A., Bach, M., Frede, H.-G. Modeling pesticide losses with surface runoff in Germany. *Science Total Environm.* 1998. № 223. P. 177-191.
101. Doneker R. L. Systems Development for Environmental Impact Assessment of Concentrate Disposal- Development of Density Current Simulation Models, Rule

Base, and Graphical User Interface/ R. L. Doneker // DWPR Report No. 132, US Bureau of Reclamation, Denver CO, Aug. 2006.

102. Bleninger T. First Steps in Modeling and Design of Coastal Brine Discharges / T. Bleninger and G. H. Jirka // International Desalination & Water Reuse Quarterly, International Desalination Association, Vol. 17, No. 2, pp.48-55. Aug./Sep. 2007.

103. Initial dilution and mixing zones for discharges from coastal and estuarine out falls, Policy 28, september, 1998//www.cormix.info/pdf/SEPA-policy 28.

104. Passos G. J. S. CORMIX Model Application in Time Series for Different Scenarios of Effluent Types and Discharge Configurations / G. J. S. Passos, T. Bleninger // E-proceedings of the 36th IAHR World Congress, 28 June – 3 July, 2015, The Hague, The Netherlands.

105. Morelissen R. Waste Water Discharge Modelling With Dynamically Coupled Near Field and Far Field Models / R. Morelissen, T.van der Kaaij, T. Bleninger // International Symposium on Outfall Systems, May 15-18, 2011, Mar. del Plata, Argentina.

106. Jirka, G.H. "Improved Discharge Configurations for Brine Effluents from Desalination Plants", Journal of Hydraulic Engineering, ASCE, Vol. 134, No. 1, pp. 116-129, Jan. 2008.

107. Jones, G.R., Nash, J.D., Doneker, R.L., and G.H. Jirka, "Surface Discharges into Water Bodies. I: Flow Classification and Prediction Methodology", Journal of Hydraulic Engineering, ASCE, Sept. 2007.

108. Morelissen R. Hydrodynamic modelling of large-scale cooling water outfalls with a dynamically coupled near-field – far-field modelling system / R. Morelissen, R. Vlijm, I. Hwang, R. L. Doneker, A. S. Ramachandran // Journal of Applied Water Engineering and Research, 2015.

109. Draft Guidance for Water Quality-based Decision: The TMDL Process, US EPA, 841-D- 99-001, Washington, DC-20460, August 1999.

110. Dynamic Toxics Waterload Allocation Model (DYNTOX): Users Manual / Limno Tech, Inc. // U.S. EPA. Office of Water Regulations and Standards, Washigton,1985, <http://www.epa.gov/waterscience/library/modeling/dyntox.pdf>
111. Burns L. A. Exposure Analysis Modeling System Reference Manual for EXAMS II / L. A. Burns, D. M. Cline // U.S. EPA, Environmental Research Laboratory. Athens, GA. EPA/600/3-85/038, 1985.
112. SEPA dischargeconsents//www.doi.wiley.com/10.1002.ps.475/
113. Hydrologic Simulation Program – FORTRAN (HSPF): Users Manual for Release 8.0. / R. C. Johansen, J. C. Imhoft, J. L. Kittle, A. S. Donigian – U.S. EPA, Environmental Research Laboratory. Athens, GA. EPA/600/3-84/066, 1984, water.usgs.gov
114. Vandergift S. B. SARAHZ 2. A Near Field Exposure Assessment Model for Surface Waters / S. B. Vandergift, R. B. Ambrose – U.S. EPA, Environmental Research Laboratory. Athens, GA. EPA/600/3-88/020, 1988.
115. Кузин А.К., Станишевский С.А. Задачи и принципы оптимизации водоохранных мероприятий. *Водные ресурсы: сб. научн. трудов ВНИИВО*. 1974. № 5. С. 111-126.
116. Протокол по проблемам воды и здоровья к Конвенции по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озёр. Done in London, on 17 June 1999. MP.WAT/2000/1 - EUR/ICP/EHCO020205/8Fin. United Nations. Geneva and Copenhagen.
117. Guidelines on the ecosystems approach in water management. In: Protection of Water Resources and Aquatic Ecosystems. Water Series No. 1. ECE/ENVWA/31. United Nations Economic Commission for Europe. United Nations. New York and Geneva, 1993.
118. Guidelines on monitoring and assessment of transboundary groundwaters. UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment. Lelystad, Netherlands. March 2000.

119. Cofino, W.P. Quality management of monitoring programmes, In: Proceedings of the International Workshop Monitoring Tailor-made, 20-23 September 1994, Beekbergen, Netherlands.
120. Winsemius, P. Guest in own house, considerations about environmental management. Samson H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan de Rijn, 1986 (in Dutch).
121. Pilot project programme on monitoring and assessment of transboundary rivers. Reference report No. 1. UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment. Lelystad, Netherlands, 1999.
122. McBride, G.B. Requirements of a water-quality information system for New Zealand. In: Lerner, D. (Ed.) Monitoring to detect changes in water quality series. Proceedings of a Symposium held during the 2nd Scientific Assembly of the IAHS (Budapest, July 1986). IAHS Publication No. 157.
123. Europe's Environment: The Second Assessment. European Environment Agency. Copenhagen, 1998.
124. Guidelines on sustainable flood prevention. MP.WAT/2000/7. Economic Commission for Europe. United Nations. New York and Geneva. 2000.
125. Draft Directive 2000/.../EC of the European Parliament and of the Council of establishing a framework for Community action in the field of water policy. Joint text approved by the Conciliation Committee provided for in Article 251(4) of the EC Treaty. Brussels, June 2000.
126. Guidelines on licensing waste-water discharges from point sources into transboundary waters. Protection of transboundary waters - guidance for policy and decision-making. Water Series №. 3. ECE/CEP/11. United Nations Economic Commission for Europe. United Nations. New York and Geneva, 1996.
127. Guidelines on the prevention and control of water pollution from fertilisers and pesticides in agriculture. In: Protection and sustainable use of waters - recommendations to ECE Governments. Water Series №. 2. ECE/CEP/10. United Nations. New York and Geneva, 1995.

128. Лозанский В.Р., Мухопад В.И. Развитие системы управления водоохранным комплексом на реке Сев. Донец. *Водоохранные комплексы речных бассейнов: сб. научн. трудов ВНИИВО*. 1985. С. 152-160.
129. Проскурнин О.А. Применение методов оптимизации при расчете допустимого сброса сточных вод в водные объекты. *Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України: зб. статей VII Всеукраїнської науково-практичної конференції, Запоріжжя, 15 грудня 2011 року*. Запоріжжя, 2011. С. 72-74.
130. А. М. Никаноров. Гидрохимия. Ленинград: Гидрометеиздат, 1989. 351 с.
131. Еременко Е. В., Проскурнин О. А. Оптимизация сброса в водный объект последовательно трансформирующихся веществ со сточными водами. *Коммунальное хозяйство городов. Серия технические науки и архитектура*. 2012. № 105. С. 301-306.
132. Microbial transformation of jellyfish organic matter affects the nitrogen cycle in the marine water column – A Black Sea case study / Tinkara Tinta etc. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 2016. Vol. 475, P. 19-30.
133. Modelling of micrometeorology, canopy transpiration and photosynthesis in a closed greenhouse using computational fluid dynamics / Tinkara Tinta etc. Biosystems Engineering/ 2017. Vol. 158. P. 110-133.
134. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод / под ред. А.В. Караушева. Ленинград: Гидрометеиздат, 1987. 285 с.
135. Хват В.А., Львов В.Н., Ладыженский В.Н. Справочник по охране водных ресурсов. Київ: Урожай, 1989. 176 с.
136. Василенко С. Л. Статистические модели последовательной трансформации веществ в водотоках с непрерывными источниками вдоль потока. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2004. № 26. С. 54 – 66.

