

Інститут гідробіології
Національна академія наук України
Київський національний університет імені Тараса Шевченка
Міністерство освіти і науки України

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

БАТОГ СВІТЛАНА ВОЛОДИМИРІВНА

УДК [574.52:556.55](477.41)

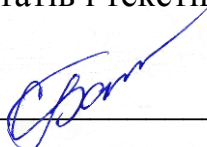
ДИСЕРТАЦІЯ

**ЕКОЛОГО-ГІДРОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОЙМ
М. КИЄВА**

11.00.07 – гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата географічних наук

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


_____ / С. В. Батог

Науковий керівник: Тімченко Володимир Михайлович, доктор географічних наук, професор, старший науковий співробітник

Київ–2017

АНОТАЦІЯ

Батог С.В. Еколого-гідрологічна характеристика водойм м. Києва – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата географічних наук за спеціальністю 11.00.07 – гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія. – Інститут гідробіології Національної академії наук України. Київський національний університет імені Тараса Шевченка Міністерство освіти і науки України, – Київ, 2017.

Дисертаційна робота присвячена вивченню особливостей гідрологічних умов як одного із провідних абіотичних компонентів екосистем та розробки заходів щодо їх регулювання для поліпшення екологічного стану водойм Києва. В умовах постійного антропогенного впливу київські водойми зазнавали та продовжують зазнавати істотних перетворень. Зокрема, зміни площ та конфігурації берегової лінії внаслідок поглиблення і розширення улоговин, або, навпаки, намиву прибережних територій. Це безпосередньо відображається на елементах гідрологічного режиму (зовнішньому водообміні, внутрішньоводоймових процесах, гідрофізичних властивостях водних мас та донних ґрунтів) міських водойм, від яких в значній мірі залежить стан їх екосистем та якість вод. Їх дослідження є принципово важливим етапом при екологічних оцінках та прогнозах стану водойм Києва.

Об'єктом досліджень є водойми Києва. Предметом досліджень – гідрологічні умови функціонування екосистем водойм Києва.

Дисертаційна робота базується на літературних та довідникових матеріалах, результатах епізодичних еколого-гідрологічних досліджень відділу екологічної гідрології та управління водними екосистемами Інституту гідробіології НАН України при безпосередній участі автора, що були проведені протягом 2009–2016 рр., аналізі топографічних карт різних років та космічних знімків (база даних Google Earth).

Дисертаційна робота виконана з метою вирішення основних завдань, що полягають у: 1) визначенні ключових екологічно значущих елементів гідрологічного режиму водойм Києва; 2) оцінці водного балансу та зовнішнього водообміну; 3) кількісній оцінці основних елементів внутрішньоводоймової динаміки міських водойм та визначення механізмів її впливу на біотичні компоненти екосистем водойм; 4) дослідженні особливостей термічного режиму та оптичних властивостей водних мас водойм різного типу; 5) адаптуванні існуючої математичної моделі оцінки стану водних екосистем за ключовим показником (вмістом розчиненого у воді кисню) для водойм Києва; 6) розробці заходів поліпшення екологічного стану водойм Києва та якості їх водного середовища шляхом регулювання гідрологічних умов.

Узагальнено географо-гідрологічну характеристику регіону і водойм Києва. Проведено огляд матеріалів вивченості водойм Києва, що датуються з 70-х років XIX-го століття по теперішній час. Наведено історичні відомості щодо трансформації деяких водойм в результаті антропогенного впливу.

Представлено інформацію щодо загальновідомих класифікацій континентальних прісноводних водних об'єктів та наявних класифікацій міських водойм. Розроблено типізацію київських водойм, що базується на генезисі та ступені антропогенного навантаження.

Виділено найбільш екологічно значущі гідрологічні фактори функціонування міських водойм: зовнішній водообмін, внутрішньоводоймова динаміка, гідрофізичні характеристики водних мас та донних ґрунтів. Викладено методи досліджень, які були застосовані при вивченні та оцінці цих факторів на водоймах Києва.

Отримані результати свідчать про достатньо великий діапазон інтенсивності зовнішнього водообміну водойми Києва, що варіює від 3,5 діб до більше 14 років.

Проведено оцінку основних елементів гідродинаміки (течії, перемішування, хвильові процеси та коливання рівня води), що базувалася на

літературних матеріалах, результатах натурних досліджень, розрахунках та математичному моделюванні. Досліджено гідрофізичні властивості водних мас (температура води, завислі речовини, прозорість та колір води) та донних ґрунтів водойм Києва. Отримані результати досліджень свідчать про відмінні особливості міських водойм кожної групи та підгрупи за вищезазначеними елементами їх гідрологічних умов.

Встановлено закономірності впливу гідрологічних умов на абіотичні та біотичні компоненти екосистем різнотипних водойм Києва. Визначено, що за зовнішнім водообміном найбільш сприятливі умови відмічаються у *затоках*, менш сприятливі – у *антропогенно змінених* водоймах, *старицях* та *кар'єрах*.

Оцінено роль динаміки вод у процесі самоочищення водойм. Кількісно оцінено вплив течій на розподіл фіто- та зоопланктону в затоках. Підтверджено загальновідомі закономірності впливу температурного режиму на перебіг гідрохімічних та гідробіологічних процесів у водоймах. Встановлено, що існує тісна залежність показників фітопланктону від температурного фактору.

Розроблено модель оцінки стану міських водних екосистем (на прикладі оз. Кирилівського, підгрупа *стариці*) за ключовим показником – вмістом розчиненого у воді кисню. Результати розрахунків підтверджені матеріалами натурних спостережень.

Розроблено комплекс еколого-гідрологічних заходів для поліпшення стану водойм Києва, що базується на методах басейнового і внутрішньоводоймового підходів. Він включає: 1) ліквідацію джерел або припинення надходження забруднювальних речовин разом з поверхневим і підземним стоком з водозбірної території; 2) посилення зовнішнього водообміну за рахунок додаткового штучного притоку вод та шляхом розчищення малих водотоків і джерел; 3) посилення гідродинамічних процесів шляхом зміни морфометричних характеристик водойм; 4) регулювання гідродинамічних процесів шляхом розчищення акваторії водойм від заростей макрофітів та подальше регулювання їх розвитку; 5)

встановлення аераційних установок; б) зниження токсичної дії забруднених донних ґрунтів шляхом виїмки або захоронення (екранування) донних відкладів.

Результати натурних досліджень та оцінка гідрологічних умов, комплекс еколого-гідрологічних заходів можуть застосовуватися при розробці техніко-економічних обґрунтувань та проектів покращання екологічного стану різнотипних водойм Києва. Запропонована модель оцінки стану міських водойм за ключовим показником може використовуватися при прогнозуванні та управлінні ключовими факторами функціонування водних екосистем.

Ключові слова: водойми (озера, ставки, затоки) Києва, типізація, зовнішній та внутрішній водообміни, гідрофізичні характеристики водних мас, донні ґрунти, екологічна гідрологія.

ANNOTATION

Batoh S.V. The ecohydrological characteristics of Kyiv water bodies. – Manuscript.

Dissertation for a degree of candidate of geographic sciences by specialization 11.00.07 – land hydrology, water resources, hydrochemistry. – The Institute of Hydrobiology of the National Academy of Sciences of Ukraine. The Taras Shevchenko National University of Kyiv, Ministry of Education and Science of Ukraine, Kyiv, 2017.

The dissertation work is described to the study of features of hydrological conditions as one of leading abiotic components of ecosystem and developments of measures are in relation to their adjusting for the improvement of the ecological state of water bodies of Kyiv. There are a multitude of diverse water bodies in urban areas of Kyiv which are affected to anthropogenic impact and are being transformed. In particular, there are changes of areas and configuration of coastline as a result of deepening and expansion of cavities, or, vice versa, deposit of clay,

silt or sand on the off-shore territories. This has directly effected on the elements of the hydrological mode (external water exchange, internal water processes, hydrophysical properties of the water masses and ground soils) of municipal water bodies. Then it led to change on the state of their ecosystems and quality of waters. That is why their research is fundamentally the important stage at ecological estimations and prognoses of the state of water bodies of Kyiv.

The object of researches is water bodies of Kyiv. The subject of scientific research is hydrological conditions of ecosystems functioning of water bodies of Kyiv.

Dissertation work is based on literary and reference book materials, results of episodic ecological hydrological researches of department of ecological hydrology and water ecosystem management of Institute of hydrobiology of NAS of Ukraine and direct participation of author in carry out an investigations during 2009–2016 including analysis of topographical maps of different years and space pictures (database of Google Earth).

Dissertation work is executed with the aim of decision of basic tasks that consist in: 1) determination of key ecologically significant elements of the hydrological mode of water bodies of Kyiv; 2) assessment of bodies water balance and external water exchange; 3) to the quantitative estimation of basic elements of internal water exchange dynamics of municipal water bodies and determination of mechanisms of her influence on the biotic components of ecosystems of water bodies; 4) researches of features of the thermal mode and optical properties of the water masses of water bodies of different type; 5) adaptation of the existing mathematical model for assessing the state of the ecosystems of the water bodies of Kyiv by the key indicator (the content of dissolved oxygen in water); 6) development of measures of improvement of the ecological state of water bodies of Kyiv and quality water environment by adjusting of hydrological conditions.

The geographic-hydrological description of region and water bodies of Kyiv is generalized. The review of materials of studied of Kyiv basins, which are dated from 70th of XIX of century for present tense, is conducted. Historical information

is given about transformation of some water bodies as a result of anthropogenic influence.

It is presented the well-known classifications of continental freshwater objects and present classifications of municipal reservoirs. Typification of the Kyiv water bodies is worked out, that it is based on genesis and degree of the anthropogenic loading.

The meaningful most ecologically hydrological factors of functioning of municipal water bodies are distinguished: external water exchange, hydrodynamical phenomena, hydrophysical descriptions of the water masses and ground soils. The methods of researches that were applied at a study and estimation of these factors on the water bodies of Kyiv are expounded.

The got results testify to the large enough range of intensity of external water exchange of Kyiv water bodies that varies from a 3,5 twenty four hours to 14 years more than.

The estimation of basic elements of hydrodynamics (flows, interfusions, wave processes and fluctuations of water level) that was based on literary materials, results of model researches, calculations and mathematical design, is carried out. Hydrophysical properties of the water masses (temperature of water, hanging up substances, transparency and colour of water) and bottom sediments of Kyiv water bodies are investigated. The obtained research results show the distinctive features of urban water bodies of each group and subgroup in the above-mentioned elements of their hydrological factors.

The relationships between the hydrological conditions and abiotic and biotic components of ecosystems of different type's water bodies of Kyiv are established. It is determined that the most favorable conditions are observed in the *bays*, less favourable - in *anthropogenic the changed* water bodies, *streamside lake* and *careers*.

It has been appraised how the dynamics of waters influence on the process of self-wiping of water bodies. In addition the effect of the flows on distribution phytoplankton and zooplankton in bay has been estimated too. Well-known

mechanism of impact of temperature condition on behavior of hydrochemical and hydrobiological processes in water bodies has been confirmed. It is determined the close correlation between indexes of phytoplankton and water temperature. The estimation model of the urban water ecosystems state (on an example the Lake Kirilovskoye, sub-group of *streamside lake*) has been developed on the base a key index - dissolved oxygen in the water. The results of calculations have been confirmed by materials of field observations.

The complex of ecohydrological measures is worked out for the improvement of the state of water bodies of Kyiv that is based on basin methods and internal water approaches. It includes: 1) liquidation of sources or stopping of pollutants inflows together with a surface and underground flows from catchment territory; 2) increase in activity of external water exchange due to additional artificial inflow of waters and by clearing of small watercourse and riverbeds; 3) increase in activity of hydrodynamic processes by the change of morphometric characteristics of water bodies; 4) regulation of hydrodynamic processes by clearing of water area from the macrophytes and controlling of the further of their development; 5) establishment of aeration systems; 6) decline of toxic action of the polluted ground sediments by means of their burial (shielding) or removing.

The results of in-situ measurements and estimation of hydrological conditions, complex of ecohydrological measures can be drawn on at development of technical and economic assessments and programs related to the estimation the ecological state of the different types of water bodies of Kyiv. The offered estimation model can be used for forecast ecological state of urban water bodies and management of key factors functioning of their water ecosystems.

The key words: The water bodies (lakes, bays and ponds) of Kyiv, external water exchange, hydrodynamic processes, physical properties of water masses, ecological hydrology.

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА

Статті у фахових наукових виданнях України, в яких опубліковано основні наукові результати дисертації

1. Дараган С. В. Еколого-гідрологічні показники озера Райдужне (Київ) / С. В. Дараган // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Том 2 (23). – С. 75–84.

2. Дараган С. В. Озеро Синє – еколого-гідрологічні характеристики / С. В. Дараган // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Том 3 (24). – С. 145–150.

3. Тимченко В. М. Сменяемость воды в водоемах Киева / В. М. Тимченко, С. В. Дараган // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2014. – Т. 4 (35). – С. 49–57. (*Особистий внесок автора*: проведення натурних спостережень з метою уточнення морфометрії водойм, оцінка їх водного балансу та зовнішнього водообміну, участь у обговоренні та написанні статті).

4. Батог С. В. Гідродинамічна характеристика водойм м. Києва / С. В. Батог // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2015. – Т. 2 (37). – С. 55–68.

5. Жежеря В. А. Гідролого-гідрохімічна характеристика Китаївських ставків (м. Київ) / В. А. Жежеря, С. В. Батог, П. М. Линник, Т. П. Жежеря // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2015. – Вип. 267. – С. 64–81. (*Особистий внесок автора*: проведення натурних спостережень гідрофізичних характеристик та уточнення морфометрії водойм, відбір проб води та їх аналіз на вміст кисню, оцінка їх водного балансу та зовнішнього водообміну, математичне моделювання циркуляції вод, підготовка графічного матеріалу, участь у обговоренні та написанні статті).

Статті у наукових періодичних виданнях інших держав

6. Daragan S. V. Ecohydrology researches of some of Kyiv Lakes / Daragan S.V. // Anthropogenic and natural transformations of lakes. – 2012 – Vol. 6 – P. 59–65.

7. Timchenko V. M. Dynamics of Environmentally Significant Elements of Hydrological Regime of the Lower Dnieper Section // V. M. Timchenko, Ye. I. Korzhov, O. A. Guliayeva, **S. V. Batog** / Hydrobiological Journal. – 2015 – T. 51, Vol. 6 – P. 75–83. (*Особистий внесок автора: проведення збору та обробки вихідної інформації, побудова графіків та схем, участь у написанні статті*).

Статті у інших фахових наукових виданнях України

8. Меленчук Г. В. Показники якості водного середовища водойм м. Києва навесні 2010 року / Г. В. Меленчук, **С. В. Дараган** // Наук. записки Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія : Біологія. Спец. випуск : Гідроекологія. – 2010. – №2 (43). – С. 350–353. (*Особистий внесок автора: участь в натурних спостереженнях, відбір проб води та їхній аналіз на вміст кисню, участь у написанні статті*).

9. Тімченко В. М. Прогноз впливу можливої реконструкції Каховської ГЕС на екосистеми пониззя Дніпра та Каховського водосховища / В. М. Тімченко, О. О. Гуляєва, Є. І. Коржов, С. С. Дубняк, **С. В. Дараган**, Н. О. Іванова // Наук. записки Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. Спец. випуск : Гідроекологія. – 2015. – №3–4 (64). – С. 665–668. (*Особистий внесок автора: проведення збору та обробки вихідної інформації*).

Опубліковані наукові праці апробаційного характеру

10. **Дараган С. В.** Озеро Синє – еколого-гідрологічні характеристики / С. В. Дараган // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : Мат. 5-ої Всеукр. наук. конф. (м. Чернівці, 22-24 вересня 2011 р.). – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2011. – С. 78–79.

11. **Дараган С. В.** Еколого-гідрологічні дослідження озера Редьчине (Київ) / С. В. Дараган // Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решения: Мат. III науч. конф. (м. Херсон, 17–19 мая 2012 г.) – Херсон, 2012. – С. 332–336.

12. **Daragan S. V.** Ecohydrology researches of Kyiv Lakes / Daragan S.V. // Natural and anthropogenic transformations of lakes: Conference materials (Lagow Lubuski, 19–21 September 2012). – Poznan, 2012. – P. 33–34.

13. **Дараган С. В.** Эколого-гидрологическая характеристика Палладинских прудов (г. Киев – Урочище Феофания) // Географические и геоэкологические исследования в Украине и сопредельных территориях : сб. науч. ст. II Междунар. науч. конф. студентов, аспирантов и молодых учёных (г. Симферополь, 1–7 апреля 2013 г.) / под общ. ред. Б. А. Вахрушева. – Симферополь, 2013. – Т. 1. – С. 32–36.

14. **Дараган С. В.** Гідрологічні умови функціонування екосистем водойм Києва / С. В. Дараган // Актуальні проблеми сучасної гідроекології : мат. наук.-практ. конф. для молодих вчених присвячена 95-річчю НАН України (м. Київ, 5–6 листопада 2013 р.). – К., 2013. – С. 24–26.

15. **Дараган С. В.** Проточність водойм м. Києва / С. В. Дараган // Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології : мат. VI Всеукр. наук. конф. з міжн. участю (м. Дніпропетровськ, 20–22 травня 2014 р.). – Дніпропетровськ, 2014. – С. 86–88.р

16. **Дараган С. В.** Гідродинамічна характеристика водойм м. Києва / С. В. Дараган // Сучасна гідроекологія : місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем : зб. мат. наук.-практ. конф. присвячена 75-річному ювілею Інституту гідробіології НАН України (м. Київ, 2–3 квітня 2015 р.). – К., 2015. – С. 26–27.

17. **Батог С. В.** Гідрофізичні характеристики водних мас водойм м. Києва/ С. В. Батог // Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем : мат. III наук.-практ. конф. молодих вчених (м. Київ, 6–7 жовтня 2016 р.). – К., 2016. – С. 9–11.

18. Жежеря В.А. Гідроекологічна характеристика озер системи Опечень (м. Київ) / В. А. Жежеря, Г.М. Задорожна, **С. В. Батог**, Т.П. Жежеря // Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем : мат. III наук.-практ. конф. молодих вчених (м. Київ, 6–7 жовтня 2016 р.). – К.,

2016. – С. 20–23. (*Особистий внесок автора: участь у дослідженнях та аналізі їх результатів, написанні тез*).

19. **Батог С. В.** Розвиток еколого-гідрологічних досліджень в Україні та за кордоном / Метеорологія, гідрологія, моніторинг довкілля в контексті екологічних викликів сьогодення : мат. всеукр. конф. молодих вчених (м. Київ, 16–17 листопада 2016 р.) / Батог С. В. – К., 2016. – С. 7–9.