137. Monitoring of bacterial contamination of dental unit water lines using adenosine triphosphatase bioluminescence / Watanabe A. etc. Journal of Hospital Infection. 2016. Vol. 94, P. 393-396.
138. Effects of oil and water contamination on natural gas engine combustion processes. / Shyam Menon etc. Journal of Natural Gas Science and Engineering. 2017. Vol. 41. P. 30-39.
139. An integrative approach to assess ecological risks of surface water contamination for fish populations / Raphael Santos etc. Environmental Pollution. 2017. Vol. 220. Part A. P 588-596.
140. Proskurnin O., Berezenko K., Kyrpychova I., Honcharenko Y, Jurchenko A. Improvement of the model of transformation of nitrogen-containing substances in a water body for the solution of nature management problem. «*EUREKA: Life Sciences*». 2017. № 3 (9). P. 50-56.
141. Проскурнин О. А. Юрченко А. И. Прогнозирование содержания соединений азота в водотоке с учетом последовательной трансформации и природных фоновых концентраций веществ *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: тези доповідей XII Міжн. науково-практичної конференції*. м. Алушта, 5-9 вересня 2016 року. Харків, 2016. С. 205-207.
142. Адаптація математичної моделі для басейну р. Південний Буг, розробка програми розрахунків азоту та фосфору на ПЕОМ. Виконання розрахунків азоту та фосфору для басейну р. Південний Буг та орієнтованих розрахунків для виносу цих речовин з Бузького в Дніпровський лиман звіт про НДР УКРНДІЕП. Харків: УКРНДІЕП. 2003. 152 с.
143. Junaid Ashraf, Shahzad Uddin. New public management, cost savings and regressive effects: A case from a less developed country. Critical Perspectives on Accounting. 2016, Vol. 41, P. 18-33.
144. Detection of low-velocity impact-induced delaminations in composite laminates using Auto-Regressive models / Davide Nardi etc. Composite Structures. 2016. Vol. 151, P. 108-113.

145. Рутисхаузер Г. Алгоритм частных и разностей. Москва: Издательство иностранной литературы, 1960. 120 с.
146. Сухоруков Г.А., Капанина Ю.И. Оптимизация жилого комплекса по экологическим и экономическим критериям. *Комплексные водоохранные мероприятия: сб. научн. трудов ВНИИВО*. 1991. С. 82-86.
147. Капанина Ю.И. Оптимальная реализация природоохранного комплекса по экологическому, экономическому и социальному критерию. *Проблемы охраны навколишнього природного середовища: сб. научн. трудов ВНИИВО*. 1996. С. 187-195.
148. Гурарий В.И. Науменко Т.Н., Заболоцкая В.В. Выбор компромиссно-оптимального комплекса водоохранных мероприятий с учетом изменения технологий производства и способов очистки. *Водоохранные комплексы речных бассейнов: сб. научн. трудов ВНИИВО*. 1985. С. 56-61.
149. Пасюга Н.П. Расчетные условия для разработки норм ПДС веществ и водоохранных мероприятий в бассейне реки. *Водоохранные комплексы речных бассейнов: сб. научн. тр. ВНИИВО*. 1985. С. 25-33.
150. Лозанский В.Р., Пичахчи И.Д. Социальная значимость водоохранной деятельности. *Проблемы охраны вод: сб. научн. тр. ВНИИВО*. 1975. С. 32-43.
151. Станишевский С. А. Оптимизация степени очистки сточных вод методом линейного программирования. *Проблемы охраны вод: сб. научн. тр. ВНИИВО*. 1975. – С. 12-21.
152. Сухоруков Г.А., Цыбульник С.А. Математические модели и алгоритмы поэтапной оптимизации водоохранных мероприятий в векторном критерии оптимальности. *Управление качеством природных вод: сб. научн. тр. ВНИИВО*. 1980. – С. 28-35
153. Белогуров В. П., Василенко В.П. Статистические модели процессов изменения качества воды в водотоках. *Управление качеством природных вод: сб. научн. тр. ВНИИВО*. 1980. С. 43-52.

154. Коваленко С.П. Экономическая оценка взаимодействия водопользователей при планировании водоохранных мероприятий. *Управление качеством природных вод: сб. научн. тр. ВНИИВО*. 1980. – С. 80-86.
155. Коваленко М. С., Мухопад В. И. Особенности гидрологического обеспечения регулируемого сброса сточных вод. *Охрана вод речных бассейнов: сб. научн. тр. ВНИИВО*. 1987. С. 37-42.
156. Есин М.А., Смирнов А.В., Юрченко В.А. Моделирование очистных сооружений канализации с применением технологии глу-боко удаления соединений азота и фос-фора. *Науковий вісник будівництва*. 2012. № 69. С.283-287.
157. Проскурнин О. А. Минимизация затрат на очистку сточных вод в рамках задачи нормирования водоотведения. *Экология и промышленность*. 2016. №3. С.22-26.
158. Maksimenko O. Examining the efficiency of electrochemical purification of storm wastewater at machine-building enterprises / O. Maksimenko, H. Pancheva, S. Madzhd, Y. Pysanko // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. – 2018. – vol. 6/10. – P. 21–27.
159. Бабина Ю.В., Варфоломеева Э.А. Экологический менеджмент: учебное пособие. Москва: ИД «Социальные отношения», 2002. 207 с.
160. Кафаров В.В. Методы кибернетики в химии и химической технологии. Москва: Химия, 1971. – 180 с.
161. Рекомендации по оценке и выбору технико-экономических характеристик сооружений очистки городских сточных вод. Харьков: ВНИИВО, 1987. 10 с.
162. Проскурнин О. А., Капанина Ю. И., Капанина О. И. Проблемы оптимизационного подхода к расчету допустимого состава сточных вод. *Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого*

- розвитку України: тези доповідей VIII Всеукраїнської науково-практичної конференції, м. Запоріжжя, 13 грудня 2012 року. м. Запоріжжя, 2012. С. 60-61.*
163. Проскурнин О.А. Минимизация затрат на очистку сточных вод в рамках задачи нормирования водоотведения / *Экология и промышленность* – №3 – 2013 – С.22-26.
164. Кузин А.К., Станишевский С.А. Оптимизация степени очистки сточных вод по речному бассейну. *Водные ресурсы: сб. научн. трудов ВНИИВО. 1974. № 5. С. 143-157.*
165. Проскурнин О.А., Муравьев С.В. Расчет норм предельно допустимых сбросов взаимно трансформирующихся веществ, поступающих в водный объект со сточными водами *Экологическая и техногенная безопасность: сб. научн. трудов Междунар. научно-практ. конф., г. Харьков, 31-31 марта 200 года. 2000. Харьков, 2000. С. 268-272.*
166. Поляк Б.Т. Введение в оптимизацию. Москва: Наука, 1983. 384 с.
167. Проскурнин О. А. Обеспечение технологически достижимого результата расчета допустимого содержания загрязняющих веществ в сточных водах. *Коммунальное хозяйство городов. Серия технические науки и архитектура. 2010. № 95. С.77– 81.*
168. Еременко Е.В., Колпак В.З., Мальханов В.П. Математическое моделирование кислородного режима участка реки. *Проблемы охраны вод. 1975. № 6. С. 134-143.*
169. Васенко О.Г., Рибалова О.В., Артем'єв С.Р. Інтегральні та комплексні оцінки стану навколишнього середовища. Харків: НУГЗУ, 2015. 419 с.
170. Проскурнин О. А., Кирпичева И. В, Смирнова С. А. Методика установления региональных нормативов качества поверхностных вод при нормировании антропогенной нагрузки. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий. 2016. № 4 (10). С. 24-30.*
171. Черкинский С.Н. Санитарные условия спуска сточных вод в водоемы / С.Н. Черкинский – Москва: Стройиздат, 1977. 224 с.