20. Тимченко В. М. Гидрологические аспекты определения интегральных показателей состояния пресноводных экосистем / В. М. Тимченко, О.А. Гуляева, О.П. Холодько, **С.В. Батог**, Н.А. Иванова // I Всеукр. гідрометеор. з'їзд з міжнар. участю : зб. тез доповідей Одеськ. держ. екол-й ун-т (м. Одеса, 22–23 березня 2017 р.) – Одеса, 2017. – С. 171–172. (*Особистий внесок автора: проведення збору інформації*).

21. **Батог С. В.** Визначення інтегрального показника стану екосистем водойм м. Києва / Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем : мат. IV Наук.-практ. конф. молодих вчених (м. Київ, 6–7 листопада 2017 р.) / Батог С.В. – К., 2017. – С. 9–11.

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації

22. Екологічний стан водних об'єктів урбанізованих територій. Китаївські ставки. / [П.М. Линник, В.А. Жежеря, **С.В. Батог** та ін.] – Ін-т гідробіології НАН України. – К. : Логос, 2015. – 76 с. (*Особистий внесок автора: проведення натурних спостережень гідрофізичних характеристик та уточнення морфометрії водойм, відбір проб води та їх аналіз на вміст кисню, оцінка їх водного балансу та зовнішнього водообміну, математичне моделювання циркуляції вод, підготовка графічного матеріалу, участь у обговоренні та написанні підпункту 2.1 і розділу 3, висновків та рекомендацій*).

ЗМІСТ

| | ст |
|--|----|
| ВСТУП | 16 |
| РОЗДІЛ 1. ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОЙМ КИЄВА | 22 |
| 1.1. Географо-гідрологічна характеристика регіону і водойм Києва | 22 |
| 1.2. Вивченість київських водойм | 31 |
| 1.3. Антропогенний вплив на міські водойми | 36 |
| 1.4. Відомості щодо класифікацій водойм | 48 |
| 1.5. Наявні та рекомендована класифікації водойм Києва | 54 |
| Висновки до першого розділу | 58 |
| РОЗДІЛ 2. ЕКОЛОГО-ГІДРОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ПРИ ОЦІНЦІ АБІОТИЧНИХ УМОВ ФОРМУВАННЯ СТАНУ ЕКОСИСТЕМ ВОДОЙМ КИЄВА | 59 |
| 2.1. Стан еколого-гідрологічних досліджень в Україні та за кордоном | 59 |
| 2.2. Екогідрологія – складова оцінки екологічного стану та якості водного середовища водойм | 66 |
| 2.3. Методичні аспекти оцінки ключових гідрологічних факторів функціонування екосистем водойм | 69 |
| 2.3.1. Водний баланс та зовнішній водообмін | 70 |
| 2.3.2. Внутрішньоводоймова динаміка | 73 |
| 2.3.3. Гідрофізичні властивості водних мас | 80 |
| 2.3.4. Донні ґрунти | 85 |
| Висновки до другого розділу | 86 |
| РОЗДІЛ 3. ЗОВНІШНІЙ ВОДООБМІН ЯК ОДИН ІЗ ПРОВІДНИХ ФАКТОРІВ ФОРМУВАННЯ ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА І СТАНУ ЕКОСИСТЕМ КИЇВСЬКИХ ВОДОЙМ | 88 |

| | |
|--|-----|
| 3.1. Водний баланс та водообмін гідрогенних водойм | 88 |
| 3.1.1. Природні, частково змінені водойми | 89 |
| 3.1.2. Антропогенно змінені водойми | 92 |
| 3.1.3. Стариці | 96 |
| 3.1.4. Затоки | 102 |
| 3.2. Водний баланс та водообмін штучних водойм | 108 |
| 3.2.1. Ставки | 108 |
| 3.2.2. Кар'єри | 116 |
| Висновки до третього розділу | 122 |
| РОЗДІЛ 4. ЕКОЛОГІЧНО ЗНАЧУЩІ ЕЛЕМЕНТИ | |
| ГІДРОДИНАМІКИ ВОДОЙМ КИЄВА | 124 |
| 4.1. Течії та їх режим | 124 |
| 4.2. Перемішування водних мас | 131 |
| 4.3. Хвильові процеси | 134 |
| 4.4. Рівневий режим | 136 |
| Висновки до четвертого розділу | 142 |
| РОЗДІЛ 5. ГІДРОФІЗИЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ВОДНИХ | |
| МАС ТА ДОННИХ ҐРУНТІВ КИЇВСЬКИХ ВОДОЙМ | 144 |
| 5.1. Температурний режим | 144 |
| 5.2. Завислі речовини | 153 |
| 5.3. Оптичні властивості водних мас | 154 |
| 5.4. Донні ґрунти | 156 |
| Висновки до п'ятого розділу | 161 |
| РОЗДІЛ 6. ВПЛИВ ГІДРОЛОГІЧНИХ ФАКТОРІВ НА | |
| КОМПОНЕНТИ ЕКОСИСТЕМ ВОДОЙМ КИЄВА ТА | |
| ЙМОВІРНІ ЗАХОДИ ЩОДО ЇХ РЕГУЛЮВАННЯ З МЕТОЮ | |
| СТАБІЛІЗАЦІЇ ТА ПОКРАЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ | 162 |

| | |
|---|-----|
| 6.1. Вплив зовнішнього водообміну на біотичну складову екосистем водойм Києва | 162 |
| 6.2. Вплив внутрішнього водообміну на самоочисні процеси у водоймах різного типу | 168 |
| 6.3. Вплив гідродинамічних процесів на розподіл гідробіонтів | 174 |
| 6.4. Вплив температурного режиму на вертикальний розподіл розчиненого кисню та розвиток фітопланктону | 176 |
| 6.5. Методичні аспекти оцінки впливу гідрологічних факторів на стан екосистем та якість води водойм Києва | 182 |
| 6.6. Заходи по регулюванню стану водойм Києва та якості їх вод шляхом зміни гідрологічних умов | 193 |
| Висновки до шостого розділу | 207 |
| ВИСНОВКИ | 209 |
| СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ | 212 |
| ДОДАТОК Список публікацій за темою дисертації | 246 |

ВСТУП

Актуальність теми. З розвитком великих міст все актуальнішими стають проблеми погіршення якості водних мас у водоймах, зумовлені переважно антропогенною діяльністю. Такі процеси відбуваються, зокрема, і у водоймах Києва.

Унікальною особливістю міста Київ є його розташування на межі трьох орографічних областей (Придніпровської височини, Поліської та Придніпровської низовин) та двох природних зон (мішаних лісів та лісостепу). Це зумовило формування складної гідрографічної мережі, яка на сьогодні нараховує більше 400 водних об'єктів.

Київські водойми зазнавали та продовжують зазнавати істотних штучних перетворень. Так, у більшості з них було змінено морфометричні параметри та конфігурацію берегової лінії внаслідок штучного поглиблення і розширення улоговин, або, навпаки, наміву прибережних територій. Під впливом господарських заходів і загальної урбанізації відбуваються значні зміни елементів водного балансу водойм (перш за все, притоку поверхневих і підземних вод). Така антропогенна діяльність безпосередньо відображається на елементах гідрологічного режиму міських водойм – зовнішньому водообміні, внутрішньоводоймових процесах, гідрофізичних властивостях водних мас і донних ґрунтів, від яких значною мірою залежить стан їх екосистем та якість води. Тому дослідження гідрологічних умов є принципово важливим етапом екологічного оцінювання та прогнозування стану водойм Києва.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Наукові результати, викладені в дисертаційній роботі, отримано під час проведення досліджень в Інституті гідробіології НАН України за участі автора як безпосереднього виконавця 2-х держбюджетних та 9-ти госпдоговірних тем: № 113 «Трансформація біорізноманіття та біоресурсного потенціалу

екосистем рівнинних водосховищ в умовах глобальних кліматичних змін і розвитку біологічної інвазії» (ДР № 0111U000077, 2011–2015 рр.); № 133 «Концептуальні підходи до розробки методів управління станом водних техно-екосистем енергетичних об'єктів» (ДР № 0116U003553, 2016–2018 рр.); № 12/2010 «Оцінка седиментаційного режиму та донних відкладів Київського водосховища» (ДР № 0111U008309, 2010 р.); № 14/2014 «Оцінка стану екосистеми затоки Осокорки та прилеглої до неї частини русла Дніпра (до Південного мосту) при існуючому і перспективному її використанні» (ДР № 0114U007031, 2014 р.); № 5/2017 «Сучасний стан екосистеми водойми Нижній Тельбін та оцінка перспектив її використання» (ДР № 0117U004898, 2017 р.); № 14/2017 «Розробка режиму експлуатації річки Стрижень у м. Чернігові» (ДР № 0117U007286, 2017 р.); № 27/2017 «Натурні екологічні дослідження водної системи масиву Конча-Заспа» (ДР № 0117U001984, 2017 р.) та ін.

Мета і завдання дослідження.

Мета роботи полягає у визначенні та оцінці основних гідрологічних чинників функціонування екосистем водойм Києва та розробці рекомендацій щодо їх регулювання з метою покращення екологічного стану та якості водного середовища.