172. Проскурнин О. А. Проблемы экологического прогнозирования при решении задачи нормирования сброса сточных вод в водные объекты. *Коммунальное хозяйство городов. Серия технические науки и архитектура*. 2009. № 86. С.154-159.
173. Neumayer, E. Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms. Cheltenham: Edward Elgar, 2003. 271 p.
174. Козуля Т. В. Теоретико-практичні основи методології комплексної оцінки екологічності територіальних і об'єктових систем / Т. В. Козуля, Н. В. Шаронова, Д. І. Ємельянова, М. М. Козуля // Проблеми інформаційних технологій. – 2012. – № 01 (011).– С. 37–45.
175. Проскурнин О. А. Оптимизационный подход к нормированию водоотведения сточных вод с учетом лимитирующих признаков вредности. *Довкілля для України: тези доповідей Міжнародного екологічного форуму*, м. Київ, 19-20 квітня 2011р. м. Київ, 2011. С. 299-302.
176. Проскурнин О. А. Оптимизационный подход к ограничению содержания веществ в сточных водах с учетом лимитирующих признаков вредности. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2010. №32. С. 162-173.
177. Проскурнин О. А., Комаристая Б. Н., Смирнова С. А. Расчет индекса загрязнения поверхностных вод в рамках оценки экологической составляющей жизненного цикла продукции. *ScienceRise*. 2015. № 5/2(10). С. 32-36.
178. Мельникова Н.В. Застосування інтегральних показників оцінки якості поверхневих вод в управлінні станом водних об'єктів. *Еколого-правові та економічні аспекти техногенної безпеки регіонів* : матер. конф. VII міжнар. наук.-практ. конф. за участю молодих науковців та студентів, м. Харків, 17-19 жовтня 2012 року. Харків. 2012. С. 143-145.

179. Рыбалова О.В. Комплексный подход к определению экологического состояния малых рек. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища те екологічної безпеки*. 2011. № 33. С. 88-98.
180. Рекомендации по применению обобщенного показателя для оценки уровня загрязненности природных вод — коэффициента загрязненности. Харьков: ВНИИВО, 1982. 8 с.
181. Рибалова О.В. Комплексна оцінка екологічного стану та реструктуризація господарського використання басейнів малих річок: автореф. дис. на здобуття наук.ступеня канд. техн. наук: спец. 26.06.01 “Екологічна безпека” / О.В. Рибалова – Харків, 2007. – 22 с
182. Яцик А.В. Методика розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів малих річок України: монографія / за ред. А.В. Яцик, А. Б. Бишевиць, О. М. Петрук. – К. : Укр. н/д. ін-т водогосподарсько-екологічних проблем, 2007. – 64 с.
183. 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.
184. Шайн А. С. Интегральные оценки и их использование при долгосрочном прогнозировании качества воды рек. Ленинград: Гидрометиздат, 1984. 152 с.
185. Проскурнин О. А., Смирнова С. А. Использование коэффициента конкордации для оценки согласованности экспертных суждений при ранжировании пунктов контроля качества воды водного объекта. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища те екологічної безпеки*. 2014. № 36. С. 93–99.
186. Орлов А.И., Прикладная статистика / А.И. Орлов – Москва: «Экзамен», 2006. 672 с.
187. Бронштейн И.Н., Семендяев К.А. Справочник по математике для инженеров и учащихся ВТУЗов. Москва: Наука, 1986. 544 с.

188. Schorer A., Schneider S., Melzer A. The Importance of Submerged Macrophytes as Indicators for the Nutrient Concentration in a Small Stream (Rotbach, Bavaria). *Limnologica*. 2000. Vol. 30. P. 351-358.
189. Steffen K. Habitat ecology and long-term development of the macrophyte vegetation of north-west German streams and rivers since the 1950s: Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultaten der Georg-August-Universität Göttingen Göttingen. 2013.
190. A new method to assess water trophy and organic pollution - the Macrophyte Biological Index for Rivers (EBMR): its application to different types of river and pollution / Haury J. etc. *Hydrobiologia*. 2006. Vol. 70. P. 153-158.
191. Pall K., Bertrin V., Buzzi F., Boutry S., Dutartre A., Germ M., Oggioni A., Schaumburg J., Water Framework Directive Intercalibration Technical Report: Alpine Lake Macrophyte ecological assessment methods. Luxembourg. 2014.
192. Проскурнин О. А. Юрченко А. И., Березенко Е. С. Расчет допустимых сбросов возвратных вод в водные объекты с использованием балльной системы нормирования качества поверхностных вод *Науковий вісник будівництва*. 2017. № 2. С.239-243.
193. Проскурнин О. А. Нормирование состава сточных вод с учетом стохастической зависимости между концентрациями веществ после очистки. *Водоочистка*. 2014. №1. С. 50-57.
194. Проскурнін О.А. Прогнозування впливу техногенного забруднення на довкілля методом непараметричного регресійного аналізу: автор. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: 21.06.01. Харків, 2007. 22 с.
195. А. Баранник, О.А. Проскурнин. Применение метода статистических испытаний в регрессионном анализе данных экологических исследований. *Экологическая, техногенная безопасность и социальный прогресс: Вест. ХИСИ*. 2011. № 1. С.9-21.
196. Д. Худсон. Статистика для физиков. Москва: Мир, 1970. 152 с.

197. Розробка проекту нормативів гранично допустимого скиду (ГДС) для двох випусків зворотних вод ПАТ «Сумихімпром»: звіт про НДР УКРНДІЕП. Харків: УКРНДІЕП. 2015. 41 с.
198. Проскурнин О. А., Смирнова С. А. Использование метода bootstrap для оценки влияния сброса сточных вод на качество воды водного объекта. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2015. № 37. С. 163-171.
199. LoS.-H., Singh K. The product-limit estimator and the bootstrap: some asymptotic representations. *Probab. Theory Rel/Fields*. 1986. Vol 71. № 3. P. 455–466.
200. Проскурнин О.А. Прогнозирование влияния техногенного загрязнения на окружающую среду методом непараметрического регрессионного анализа: Дис... к-та техн.наук: 21.06.01 / УкрНИИЭП. Харків, 2007. 171 с.
201. Васенко А. Г., Коробкова А. В., Проскурнин О. А. Использование непараметрических статистических методов при анализе данных мониторинга реки Северский Донец. *Науковий вісник будівництва*. 2012. № 70. С. 451-456.
202. Юрченко А.И. Проскурнин О.А. Проблемы расчета предельно допустимого сброса сложных веществ в водный объект со сточными водами. *Экологическая безопасность: проблемы и пути решения*: материалы 9-й Межд. науч.-практ. конф., г. Алушта, 10-14 сентября 2013 года. Харьков. 2013. С. 296-298.
203. Податковий кодекс України: станом на від 22.05.2019 / URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2755-17> (дата звернення 30.05.2019.).
204. Сучасний екологічний стан української частини річки Сіверський Донець (експедиційні дослідження) / Гриценко А.В. та ін. Харків: ВПП «Контраст», 2011. 340 с.
205. Проскурнин О. А. Захарченко Н. И., Капанина О. И. Нормирование состава теплообменных сточных вод. *Науковий вісник будівництва*. 2018. № 4. С.226-231.