Завдання:

- оцінити складові водного балансу та визначити показники зовнішнього водообміну водойм Києва, як найбільш важливі чинники впливу на стан їх екосистем;
- дослідити внутрішньоводоймові гідродинамічні процеси, які впливають на умови функціонування екосистем озер, заток і ставків Києва;
- дослідити екологічно значущі гідрофізичні характеристики водних мас;
- визначити механізми впливу гідрологічних процесів на абіотичні та біотичні компоненти екосистем міських водойм;
- адаптувати існуючу математичну модель оцінки стану екосистем за

ключовим показником (вміст розчиненого у воді кисню) для водойм Києва;

- розробити рекомендації щодо регулювання гідрологічного режиму водойм різного типу з метою покращання їх екологічного стану та якості водного середовища.

Об'єктом досліджень є водойми Києва.

Предметом досліджень є гідрологічні умови функціонування екосистем водойм Києва.

Методи досліджень ґрунтуються на методичних принципах загальної гідрології, лімнології, гідрохімії, гідроекології та гідробіології. Для обробки матеріалів, отриманих під час натурних досліджень, застосовувались загальноприйняті розрахункові, лабораторні методи та графічні комп'ютерні програми (Microsoft Office 2003 та 2016, Golden Software Surfer 7.0, Corel Draw X3, AutoCAD 2010). Розрахунки параметрів течій здійснювались за математичною моделю А. І. Фельзенбаума [238].

Наукова новизна отриманих результатів полягає у тому, що гідрологічні процеси у різнотипних водоймах Києва розглядаються як абіотичні чинники функціонування їх екосистем. До найвагоміших досягнень автора належать наступні положення і розробки дисертації:

вперше:

- розроблено типізацію водойм Києва за генезисом і ступенем антропогенних змін;
- визначено та оцінено ключові елементи гідрологічного режиму, що формують умови функціонування екосистем водойм Києва;
- оцінено водний баланс та зовнішній водообмін як один із визначальних факторів функціонування екосистем водойм різного типу;
- проведено кількісну оцінку основних елементів внутрішньоводоймової динаміки (вітрових і стокових течій, перемішування, хвильових процесів, коливання рівня води) міських водойм та визначено механізми її впливу на розподіл планктонних організмів, зокрема фітопланктону;

- визначено основні особливості термічного режиму та оптичних властивостей водних мас водойм різного типу;
- адаптовано існуючу математичну модель оцінки стану водних екосистем за ключовим показником (вмістом розчиненого у воді кисню) для київських водойм;
- розроблено рекомендації щодо комплексу заходів із поліпшення екологічного стану водойм Києва та якості їх водного середовища шляхом регулювання гідрологічних умов.

Удосконалено:

- розрахункові методи оцінки змін рівня води у водоймах Києва, розташованих на заплаві Дніпра, в період весняного водопілля.

Набули подальшого розвитку:

- методи оцінки водного балансу та зовнішнього водообміну міських водойм різного типу;
- підходи до вивчення механізмів впливу гідрологічних умов на кисневий та температурний режими водойм Києва;
- способи оцінки внеску динамічних процесів у самоочищенні міських водойм;
- методичні підходи до регулювання гідрологічного режиму водойм Києва з метою покращання їх екологічного стану та якості водного середовища.

Практичне значення отриманих результатів. Наукові висновки та рекомендації дисертації можуть бути використані при проектних та науково-дослідних роботах, пов'язаних з оцінкою екологічного стану водойм Києва та плануванням заходів із його покращання.

Особистий внесок здобувача полягає у проведенні натурних досліджень на 28 водоймах Києва за період 2009–2016 рр., виконанні розрахунків та математичного моделювання з метою оцінки основних гідрологічних показників. Огляд та узагальнення літературних даних, обробку та первинний аналіз отриманих результатів автором виконано

особисто. Постановка мети, основних завдань, обговорення та узагальнення результатів дослідження, формулювання висновків проведено спільно з науковим керівником. З наукових праць, опублікованих у співавторстві, використано лише ті положення та ідеї, які належать особисто автору, про що вказано у переліку наукових праць.

Апробація результатів дослідження. Основні положення дисертаційної роботи доповідалися і обговорювалися на наукових конференціях і з'їздах: V з'їзді Гідроекологічного товариства України (м. Житомир, 2010 р.); 5-й Всеукраїнській науковій конференції «Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія» (м. Чернівці, 2011 р.); Міжнародній науковій конференції «Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решения» (м. Херсон, 2012 р.); Міжнародній лімнологічній конференції “Natural and Anthropogenic Transformations of Lakes” (м. Лагов Любускі, Польща, 2012 р.); Молодіжній науковій конференції «Географические и геоэкологические исследования в Украине и сопредельных территориях» (м. Сімферополь, 2013 р.); Науково-практичній конференції для молодих вчених, присвяченій 95-річчю НАН України, «Актуальні проблеми сучасної гідроекології» (м. Київ, 2013 р.), VI Всеукраїнській науковій конференції з міжнародною участю «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології» (м. Дніпропетровськ, 2014 р.), Науково-практичній конференції молодих вчених, присвяченій 75-річчю заснування Інституту гідробіології НАН України, «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (м. Київ, 2015 р.), VII з'їзді Гідроекологічного товариства України (м. Київ, 2015 р.), Всеукраїнській конференції молодих вчених «Метеорологія, гідрологія, моніторинг довкілля в контексті екологічних викликів сьогодення» (м. Київ, 2016 р.), III Науково-практичній конференції молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (м. Київ, 2016 р.), Першому Всеукраїнському гідрометеорологічному з'їзді (м. Одеса, 2017 р.), IV Науково-практичній конференції молодих вчених

«Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (м. Київ, 2017 р.).

Публікації. За матеріалами досліджень опубліковано 22 наукові праці, у тому числі 5 статей у фахових виданнях, рекомендованих МОН України (серед яких 3 одноосібні), 2 статті у закордонних наукових фахових періодичних виданнях, 2 статті у інших наукових виданнях, одна брошура у співавторстві, 12 матеріалів і тез доповідей всеукраїнських і міжнародних наукових конференцій.

Структура та обсяг дисертації. Робота складається із анотації, вступу, шести розділів, висновків, списку використаних джерел та додатку. Дисертація обсягом 249 сторінок, містить 186 сторінок основного тексту, 110 рисунків, 20 таблиць та 1 додаток на 4 сторінках. Список використаних літературних джерел налічує 331 найменування, з них 47 латиницею.

РОЗДІЛ 1

ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОЙМ КИЄВА

1.1. Географо-гідрологічна характеристика регіону і водойм Києва

Рельєф. Територія м. Києва розташована на Східно-Європейській рівнині на межі природно-географічних зон мішаних лісів та лісостепу. Ця місцевість достатньо зволожена і відзначається досить розвинутою гідрографічною мережею. На території міста, за даними Державного комунального підприємства (ДКП) «Плесо», нараховується близько 430 водних об'єктів загальною площею майже 23,5 км² [66; 253]. До їх складу входять 129 озер, 102 ставки, 24 затоки, 2 протоки, 43 невеликі штучні водойми, 27 каналів, 9 річок, 28 струмків та 32 джерела [38; 39]. На рис. 1.1 представлено схему розташування деяких з них. Одним із найбільших водних об'єктів міста є р. Дніпро, стік якого зарегульовано Канівським водосховищем.

За морфометричними характеристиками водойми Києва досить різні. Площа їх водного дзеркала коливається від 0,0025 до 1,86 км², об'єми – 0,003–19,3 млн. м³. Середня глибина варіює від 0,85 до 15 м, максимальна – від 1,85 до 28 м.

Більша частина заплавних міських водойм знаходиться на сформованому алювіальними відкладами лівобережжі, решта – на правобережжі Дніпра. Ці водойми виникли у процесі багатовікового зміщення русла річки. На правобережжі Дніпра, більша частина якого характеризується вододільно-яружним типом рельєфу, знаходяться також водойми, які виникли в кар'єрах або в результаті перегороджування малих водотоків.



Рис. 1.1. Схема розташування основних водойм м. Києва

Територія Києва знаходиться на межі трьох орографічних областей: Придніпровської височини, Поліської та Придніпровської низовин (рис. 1.2) [101].

У межах Придніпровської височини, що включає Київське плато, сформувалися центральна та південно-західна частини міста. Ця височина

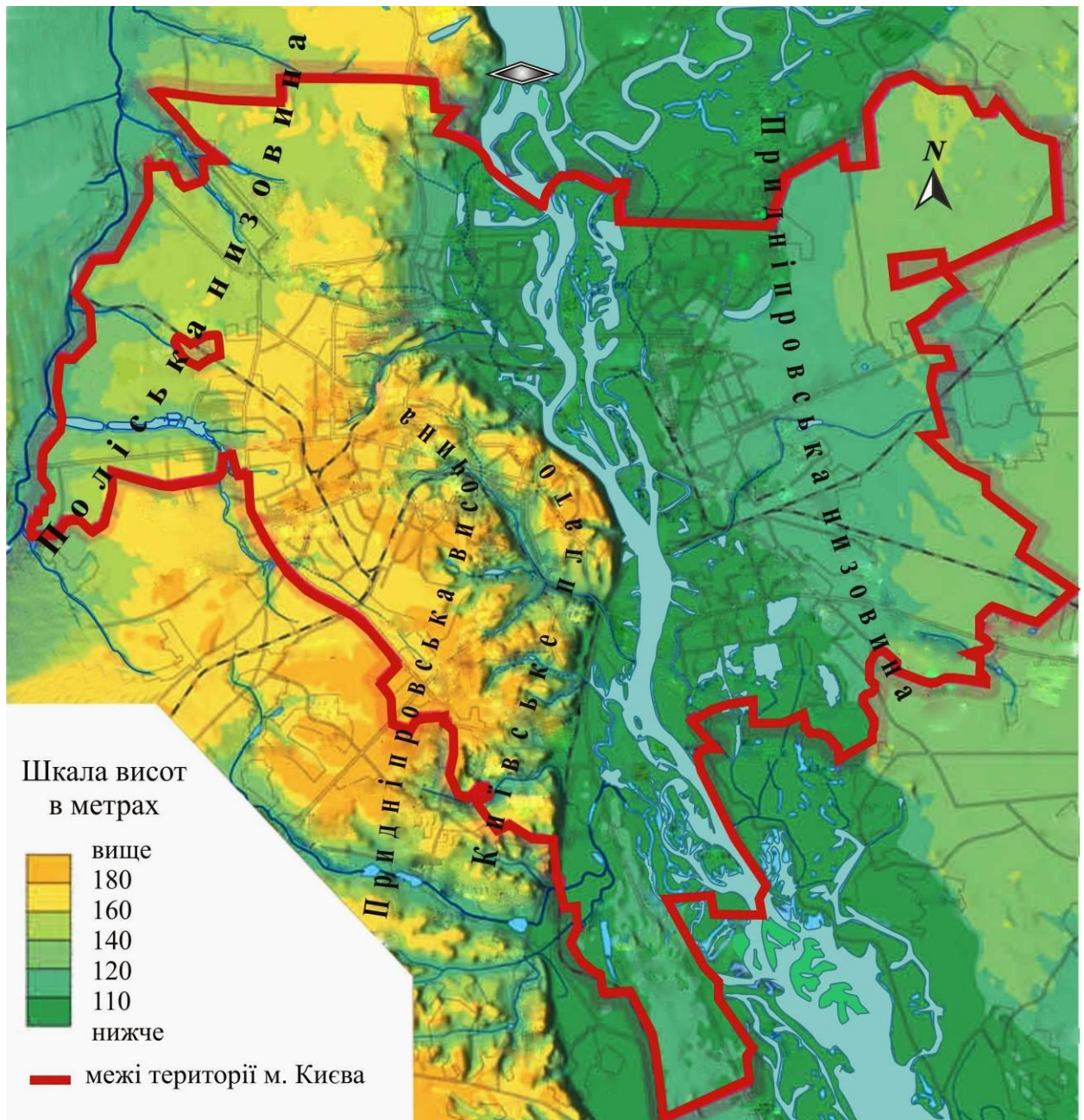


Рис. 1.2. Фізико-географічна схема м. Києва

характеризується незначним похилом у західному напрямку. Максимальні значення висот досягають 170–175 та 190–196 м над рівнем моря. Поверхня цієї території відзначається досить глибоким та густим ерозійним розчленуванням до 80 м. Такий рельєф зумовив можливість існування тут невеликих водотоків (річок Либідь, Совка, струмків Горіхуватка, Голосіївський, Китаївський та ін.), на руслі яких в результаті штучного перегороджування їх долин створено ставки: Совські, Горіхуватські,

Дідорівські, Китаївські та Палладінські [73]. Крім цього, тут зосереджені водойми, що виникли на місці кар'єрів. Одним із таких водойм є оз. Глинка, яке виникло в результаті видобутку глини. В цілому, в межах цієї орографічної області нараховується близько 170 водних об'єктів.

Поліська низовина (Київське Полісся), що включає західну і північно-західну частини міста, представляє собою слабо розчленовану хвилясту морено-зандрову рівнину. Формування її рельєфу зумовлено водно-льодовиковими процесами. Абсолютні відмітки цієї низовини варіюють від 140 до 190 м БС (Балтійської системи висот). Величина вертикального ерозійного розчленування низовини становить 20–30 м [73]. У межах цього району знаходиться більше 100 водних об'єктів. Одними з найбільших водотоків на Поліській низовині є річки Горенка, Котурка, Любка, Нивка та Сирець, в долинах яких також створено значну кількість невеликих ставків. Тут також зосереджуються безстічні озера Синє та Голубе.

Східна, північно- та південно-східна частини міста зосереджені в межах Придніпровської низовини. Ця орографічна область являє собою алювіальну рівнину з надзаплавними терасами, сформованими акумулятивною та ерозійною діяльністю Дніпра. Відмітки її висот становлять 90–125 м БС. В процесі багатовікового зміщення русла Дніпра, обумовленого планетарними процесами, виникла значна частина сучасних заплавних водойм. На сьогодні тут зосереджено більше 150 водних об'єктів. Зокрема це озера лівобережжя: Райдужне, Тельбін, Вирлиця, Прірва, Сонячне, Тягле, Небріж, та затоки: Десенка, Довбичка, Берковщина, Осокорки та ін.

У північній, центральній та південній частинах міста на правобережній заплаві Дніпра знаходяться озера системи Опечень (Мінське, Лугове, Пташине, Богатирське, Кирилівське, Йорданське), озера Редьчине, Центральне, Вербне та затоки Верблюд, Собаче Гирло, Оболонь, Київська Гавань, Славутич, озера Видубицьке, Конча та Заспа, рукав Коник, затока Старик та ін.

Геологічна будова та гідрологічні умови. Характеристики міських водних об'єктів значною мірою залежать від геологічних особливостей території. Поверхня центральної частини території міста сформована лесови-

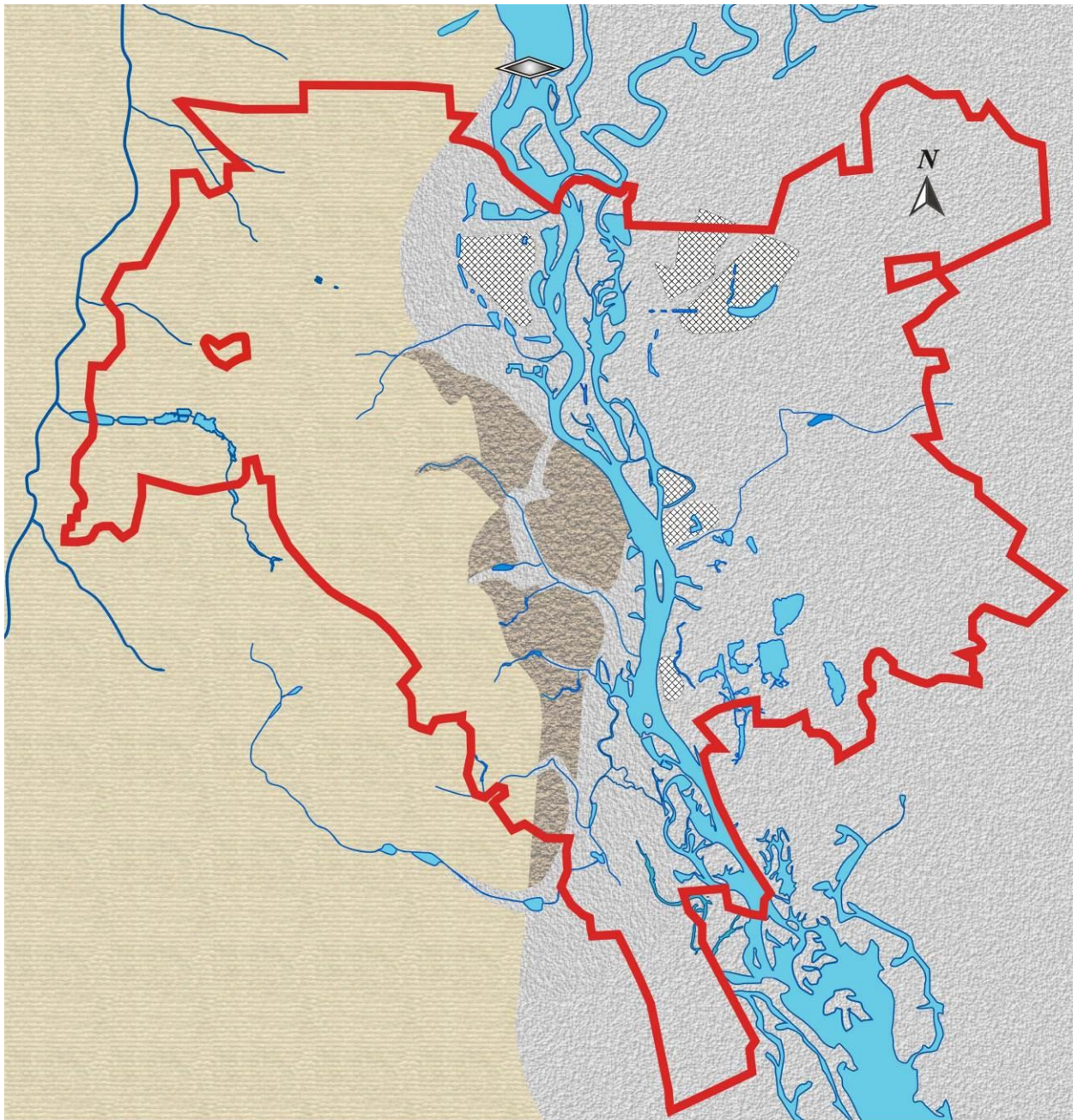







Рис. 1.3. Схема геоморфологічних областей м. Києва [59]

Умовні позначки:

- | | |
|--|---|
|  – морено-задрова рівнина; |  – площі наміву; |
|  – лесове плато; |  – межі міста; |
|  – заплава та надзаплавні піщані тераси Дніпра. | |

ми ґрунтами (рис. 1.3), що зосереджуються в межах Придніпровської височини, зокрема Київського плато та вододілів річок Дніпро й Либідь [59;

15]. Потужність пласту лесових ґрунтів може становити 5–20 м. Вони складені лесовими, суглинистими та легкосуглинистими ґрунтами.