206. Проскурнин О.А., Капанина О.И, Беспалова В.И., Зинченко А.Ю., Поликанова Ю.В. Расчет допустимого состава теплообменной воды, сбрасываемой в водоток. *Экологическая безопасность: проблемы и пути решения*: материалы 14-й Межд. науч.-практ. конф., м. Харків, 10-14 вересня 2018 року. Харків. 2018. С. 257-259.
207. Проскурнин О. А., Ермакович И. А., Березенко Е. С., Кирпичова И. В. Нормирование фармацевтических веществ в коммунальных сточных водах, поступающих в водные объекты. *Науковий вісник будівництва*. 2018. № 2. С. 269-274.
208. Samoilenko N., Yermakovych I. Analysis of studies in the field of wastewater pollution by pharmaceutical contaminants. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія : Екологія*. 2014. № 1140, вип. 11. С. 101-106.
209. Carballa M., Omil F., Lema J.M. Comparison of predicted and measured concentrations of selected pharmaceuticals, fragrances and hormones in Spanish sewage. *Chemosphere*. 2008. Т. 72. С. 1118–1123.
210. Єрмакович І.А., Самойленко Н.М., Смірнова С.О. Зниження антропогенного впливу на водні об'єкти за рахунок проведення електрохімічної деструкції фармацевтичних речовин в стічних водах. *Системи обробки інформації*. 2015. Вип. 11. С. 196-198.
211. Васенко О.Г., Верніченко Г.А., Верніченко–Цветков Д.Ю., Коваленко М.С. Розширення переліку показників екологічної класифікації якості поверхневих вод. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2011. № 33. С. 33–48.
212. Lindqvist N., Tuhkanen T., Kronberg L. Occurrence of acidic pharmaceuticals in raw and treated sewages and in receiving waters. *Water Research*. 2005. № 39. С. 2219–2228.
213. Samoilenko N., Yermakovych I. Analysis of studies in the field of wastewater pollution by pharmaceutical contaminants. *Вісник Харківського*

національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія : Екологія. 2014. № 1140, вип. 11. С. 101-106.

214. Самойленко Н.Н., Ермакович И. А. Использование электрохимической деструкции для обезвреживания сточных вод лечебных учреждений. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. 2014. №70. С. 18-21.

215. Samoilenko N. Hospitals sewage treatment by method of electrochemical oxidation. *Науковий вісник будівництва*. 2015. № 1(79). С. 183-186.

216. Єрмакович І. А. Підвищення екологічної безпеки водних об'єктів шляхом запобігання забруднення фармацевтичними речовинами: автор. дис. на здобуття ступеня канд. техн. наук: 21.06.01. Харків, 2016. 20 с.

217. Проскурнин О. А. Проблемы нормирования водоотведения сточных вод в водотоки в случае неполного разбавления. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення*: тези доповідей VIII Міжн. науково-практичної конференції, м. Алушта, 10-14 вересня 2012 року. Харків, 2012. С. 285-286.

218. Адаменко Н. И., Проскурнин О. А. Проблемы нормирования сброса сточных вод в водные объекты. *Системи управління, навігації та зв'язку*. 2012. № 2(22). С.185-189.

219. Адаменко Н. И., Проскурнин О. А. Уточнение понятия «максимально загрязненная часть потока воды» в задачах расчета допустимого сброса сточных вод в водоток. *ScienceRise* 2015. № 2/2(7). С. 57-61.

220. SNA, 1995: Climate, Lakes and Rivers, The National Atlas of Sweden, Almqvist and Wiksell International, Stockholm.

221. Storm, B. and A. Refsgaard, 1996: Distributed physically based modelling of the entire land phase of the hydrological cycle. In: M.B. Abbott and J. Ch. Refsgaard, (eds): *Distributed Hydrological Modelling*, Water Science and Technology Library, Vol. 22, Kluwer, Dordrecht.

222. Разработка нормативов ПДС и ВСС веществ в водный объект со сточными водами для КП «Луцкводоканал» и предложений к плану

мероприятий по достижению ПДС: звіт про НДР УКРНДІЕП. Харків: УКРНДІЕП. 2011. 41 с.

223. Дружинин Н.И., Шишкин А.И. Математическое моделирование и прогнозирование загрязнения поверхностных вод суши. Ленинград: Гидрометеоиздат, 1989. 392 с.

224. Sivapalan, M., K. Takeuchi, S. Franks, D. Schertzer, P.E. O'Connell, V.K. Gupta, J.J. McDonnell, J. W. Pomeroy, S. Uhlenbrook, E. Zehe and V. Lakshmi, 2003: IAHS Science Decade on Prediction in Ungauged Basins (PUB), 2003–2012: Shaping an exciting future for the hydrological sciences. *Hydrological Science Journal*, 48(6):857–880.

225. Проскурнин О. А., Кирпичева И.В., Кононенко А.В. Расчет концентрации вещества в контрольной точке водного объекта в зоне действия сбросов сточных вод. *Науковий вісник будівництва*. 2017. № 1. С. 165-169.

226. Проскурнин О. А., Демьянова О. О. Расчет концентрации загрязняющего вещества в контрольной точке водного объекта при расчете допустимых сбросов сточных вод. *Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки: тези доповідей Міжнародної науково-практичної конференції, м. Харків, 4 грудня 2015 року*. м. Харків, 2015. С. 187-189.

227. Проскурнин О. А. Оптимизационный подход к нормированию состава отводимых в водоток сточных вод для случая неполного разбавления. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2012. №34. С. 140-151.

228. Михайлов В.Н., Добровольский А.Д., Добровольская С.А. Гидрология. Москва: Высшая школа, 2008. 420 с.

229. Гидрогеологическое прогнозирование (Hydrological Forecasting) / под ред. М.Г.Андерсона и Т.П.Берга. Москва: Мир, 1988. 736 с.

230. Zadeh L. A. Fuzzy sets. *Information and Control*. 1965. Vol. 8. № 3. P. 338-353.

231. Заде Л. Понятие лингвистической переменной и его применение к принятию приближенных решений. Москва: Мир, 1976. 166 с.
232. Кофман А. Введение в теорию нечетких множеств. Москва: Радио и связь, 1982. 432 с.
233. Ягер Р.Р. Нечеткие множества и теория возможностей: Последние достижения. Москва: Радио и связь, 1986. 480 с.
234. Сухоруков Г.А. Система моделей и метод иерархическом оптимизации развития водоохранных комплексов. *Водоохранные комплексы речных бассейнов: сб. научн. тр. ВНИИВО*. 1985. С. 152-156.
235. Лисиченко Г.В., Хмель Г.А., Барбашев С.В. Методология оценивания экологических рисков. Одесса: Астропринт, 2011. 368 с.
236. Статюха Г.О. Системний підхід до оцінювання ризиків при проектуванні промислових об'єктів / Г. О. Статюха, Т. В. Бойко // Східно-Європейський журнал передових технологій. – 2013. –Т. 2. – С. 8–12.
237. Проскурнин О. А. Нормирование состава сточных вод путем оценки риска. *Вода и экология: проблемы и решения*. 2013. № 4. С. 65–73.
238. Проскурнин О.А., Рыбалова О. В., Смирнова С. А. Использование метода Монте-Карло для оценки экологического риска, вызванного сбросом сточных вод в водоток, с учетом самоочищения воды. *Водные ресурсы и водопользование*. 2021. № 1 (132). С. 26-32.
239. Проскурнин О. А., Комаристая Б. Н., Бендюг В. И., Демьянова О. О.: Определение экологического риска при оценке влияния жизненного цикла продукта на состояние водных объектов. *Науковий вісник будівництва*. 2017. № 3. С. 177-181.
240. Разработка норм ПДС нормированных веществ со сточными водами КРП "ППВКХ г.Алушты" в водные объекты: звіт про НДР УКРНДІЕП. Харків: УКРНДІЕП. 2009. 63 с.
241. Калиткин Н.Н. Численные методы. Москва: Наука, 1978. 512 с.