В результаті вирубки лісів тут змінилися умови зволоження лесових ґрунтів. Це призвело до прискорення ерозійних процесів, зсувів та обвалів. Додатковим фактором порушення режиму вологи стала забудова території, у процесі якої було засипано значну кількість ярів та балок, долин малих водотоків тощо [73].

На правобережних схилах Дніпра та на його притоках поширені делювіальні відклади. Їх потужність сягає 20 м. З вирубкою лісу ці відклади набули високої рухливості. Для їх стабілізації проведено численні комплексні заходи: насадка лісу, створення набережної, підпірних стінок, дренажних систем, водостоків тощо.

Поверхня морено-зандрової рівнини сформована льодовиковими відкладами. Льодовиковий комплекс складають надморенні флювіогляційні піски, моренні та валунні суглинки, підморенні водно-льодовикові піски, супіски, алеврити. Їх потужність на різних ділянках становить 2–26 м. Ці відклади формують водоносний горизонт, який розділяється мореною на підгоризонти. Водовмісними є також і флювіогляційні піски, в товщі яких зустрічаються лінзи суглинків. Потужність горизонту льодовикових відкладів становить 0,5–36 м, глибина залягання 0,4–32 м. Дебіт свердловин у цих ґрунтах 0,35–2,9 л/сек. Розвантаження схилів відбувається джерелами, дебіт яких становить 0,01–1,5 л/сек [59]. Завдяки таким властивостям цих ґрунтів забезпечується живлення озер Синє та Голубе, а також малих річок Катурка, Горенка, Нивка та ін. Русло, заплава, надзаплавні тераси Дніпра та його приток сформовані алювіальними відкладами. Вони представлені переважно різнозернистими пісками, супісками, суглинками, глинами, гравієм та галькою. Потужність алювіальних відкладів від 3 до 70 м. Ці піски характеризуються досить доброю водопроникністю (фільтраційними властивостями), завдяки чому забезпечується живлення заплавних водойм

підземними та поверхневими водами. Швидкість фільтрації вод в них становить 5–30 м/доба.

На правобережжі Дніпра породи залягають у такій послідовності: бурі та рябі глини, полтавські та харківські піски, київський мергель, буцацько-канівські піски (рис. 1.4).

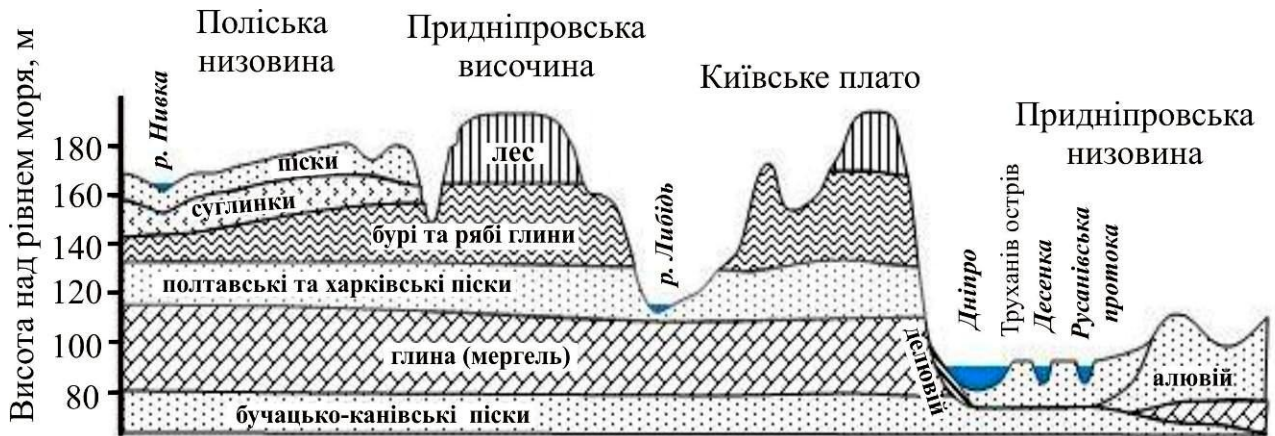


Рис. 1.4. Вертикальний геологічний розріз території м. Києва із заходу на схід

Бурі глини характеризуються водонепроникними властивостями. Вони виходять на схилах правобережжя Дніпра, прорізаних правими його притоками. Їх висотні відмітки становлять 150–170 м БС або 60–80 м над рівнем Дніпра. В товщі цих глин для перехоплення першого водоносного горизонту та запобігання зсувів прокладено присхиліві штольневі дренажі.

Рябі глини розташовані в межах висотних відміток від 140 до 160 м БС. За властивостями ці глини дуже гідрофільні, в результаті чого відбуваються їх зсуви.

Полтавські піски є стійкими породами. Їх абсолютні відмітки становлять 120–145 м БС. Потужність пласту – 5–30 м.

Нижче залягають харківські піски. Вони знаходяться у межах висотних відміток від 115 до 125 м БС. В товщі шару цих пісків формується другий водоносний горизонт. Потужність його складає 5–6 м, інколи 12 м. Коефіцієнт фільтрації – 0,1–4,1 м/доба. Розвантаження підземних вод із цих пісків відбувається через джерела схилів річок.

Київський мергель, або так звана «блакитна глина», залягає в межах 85–110 м БС. Потужність цих глин варіює від 7 до 42 м. Ці ґрунти використовуються як основа споруд при навантаженнях під фундаменти. У товщі шару цих глин закладено київський метрополітен.

Нижче залягають бучацько-канівські піски, розповсюджені на всій території міста. Їх потужність становить 7–45 м. Дрібно- та середньозернисті піски формують водоносний горизонт, безпосередньо пов'язаний з алювіальними водами Дніпра [59].

На лівобережжі Дніпра, за виключенням його долини, нижче алювіальних відкладів залягають пласти київського мергелю. Наступним шаром порід є бучацько-канівські піски.

Кліматичні умови. Територія м. Києва характеризується помірно континентальним кліматом з відносно м'якою зимою та жарким літом [109].

Середня тривалість сонячного сяння становить 1840 годин або 45% від вірогідного. Найменша – у грудні (32 годин або 14% від вірогідного), найбільша – у липні (287 годин або 62% від вірогідного). Річні значення сумарної сонячної радіації за нормальних умов хмарності становлять в середньому 4020–4050 МДж/м².

Протягом року в м. Києві та його околицях переважаючими напрямками вітру є західні та північні, що становлять, відповідно, 17,7 і 13,6% від загальної повторюваності (рис. 1.5). Переважаючим є вітер зі швидкістю 2–5 м/с, повторюваність якого становить 60,2%.

Повторюваність вітру зі швидкістю 0–1 м/с значно менша – 34,8%. Більш сильні вітри спостерігаються рідко: зі швидкістю 6–9 м/с – 4,6%, понад 10 м/с – менше 0,5 % [109]. Середня за рік швидкість вітру в місті дорівнює 2,4 м/с, за містом (Бориспіль) – 3,4 м/с. Найбільша середньомісячна

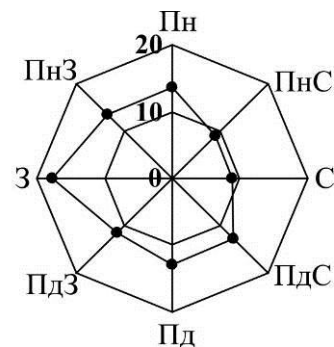


Рис. 1.5. Повторюваність напрямку вітру в районі Києва, % [109]

швидкість вітру відзначається взимку (2,7–2,9 м/с), найменша – влітку (2–2,2 м/с) (рис. 1.6).

Середня річна температура повітря в місті складає $+8\text{ }^{\circ}\text{C}$, середня температура повітря найбільш теплого місяця (липня) $+19,8\text{ }^{\circ}\text{C}$, найбільш холодного (січня) – $4,7\text{ }^{\circ}\text{C}$. За багаторічними даними [109], абсолютний максимум температури в Києві спостерігався в 1936 році ($+39,4\text{ }^{\circ}\text{C}$), абсолютний мінімум – в 1950 році ($-32,9\text{ }^{\circ}\text{C}$).

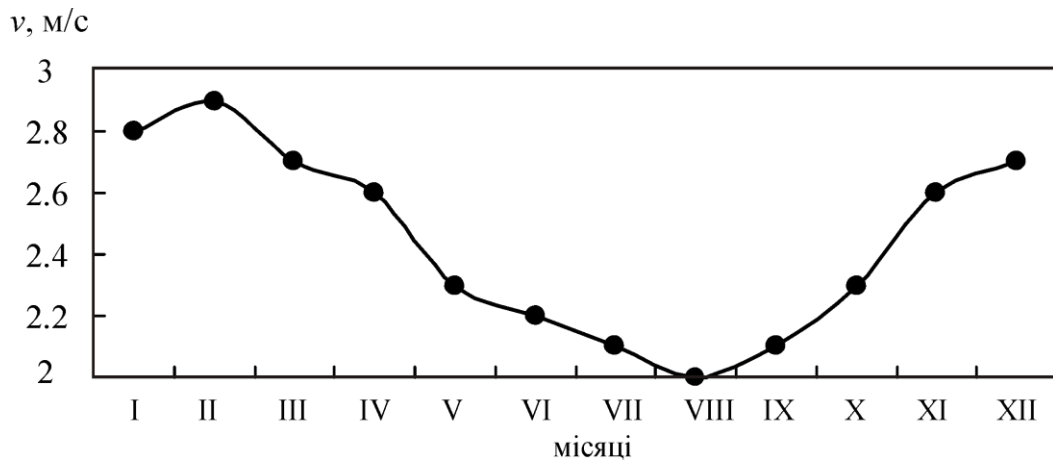


Рис. 1.6. Річний хід середньомісячної швидкості вітру (м/с) в Києві (за даними спостережень м/с Київ)

Низькі температури повітря відзначаються в період з грудня по лютий. Середня кількість днів з температурою нижче $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ складає 136 на рік. Кількість днів з температурою повітря нижче $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ становить 40. Ймовірність мінімальної температури повітря нижче $-25\text{ }^{\circ}\text{C}$ не перевищує 50%. З 90-х років 20-го століття простежується тенденція до зменшення числа днів з низькою температурою.

Середня дата першого заморозку припадає на 18 жовтня, середня дата припинення весняного заморозку – 12 квітня. Безморозний період триває в середньому 188 днів.

Найбільша глибина промерзання ґрунту, яка спостерігається в лютому, становить 65–85 см. Період промерзання складає 135–150 днів. Тривалість періоду з позитивними значеннями температур у холодні роки становить 110–130 днів, у теплі – 200–270 днів.

В районі Києва за рік випадає 640–650 мм атмосферних опадів [109]. Взимку їх кількість складає в середньому 133 мм, навесні – 142, влітку – 223, восени – 143 мм. Максимальна кількість опадів припадає на липень, мінімальна – на жовтень та березень (рис. 1.7). Опади у вигляді дощу відзначають у 70 % випадків. Сніговий покрив формується звичайно в другій половині грудня, досягаючи висоти 20–30 см, і утримується від 60 до 130 діб. У другій половині лютого – першій половині березня сніг сходить. У зимовий період мають місце короткочасні відлиги.

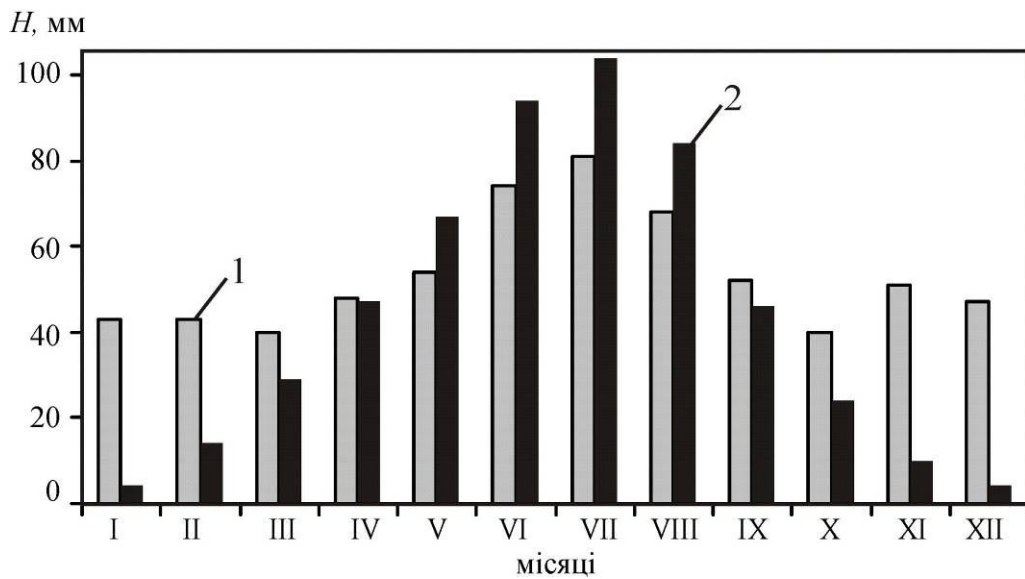


Рис. 1.7. Середньомісячні величини шару опадів (1) та випаровування (2) в районі м. Києва [109]

Річний шар випаровування в районі міста складає 520–530 мм. В зимовий період на території міста він складає 22 мм, у весняний – 143, у літній – 282, в осінній – 80 мм. Максимальні місячні значення відзначаються у червні-липні, мінімальні – у грудні-січні.

1.2. Вивченість київських водойм

Вивченість водойм Києва нерозривно пов'язана з розвитком гідроекології та екологічної гідрології, які дозволяли вирішити складні проблеми та поставлені задачі.

В історії досліджень континентальних водойм України, в тому числі водойм Києва, виділяють декілька етапів, які характеризуються пріоритетністю проблем, відповідних їм напрямів, ускладненням концептуальних і методологічних підходів, розширенням методичного арсеналу [42].

Перші дослідження водойм Києва припадають на початок 70-х років XIX-го століття. Вони проводилися членами Київського товариства любителів природи, яке було започатковане у 1869 р. при Київському університеті. Результати цих досліджень, зокрема відомості про мікрофлору та фауну водойм в околицях Києва і Київської губернії були опубліковані у “Записках Киевского общества естествоиспытателей”.

Більш детальні дослідження водойм Києва, що проведені у період з *1909 по 1939 рр.*, були пов’язані зі створенням першої в Україні річкової біологічної станції, яка локалізувалася на Трухановому острові. Особливу увагу було звернено на водойми, розташовані:

– на правому березі Дніпра, зокрема Китаївські, Голосіївські та Совські ставки, озера Кадетського гаю, соснового лісу Боярки, Святошина, від Пущі-Водиці до Межигір’я;

– в долині Дніпра із заплавами луками: стариці, що втрачали влітку прямий зв’язок з Дніпром (від Межигір’я до Жукового острова); заплавні водойми на Трухановому острові та нижче Китаєва, затоки та рукави (Чорторій, Десенка, протока Довбичка);

– на лівому березі Дніпра, який відзначався заплавами водоймами (наприклад, озера Дарницьке та Рибне) та болотами (наприклад, Плеховатське болото, болото Биківня).

Результати гідробіологічних, орнітологічних, іхтіологічних та паразитологічних досліджень, отриманих співробітниками станції, були опубліковані у двох томах праць «Труды Днепровской биологической станции» (1914, 1915).

У післявоєнний період наукова тематика Дніпровської гідробіологічної станції була направлена на вивчення типологічних та регіональних особливостей Дніпра і його заплавних водойм, закономірностей живлення і росту риб, питань санітарної гідробіології, гідрохімії. Результати цих спостережень опубліковані у періодичних виданнях: «Збірник праць Дніпровської біологічної станції» (1926–1931 рр.) та «Труди гідробіологічної станції» (1934–1940 рр.) [42].

Розвиваючи комплексні лімнологічні та іхтіологічні дослідження, вчені Гідробіологічної станції розширили вивчення гідрологічного та гідрохімічного режиму Середнього Дніпра у зв'язку з майбутнім зарегулюванням його стоку. Крім цього, паралельно проводилися спостереження на заплавних водоймах, зосереджених в межах та околицях Києва (озера Підбірне, Конча, Заспа, Циганське, Матвіївська затока та ін.). На цих водоймах було вивчено морфологічні характеристики та термічний режим [136], вищу водну рослинність [84], фітопланктон [188], зоопланктон [197], бентос [260] та іхтіофауну [21; 158].

У період з 1940 по 1959 рр. основна проблематика досліджень була пов'язана з вивченням рибопродуктивності природних та штучних водойм з метою забезпечення потреб країни у харчових продуктах. Зусилля науковців були спрямовані на розробку питань інтенсифікації рибного господарства, що базувалися на фундаментальних та прикладних іхтіологічних дослідженнях. В цей період також проводилося поглиблене вивчення гідрології, гідрохімії, флори, фауни безхребетних, видового складу, біології та чисельності популяції промислових риб басейну Дніпра та Південного Бугу.

У зв'язку з необхідністю реконструкції та відновлення ставкового рибного господарства визначався екологічний стан штучних водойм Києва, зокрема Мишоловських, Дідорівських та Святошинських ставків, ставків на річках Горенька та Катурка, ін. [118; 247], які у подальшому використовувалися для вирощування та розведення цінних видів риб.

Наприкінці 1950-х і до кінця 1970-х років надзвичайної актуальності набула проблема водозабезпечення населення, промисловості, сільського господарства, яку було вирішено шляхом зарегулювання стоку Дніпра. Було побудовано шість водосховищ, наймолодше з них – Канівське (1974–1976 рр.). Таке антропогенне втручання спричинило зміну гідрологічних умов, і як наслідок гідробіологічних показників. Для задоволення зростаючих потреб у водних ресурсах у ті роки розроблялись альтернативні водогосподарські проекти.

Гідроекологічні дослідження, що проводилися у період з 1980 по 1991 рр., були пов'язані з необхідністю оцінки впливу на водні екосистеми природних та антропогенних абіотичних чинників. У цей період з'являються наукові роботи, в яких представлені результати досліджень санітарно-гідробіологічного стану київських міських водойм: Корчуватих ставків [271] та озер системи Опечень [11].

Період з 1991 р. і до сьогодні є етапом розробок екосистемного підходу до оцінки стану водних об'єктів та стратегії збереження їх біологічного різноманіття. Досвід багаторічних світових та вітчизняних досліджень екосистем різнотипних водойм став ключовим у формуванні концептуальної методології та методичної бази таких гідроекологічних досліджень [141].