242. Бойко Т.В., Батуринська І.Р. Визначення техногенного ризику на основі методу Монте-Карло. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. 2013. № 2/11. С. 4-6.
243. Rybalova O., Proskurnin O., Smirnova S., Belan S.V. Using Monte – Carlo method for assessment of environmental risk caused by wastewater discharges into a watercourse. *Efektivní nástroje moderních věd – 2014: Materiály X Mezinárodní vědecko – praktická konference*, Praha, 27 dubna - 05 května 2014 roku, Praha, 2014. P. 38-44.
244. Ермаков С.М. Метод Монте-Карло и смежные вопросы. М.: Наука, 1975. 472 с.
245. Эфрон Б. Нетрадиционные методы многомерного статистического анализа. Москва: Финансы и статистика, 1988. С. 128–130.
246. Соболев И.М. Численные методы Монте-Карло. Москва: Наука, 1972. 311 с.
247. Рибалова О.В., Белан С.В. Новий підхід для визначення показника екологічної безпеки підприємства. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2015. № 37. С. 57-67.
248. Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies. 3-rd. ed. New York: UN, 2007. 94 p.
249. Бендюг В.І. Комариста Б.М. Екологічний контроль у життєвому циклі продукту. *Інноваційні шляхи модернізації базових галузей промисловості, енерго- і ресурсозбереження, охорона навколишнього природного середовища: сб. тез V Міжнародній науково-практичній конференції, м. Харків, 23-24 березня 2016 р. Харків. 2016. С. 89-91.*
250. Комариста Б. М. Моделювання та розрахунок індикаторів сталого розвитку для технологічних систем: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: 21.06.01. Суми, 2014. – 23 с.
251. Розробка проекту гранично допустимого скиду (ГДС) забруднюючих речовин із зворотними водами Комунального підприємства

"Харківводоканал" до Краснопавлівського водосховища і р. Тетлега: звіт про НДР УКРНДІЕП. Харків: УКРНДІЕП. 2015. – 70 с.

252. Наукові засади раціонального використання водних ресурсів України за басейновим принципом / Сташук В.А. та ін. Вінниця: ВНТУ, 2014. – 249 с.

253. Проскурнин О.А., Капанина Ю.И., Капанина О.И. Разбиение бассейна реки на локальные участки при реализации бассейнового принципа. *Водні ресурси України та меліорація земель: матеріали міжнар. конф., м. Київ, 22 березня 2013 року.* Київ. 2013. С. 170-171.

254. Проскурнин О. А., Кирпичева И. В., Смирнова С. А. Необходимость модификации бассейнового принципа расчета допустимых сбросов сточных вод *Проблеми техногенно-екологічної безпеки: освіта, наука, практика: тези доповідей Всеукраїнській науково-практичній конференції, м. Харків, 24 листопада 2016 року.* м. Харків, 2016. С. 190-191.

255. Адаменко О. М. Екологічна безпека територій: монографія / О. М. Адаменко, Я. О. Адаменко. – Івано-Франківськ: Голіней, 2014. – 361 с.

256. Справочник по климату СССР. Вып. 10. Украина, ч. 4. Ленинград: Гидрометеиздат, 1969. 695 с.

257. Проскурнин О. А. Разбиение бассейна реки на локальные участки с целью осуществления бассейнового принципа расчета допустимых сбросов сточных вод. *Коммунальное хозяйство городов. Серия технические науки и архитектура.* 2014. № 112. С. 82-87.

258. Проскурнин О. А. Установление региональных нормативов качества природной воды при реализации бассейнового принципа расчета допустимых сбросов сточных вод. *Науковий вісник будівництва.* 2014. № 2. С. 136-140.

259. Кулинич Я. І. Оцінка екологічної ємності природних водойм в умовах надмірного антропогенного навантаження. Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти: матеріали V Міжнарод. наук.-практич. конф. (Київ 26–27 жовтня 2017 р.). – К., 2017. – С. 147–149.

260. Chapman E. The flexible application of carrying capacity in ecology / E. Chapman, J. Byron Carrie // *Global Ecology*. – 2018. – Vol. 13. – P. 1–12.
261. Пасюга Н.П. Гидрологическое обеспечение разработки комплекса водоохранных мероприятий. *Регулирование качества природных вод: Сб. научн. тр. ВНИИВО*. 1984. С.79-87.
262. Верниченко Д.Ю., Козловська О.В. Оцінка уразливості екосистем р. Сіверський Донець Зміївського району Харківської області. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: матеріали XIV міжнар. конф., м. Алушта, 10-14 вересня 2011 року*. Харків. 2011. С. 112-115.
263. Васенко О.Г., Верниченко-Цветков Д. Ю. Перспективи використання біохімічних показників у системі екологічного моніторингу поверхневих вод. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2015. Т.2(37). С. 94-100.
264. Розробка та удосконалення методологічних основ раціонального водокористування та системи заходів по екологічному захисту та оздоровленню малих річок області. Харків: УкрНДІЕП, 2000. 130 с.
265. Сбор исходных данных, подготовка картографического материала и анализ полученных данных по оценке базового состояния окружающей, социально-экономической среды и здоровья населения на территории Юзовской лицензионной площади (участок Харьковской области): : звіт про НДР УКРНДІЕП. Харків: УКРНДІЕП. 2014, 120 с.
266. Sikdar, S.K. Journey Towards Sustainable Development: A Role for Chemical Engineers. *Environmental Progress*. 2003. № 4. P. 227–232.
267. Hamamoto Y. Development of the intermittent process for nitrogen and phosphorus removal. *Water Sci and Technologie*. 1997. № 1.P.145-152.
268. Barnard J.I. Cut P and N. *Water Wastes Eng*. 1984. P. 33-38.
269. Spangenberg, J.H., Towards indicators for institutional sustainability: lessons from an analysis of Agenda 21. *Ecological Indicators*. 2002. № 2. P. 61-77.
270. Використання водних ресурсів: річний звіт Харківського РУВР за 2017 рік. Харків: РУВР. 2018. 143 с.

271. КБО " Безлюдовский". Характеристика ОС. URL: http://cozyhomestead.ru/stroitelstvo_19277.html (дата звернення 30.05.2019.)
272. Способ очистки сточных вод от фосфатов. URL: <http://www.findpatent.ru/patent/223/2237619.html> (дата 30.05.2019.)
273. Проскурнин О.А., Капанина О.И. Применение методов оптимизации при расчете допустимого сброса сточных вод в водные объекты. Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: тези доповідей V Міжнародного конгреса, м. Львів, 26–29 вересня 2018 року. Львів, 2018. – С. 28-29.
274. Лозанський В.Р. Екологізація виробництва і споживання. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення*: матеріали VI міжнар. конф., м. Алушта, 12-16 вересня 2010 року. Харків, 2010. Т.1. С. 54-57.
275. Лозанський В.Р., Лозанська Н.І. Інтегроване екологічне управління водами. *Вода і водоочисні технології*. 2005. № 1 (13). С. 6-10.
276. Кирпичева И. В., Проскурнин О. А., Онипко Т. В., Гончаренко Я. Н., Березенко Е. С. Оценка экономического ущерба от загрязнения реки Северский Донец в границах Харьковской области. Тези доповідей звітної науково-практичної конференції Луганського національного аграрного університета. м. Харків, 21-23 лютого 2017 року. Харків, 2017. С. 211-212.
277. Проскурнін О.А. Прогнозування впливу техногенного забруднення на довкілля методом регресійного аналізу: автор. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: 21.06.01. Харків, 2007. 22 с.

Додаток А**Акти впровадження результатів досліджень дисертаційної роботи**

АКТ

використання результатів науково-дослідних розробок по оптимізації водовідведення

У 2012 р. приватним підприємством (ЧП) "Іжинірингова компанія Технології ВК", розташованим за адресою м. Харків, вул. Новгородська, 36, були використані результати наукових досліджень старшого наукового співробітника НДУ УКРНДІЕП к.т.н. О.А.Проскурніна по розробці оптимальних умов скидання стічних вод в р. Ставчанка (басейн р. Дністра).

Вказані результати застосовані при виконанні робіт підприємством по реконструкції очисних споруд ЧП "Оліяр", що розташоване в Пустомитивському районі Львівської області. Реконструкція об'єктів здійснювалася на підставі договору 19/03-12П від 19.03.2012 р, ув'язаного між ЧП "Оліяр" та ЧП "Іжинірингова компанія Технології ВК".

Використання наукових результатів О.А. Проскурніна полягало у визначенні оптимальних параметрів двоступінчатого біологічного очищення в аеротенках-відстійниках (біореакторах) з метою забезпечення екологічно безпечного водовідведення в р. Ставчанка за наступними показниками: фосфати, азот амонійний, нітрит, нітрати, нафтопродукти, СПАР, БСК-5 та ХСК. У таблиці 1 наведені розраховані оптимальні параметри двоступінчатого біологічного очищення.

Таблиця 1 – Оптимальні параметри двоступінчатого біологічного очищення

Параметр	Значення
Розмір ребристої трубки в біореакторі, мм	15 x 15
Середня концентрація розчиненого кисню в аеротенку, мг/дм ³	2
Загальна витрата повітря для аерації стічних вод в аеротенках, м ³ /хв	19,42
Об'єми технологічних споруд, м ³	
усереднювач-преаератор	385
відстійник дощових вод	100
аеротенк-відстійник	435

У таблиці 2 приведені характеристики роботи очисних споруд з розрахованими оптимальними параметрами, а також якість р. Ставчанка нижча випуску стічних вод.

Таблиця 2 – Характеристики роботи очисних споруд і якість річки Ставчанка

Показник	Максимальна ефективність очистки, %	Річка Ставчанка нижче випуску		
		розрахункові	виміряні значення	ГДК
Азот амонію, мг/дм ³	82	0,40	0,43	2
Нітрити, мг/дм ³	99	0,08	0,077	0,3
Нітрати, мг/дм ³	85	1,2	0,96	45
Фосфати, мг/дм ³	79	0,1	0,07	3,5
ХСК, мг/дм ³	95	28,0	28,6	30
БСК ₅ , мг/дм ³	96	3,6	3,8	4,5
Нафтопродукти, мг/дм ³	80	0,1	0,12	0,3
СПАР, мг/дм ³	92	0,1	0,05	0,5

Розрахункові дані підтверджені результатами цих натурних вимірів. На підставі теоретичного аналізу і експериментальних досліджень встановлено, що скидання стічних вод, що пройшли очищення на очисних спорудах ЧП "Олияр", повністю забезпечує необхідну якість води водоприймальника - р. Ставчанка.

Директор ПП "Інжинірингова компанія Технології ВК"



С.М. Гуслев

ХАРКІВСЬКА
МІСЬКА РАДА
ДЕПАРТАМЕНТ КОМУНАЛЬНОГО
ГОСПОДАРСТВА

КОМУНАЛЬНЕ ПІДПРИЄМСТВО
"ХАРКІВВОДОКАНАЛ"

вул. Шевченка, 2, м. Харків, 61013
р/р 2600910821 в ПАТ «МЕГАБАНК»
код ЄДРПОУ 03361715
тел.: +38 (057) 712-15-21, факс: +38 (057) 712-17-65
e-mail: office@vodokanal.kharkov.ua
http://vodokanal.kharkov.ua



ХАРЬКОВСКИЙ
ГОРОДСКОЙ СОВЕТ
ДЕПАРТАМЕНТ КОМУНАЛЬНОГО
ХОЗЯЙСТВА

КОММУНАЛЬНОЕ ПРЕДПРИЯТИЕ
"ХАРЬКОВВОДОКАНАЛ"

ул. Шевченко, 2, г. Харьков, 61013
р/с 2600910821 в ПАО «МЕГАБАНК»
код ЄДРПОУ 03361715
тел.: +38 (057) 712-15-21, факс: +38 (057) 712-17-65
e-mail: office@vodokanal.kharkov.ua
http://vodokanal.kharkov.ua

6237/2 № 26.10.2016
на № _____

АКТ

про впровадження результатів дисертаційної роботи
старшого наукового співробітника Науково-дослідної установи «Український науково-
дослідний інститут екологічних проблем» (НДУ УКРНДІЕП)
Проскурніна Олега Аскольдовича з питань екологічного нормування скиду зворотних вод до
річкової мережі на основі оптимізаційних методів,
що подана на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук
за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека

Комунальне підприємство «Харківводоканал» здійснює централізоване питне водопостачання та водовідведення м. Харкова і ряду населених пунктів Харківської області.

Одним із найважливіших завдань підприємства є удосконалення екологічно безпечного відведення зворотних вод з очисних споруд питного водопостачання, а також після очистки комунально-побутових стічних вод.

Запропоновані Олегом Аскольдовичем Проскурніним методи і підходи з питань екологічного нормування скиду зворотних вод до річкової мережі дозволяють оптимізувати режимі відведення на підприємстві з дотриманням правил і нормативів природоохоронного законодавства. Розроблені ним модельні структури прості в експлуатації, уніфіковані, доведені до рівня багатоваріантних оціночних розрахунків в діалоговому режимі на ПЕОМ. Відрізняються високою збіжністю обчислювальних та фактичних значень модельованих перемінних: пріоритетних показників якості води, обсягів скиду зворотних вод тощо.

Методи і моделі придатні для розв'язання різних задач оптимізації: від оперативного управління якістю поверхневих вод до довгострокового планування водоохоронних заходів на підприємстві, що дозволяє забезпечити умови з екологічної безпеки питного водопостачання та водовідведення. Розрахункові характеристики і данні імітаційного моделювання О.А. Проскурніна ефективно використовуються в практичній діяльності під час відпрацювання оптимізаційних режимів водовідведення на очисних спорудах Комплексів водопідготовки «Донець» і «Дніпро».

Критерієм екологічної безпеки визначено величину екологічного ризику на підставі ймовірності перевищення гранично допустимих концентрацій забруднюючих речовин у річній воді нижче випусків зворотних вод. Величина допустимого ризику не перевищує 5 %.

При розрахунках враховується ймовірнісний характер витрат і складу води поверхневих водоприймачів: р. Сіверський Донець, Краснопавлівське водосховище, р. Лопань. Зокрема, за фосфатами, біохімічним споживанням кисню, азотовмісними показниками тощо.

Удосконалені оптимізаційні методи визначення допустимого складу зворотних вод дозволяють забезпечити екологічно безпечний режим відведення осаду, що утворюється в освітлювачах під час підготовки питної води, в річку Тетлегу і далі в р. Сіверський Донець.

Перший заступник
Генерального директора, к.т.н.



О.М. Коваленко

00007188

Акт
впровадження результатів наукових досліджень
докторської дисертації
Проскурніна Олега Аскольдовича

Наукові дослідження, що складають наукову новизну докторської дисертації, здобувача, старшого наукового співробітника Науково-дослідної установи «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» Проскурніна Олега Аскольдовича за темою «Науково-методологічні основи екологічного нормування скиду зворотних вод до річкової системи» впроваджені у навчальному процесі фахівців-екологів в Луганському національному аграрному університеті. Зокрема, окремі положення дисертаційного дослідження впроваджені при викладанні курсів «Нормування антропогенного навантаження» за спеціальністю 101 Екологія.

Проректор з науково-педагогічної
та навчальної роботи

В. о. зав. кафедри



I.V. Kirpichova
І.В. Кирпичова

G.V. Korobkova
Г.В. Коробкова

Додаток Б

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ ТА
ВІДОМОСТІ ПРО АПРОБАЦІЮ РЕЗУЛЬТАТІВ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті в виданнях України, які включені до міжнародних наукометричних баз, та у періодичних наукових виданнях інших держав:

1. Проскурнин О. А. Нормирование содержания растворенного кислорода в сточных водах, поступающих в водный объект. *Технологический аудит и резервы производства*. 2015. № 1/4 (21). С. 13-16. (*Index Copernicus, Ulrich's Periodicals Directory, WorldCat, DRIVER, Bielefeld Academic Search Engine (BASE), ResearchBib, Directory of Open Access Journals (DOAJ), EBSCO.*)
2. Адаменко Н. И., Проскурнин О. А. Уточнение понятия «максимально загрязненная часть потока воды» в задачах расчета допустимого сброса сточных вод в водоток. *ScienceRise* 2015. № 2/2(7). С. 57-61. (*CrossRef, WorldCat, DOAJ, BASE, ResearchBib, DRJI, CiteFactor, OAJI, Ulrich's Periodicals Directory, Scientific Indexing Services, Sherpa/Romeo, Advanced Science Index, General Impact Factor (GIF).*)
3. Проскурнин О. А., Комаристая Б. Н., Смирнова С. А. Расчет индекса загрязнения поверхностных вод в рамках оценки экологической составляющей жизненного цикла продукции. *ScienceRise*. 2015. № 5/2(10). С. 32-36. (*CrossRef, WorldCat, DOAJ, BASE, ResearchBib, DRJI, CiteFactor, OAJI, Ulrich's Periodicals Directory, Scientific Indexing Services, Sherpa/Romeo, Advanced Science Index, General Impact Factor (GIF).*)
4. Проскурнин О. А., Кирпичева И. В., Смирнова С. А. Методика установления региональных нормативов качества поверхностных вод при нормировании антропогенной нагрузки. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. 2016. № 4 (10). С. 24-30. (*Scopus, CrossRef, American Chemical Society, EBSCO, Index Copernicus, Российский индекс научного цитирования (РИНЦ), Ulrich's Periodicals Directory, DRIVER, Bielefeld Academic Search Engine (BASE), WorldCat, Electronic Journals*

Library, DOAJ, ResearchBib, Polska Bibliografia Naukowa, Directory of Research Journals Indexing, Directory Indexing of International Research Journals, Open Academic Journals Index, Sherpa/Romeo)

5. Проскурнин О.А. Нормирование состава сточных вод путем оценки экологического риска/ *Вода и экология: проблемы и решения*. 2013. № 4. С. 65–73.
6. Проскурнин О. А. Нормирование состава сточных вод с учетом стохастической зависимости между концентрациями веществ после очистки. *Водоочистка*. 2014. №1. С. 50-57.
7. Проскурнин О. А., Рыбалова О. В., Смирнова С. А. Использование метода Монте-Карло для оценки экологического риска, вызванного сбросом сточных вод в водоток, с учетом самоочищения воды. *Водные ресурсы и водопользование*. 2015. № 1 (132). С. 26-32.
8. Proskurnin O., Berezenko K., Kyrychova I., Honcharenko Y, Jurchenko A. Improvement of the model of transformation of nitrogen-containing substances in a water body for the solution of nature management problem. «*EUREKA: Life Sciences*». 2017. № 3 (9). P. 50-56.

Статті у фахових виданнях МОН України

9. Проскурнин О.А. Нормирование поступления взаимно трансформирующихся веществ в водный объект со сточными водами. *Науковий вісник будівництва*. 2008. № 46. С. 189-195.
10. Проскурнин О. А. Проблемы экологического прогнозирования при решении задачи нормирования сброса сточных вод в водные объекты. *Коммунальное хозяйство городов. Серия технические науки и архитектура*. 2009. № 86. С.154-159.
11. Проскурнин О.А. Оптимизационный подход к нормированию в сточных водах последовательно трансформирующихся веществ. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2009. №31. С. 124–133.

12. Проскурнин О.А. Проблемы оптимизационного подхода к нормированию состава сточных вод. *Науковий вісник будівництва*. 2008. № 57. С. 380-383.
13. Проскурнин О.А. Обеспечение технологически достижимого результата расчета допустимого содержания загрязняющих веществ в сточных водах. *Коммунальное хозяйство городов. Серия технические науки и архитектура*. 2010. № 95. С.77– 81.
14. Васенко А. Г., Коробкова А. В., Проскурнин О. А. Использование непараметрических статистических методов при анализе данных мониторинга реки Северский Донец. *Науковий вісник будівництва*. 2012. № 70. С. 451-456.
15. Еременко Е. В., Проскурнин О. А. Оптимизация сброса в водный объект последовательно трансформирующихся веществ со сточными водами. *Коммунальное хозяйство городов. Серия технические науки и архитектура*. 2012. № 105. С. 301-306.
16. Проскурнин О.А. Нормирование сброса последовательно трансформирующихся веществ в водный объект со сточными водами для случая неполного разбавления. *Коммунальное хозяйство городов*. 2012. №103. С. 211–217.
17. Адаменко Н. И., Проскурнин О. А. Проблемы нормирования сброса сточных вод в водные объекты, связанные со спецификой экологического прогнозирования. *Системи управління, навігації та зв'язку*. 2012. № 2(22). С.185-189.
18. Проскурнин О. А. Минимизация затрат на очистку сточных вод в рамках задачи нормирования водоотведения. *Экология и промышленность*. 2013. №3. С.22-26.
19. Проскурнин О. А. Оптимизационный подход к нормированию состава отводимых в водоток сточных вод для случая неполного разбавления. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2012. №34. С. 140-151.
20. Проскурнин О. А. Оптимизационный подход к ограничению содержания веществ в сточных водах с учетом лимитирующих признаков вредности.

Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки. 2010. №32. С. 162-173.

21. Проскурнин О. А. Разбиение бассейна реки на локальные участки с целью осуществления бассейнового принципа расчета допустимых сбросов сточных вод. *Коммунальное хозяйство городов. Серия технические науки и архитектура.* 2014. № 112. С. 82-87.
22. Проскурнин О. А. Установление региональных нормативов качества природной воды при реализации бассейнового принципа расчета допустимых сбросов сточных вод. *Науковий вісник будівництва.* 2014. № 2. С. 136-140.
23. Проскурнин О. А., Смирнова С. А. Использование коэффициента конкордации для оценки согласованности экспертных суждений при ранжировании пунктов контроля качества воды водного объекта. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки.* 2014. № 36. С. 93–99.
24. Проскурнин О. А. Минимизация общих затрат на очистку сточных вод при нормировании водоотведения. *Екологічні науки.* 2015. №7. С. 65-71.
25. Проскурнин О. А., Смирнова С. А. Использование метода bootstrap для оценки влияния сброса сточных вод на качество воды водного объекта. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки.* 2015. № 37. С. 163-171.
26. Проскурнин О. А., Кирпичева И.В., Кононенко А.В., Третьякова Н.В. Расчет концентрации вещества в контрольной точке водного объекта в зоне действия сбросов сточных вод. *Науковий вісник будівництва.* 2017. № 1. С. 165-169.
27. Проскурнин О. А., Юрченко А. И., Березенко Е. С. Расчет допустимых сбросов возвратных вод в водные объекты с использованием балльной системы нормирования качества поверхностных вод. *Науковий вісник будівництва.* 2017. № 2. С.239-243.
28. Проскурнин О. А., Комаристая Б. Н., Бендюг В. И., Демьянова О. О. Определение экологического риска при оценке влияния жизненного цикла

продукта на состояние водных объектов. *Науковий вісник будівництва*. 2017. № 3. С. 177-181.

29. Проскурнин О. А., Ермакович И. А., Березенко Е. С., Кирпичова И. В. Нормирование фармацевтических веществ в коммунальных сточных водах, поступающих в водные объекты. *Науковий вісник будівництва*. 2018. № 2. С. 269-274.

30. Проскурнин О. А., Захарченко Н. И., Капанина О. И. Нормирование состава теплообменных сточных вод. *Науковий вісник будівництва*. 2018. № 4. С. 226-231.

Тези конференцій

40. Проскурнин О.А., Капанина О.И. Применение методов оптимизации при расчете допустимого сброса сточных вод в водные объекты. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: тези доповідей V Міжнародного конгреса, м. Львів, 26–29 вересня 2018 року*. Львів, 2018. С. 28-29.

41. Проскурнин О. А. Проблемы нормирования водоотведения сточных вод в водотоки в случае неполного разбавления. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: тези доповідей VIII Міжн. науково-практичної конференції, м. Алушта, 10-14 вересня 2012 року*. Харків, 2012. С. 285-286.

42. Проскурнин О. А., Юрченко А. И. Прогнозирование содержания соединений азота в водотоке с учетом последовательной трансформации и природных фоновых концентраций веществ *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: тези доповідей XII Міжн. науково-практичної конференції, м. Алушта, 5-9 вересня 2016 року*. Харків, 2016. С. 205-207.

43. Кирпичева И. В., Проскурнин О. А., Онипко Т. В., Гончаренко Я. Н., Березенко Е. С. Оценка экономического ущерба от загрязнения реки Северский Донец в границах Харьковской области. Тези доповідей звітної науково-практичної конференції Луганского национального аграрного университета. м. Харьков, 21-23 лютого 2017 року. Харьков, 2017. С. 211-212.

44. Проскурнин О. А., Демьянова О. О. Расчет концентрации загрязняющего вещества в контрольной точке водного объекта при расчете допустимых сбросов сточных вод. *Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки*: тези доповідей Міжнародної науково-практичної конференції, м. Харків, 4 грудня 2015 року. м. Харків, 2015. С. 187-189.

45. Проскурнин О. А., Капанина Ю.И., Капанина О. И. Разбиение бассейна реки на локальные участки при реализации бассейнового принципа нормирования водоотведения. *Водні ресурси України та меліорація земель*: тези доповідей Всеукраїнській науково-практичної конференції, м. Київ, 22 березня 2013 року. м. Київ, 2013. С. 170-171.

46. Проскурнин О. А. Оптимизационный подход к нормированию водоотведения сточных вод с учетом лимитирующих признаков вредности. *Довкілля для України*: тези доповідей Міжнародного екологічного форуму, м. Київ, 19-20 квітня 2011р. м. Київ, 2011. С. 299-302.

47. Проскурнин О. А., Капанина Ю. И., Капанина О. И. Проблемы оптимизационного подхода к расчету допустимого состава сточных вод. *Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України*: тези доповідей VIII Всеукраїнської науково-практичної конференції, м. Запоріжжя, 13 грудня 2012 року. м. Запоріжжя, 2012. С. 60-61.

48. Rybalova O., Proskurnin O., Smirnova S., Belan S.V. Using Monte – Carlo method for assessment of environmental risk caused by wastewater discharges into a watercourse. *Efektivní nástroje moderních věd – 2014: Materiály X Mezinárodní vědecko – praktická konference*, Praha, 27 dubna - 05 května 2014 roku, Praha, 2014. P. 38-44.

Апробація результатів дисертації.

Основні результати роботи доповідалися та обговорювалися на: VII, VIII, IX Всеукраїнських науково-практичних конференціях «Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України» (Запоріжжя – 2011, 2012, 2013); VII, VIII, IX, X, XI, XII, XIII, XIV Міжнародних науково-практичних конференціях «Екологічна безпека:

проблеми і шляхи вирішення» (Алушта – 2011, 2012, 2013; Харків – 2014, 2015, 2016, 2017, 2018); I, II Міжвузівських науково-методичних конференціях «Екологічні аспекти регіонального партнерства в надзвичайних ситуаціях» (Харків – 2012, 2013); Всеукраїнській науково-практичній конференції «Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки» (Харків – 2015), XVIII, XIX Міжнародних науково-практичних конференціях «Екологія, енерго- та ресурсозберігання, охорона навколишнього середовища та здоров'я людини, утилізація відходів» (Щолкіно – 2010, 2011), 14-й, 15-й Міжнародних науково-технічних конференціях «Екологія, охорона навколишнього природного середовища та збалансоване природокористування: освіта-наука-виробництво» (Харків – 2010, 2011), Міжнародній науково-практичній конференції «Природно-ресурсний потенціал збалансованого (сталого) розвитку України» (Київ – 2011), Міжнародній науково-практичній конференції «Водні ресурси України та меліорація земель» (Київ – 2013), Форумі «Інтегроване управління водними ресурсами» (Київ – 2013), Заочній конференції «Казантип-ЕКО-2014. Екологія, енерго- та ресурсозбереження, охорона навколишнього середовища та здоров'я людини, утилізація відходів», Міжнародній науково-практичній конференції, присвяченій Всесвітньому дню води (Київ – 2014), Щорічній науково-практичній конференції Луганського національного аграрного університету (Харків – 2015, 2016, 2017), Всеукраїнських наукових Таліївських читань (Харків – 2014), VI Всеукраїнському науковому семінарі «Методи підвищення ресурсу міських інженерних інфраструктур» (Харків – 2014), V Міжнародному конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів – 2018).