В цей період увага вчених звернена на екологічний стан водойм в умовах посиленого антропогенного навантаження. Можна виділити роботи, присвячені вивченню екологічного стану водойм Києва за основними гідробіологічними показниками: бактеріопланктоном [44; 280], фітопланктоном та фітоепіфітоном [113; 116; 257; 274], макрофітами [46; 91; 199; 255] та визначенню їх флористичного складу [66; 67; 94]. Вивчено видовий склад водних безхребетних (зоопланктон, макрзообентос, тощо) [12; 67; 126; 174; 279] та іхтіофауни [45; 66; 122; 262]. Досліджено просторово-часову динаміку фітопланктону [66; 67; 205; 269], його взаємозв'язок з вищою водною рослинністю [117] та роль у формуванні

біопродуктивності водойм Києва [272], продукційно-деструкційні процеси фітоепіфітону [248].

Невід'ємною складовою гідроекологічних досліджень водойм є вивчення гідрохімічних показників водних мас. Зокрема вченими Інституту гідробіології НАН України та Київського національного університету імені Тараса Шевченка досліджено динаміку вмісту важких металів (залізо, алюміній, хром тощо), біогенних (кремній, азот, фосфор тощо), органічних та інших хімічних речовин у воді міських водойм [67; 88; 115; 123; 129; 130; 149; 198; 252; 253].

Об'єктивним показником екологічного стану будь-якої водойми є структура гідробіонтів. Тому при дослідженні різнотипних водойм Києва проводилась паралельна оцінка основних гідробіологічних та гідрохімічних (розчинений у воді кисень, біогенні та органічні речовини) показників. На основі результатів досліджень оцінено ступінь антропогенного навантаження та вплив різних факторів на функціонування водних екосистем [67; 114; 115; 172; 187; 192; 256; 268; 273; 281].

Зі зростанням антропогенного навантаження та зміною радіологічного стану, спричиненого аварією на Чорнобильській АЕС, активізувалися еколого-токсикологічні та радіоекологічні дослідження водних об'єктів Києва [10; 67; 73; 108]. Особлива увага вчених була звернена на вміст та концентрацію пестицидів, важких металів, нафтопродуктів, загальних фенолів, синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР), радіонуклідів (^{137}Cs , ^{90}Sr) у воді та донних відкладах міських водойм, накопичення їх фітоепіфітоном та макрофітами, в органах і тканинах молюсків, риб тощо [66; 67; 107; 110; 112; 131; 206]. Крім цього, було визначено цитогенетичні показники аборигенних видів вищих водних рослин літоралі в якості біомаркерів радіонуклідного забруднення водойм [261].

Вченими Інституту гідробіології НАН України проведено оцінку екологічного стану екосистем водойм Києва з використанням методів біоіндикації та біотестування [106; 164; 191; 248].

Відносно вивчення гідрологічних умов функціонування екосистем водойм Києва та їх впливу на абіотичні і біотичні компоненти існує досить невелика кількість робіт. Серед них роботи, в яких представлені результати гідрологічних та гідробіологічних досліджень київської ділянки Канівського водосховища, що безпосередньо включає елементи придаткової мережі (рукави, протоки, стариці, заплавні водойми та затоки), при різному режимі роботи Київської ГЕС [64; 209; 218].

Результати більш детальної оцінки основних гідрологічних, гідробіологічних та гідрохімічних показників водойм м. Києва наведені у циклі праць під назвою «Екологічний стан урбанізованих заплавних водойм» [68; 69; 70].

Подібні еколого-гідрологічні дослідження були проведені на оз. Вирлиці, результати яких представлені у роботі О. В. Тімченка та О. П. Холодька [232]. Крім цього, проведено еколого-гідроморфологічний аналіз умов містобудівного водно-рекреаційного освоєння прибережної території й акваторії оз. Вирлиці, та запропоновано рекомендації щодо поліпшення його стану [63]. При дослідженні оз. Видубицького піднято питання еколого-гідроморфологічного зонування водойм [63].

Здійснено спроби дослідити вплив гідрологічних факторів на структуру фітопланктону придаткових систем Канівського водосховища [271], на баланс розчиненого у воді кисню у заростях занурених рослин на мілководних ділянках цього водосховища та затоках [255].

Крім досліджень стану водних об'єктів Києва, у деяких працях наведено історичні та сучасні описи [24; 135], відомості щодо перетворення київських малих водойм та водотоків [213].

1.3. Антропогенний вплив на міські водойми

Водойми Києва приречені на антропогенні зміни, оскільки вони знаходяться на урбанізованій території, яка постійно зазнає перетворень. Це

проявляється у забудові території житловими масивами, промисловими комплексами, прокладенні вулиць, магістралей тощо. Такі зміни також супроводжуються вирубуванням лісів, засипанням боліт та ярів, що безумовно впливає на гідрологічний режим водойм та водотоків [214].

Серед водних об'єктів Києва найбільших антропогенних змін зазнав Дніпро. Його стік було зарегульовано Київським та Канівським водосховищами. До зарегулювання рівневий режим Дніпра характеризувався наявністю чітко виражених підйомів у весняний період та низькими меженними рівнями протягом року. У період весняного водопілля, коли рівень води підіймався на 2,5–3,0 м, відбувалось затоплення заплави Дніпра. Тривалість стояння рівнів води при середніх водопіллях становила 2–3 тижні, при високих (1917, 1931, 1970 рр.) – до 1,5 місяця. При низьких повенях (1925, 1954 рр.) заплава взагалі не затоплювалася [70].

Рівень води у Канівському водосховищі та його придатковій мережі в районі Києва піднято на 2,0–3,0 м вище меженного у Дніпрі. Протягом року він підтримується на відмітці, близькій до НПР – 91,5 м БС. У весняний період рівень води у водосховищі потенційно може підвищуватися на 5,0–6,0 м. Але у більшості випадків весняне підвищення рівня води становить 1,0–2,0 м.

Створення Канівського водосховища обумовило зміну гідрогеологічних умов у межах Києва. Зокрема за період з 1977 по 1982 рр. підпір ґрунтових вод тут розповсюдився на 4–5 км [170].

Антропогенна діяльність на території м. Києва обумовила виникнення великої кількості сучасних водойм, які постійно зазнавали та продовжують зазнавати суттєвих перетворень.

Як приклад можна привести оз. Видубицьке. До XIX століття на місці сучасного озера, згідно з фрагментами плану Києва (рис. 1.8, *а*), було русло Дніпра. В результаті його зміщення виникла протока під назвою Старик, яка була відділена островом (рис. 1.8, *б*).

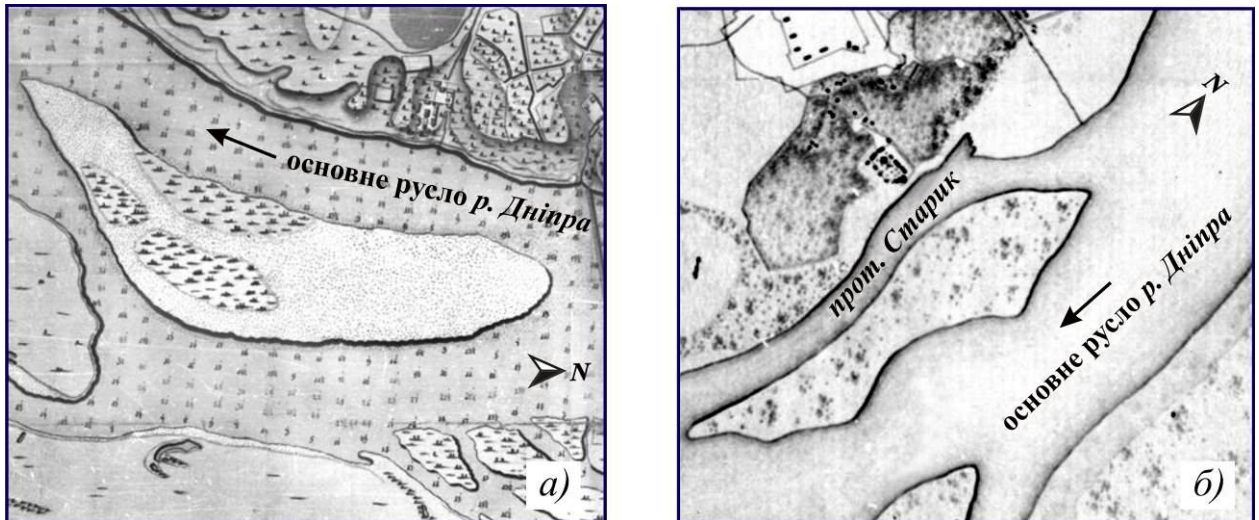


Рис. 1.8. Схема ділянки Дніпра в 1750 (а) та в 1843 (б) роках [301]

У зв'язку з облаштуванням тимчасових будівельних майстерень та будівництвом лінії Києво-Курської залізниці було перекрито верхню частину протоки Старик дамбою, що з'єднала північну частину острова з правим берегом (рис. 1.9). У нижній частині цієї протоки було влаштовано іншу дамбу. В результаті утворилася закрита водойма – Видубицьке озеро. Ще в той період у дамбі було створено штучну протоку, яка і сьогодні з'єднує водойму з Дніпром. Протягом ХХ століття берегова лінія та акваторія озера зазнавали суттєвих змін під впливом господарської діяльності. У роботі С. С. Дубняка [62] наведена схема конфігурації берегової лінії оз. Видубицького за період 1918–2006 рр., що дає можливість прослідкувати ці зміни.

Видубицьке озеро і сьогодні відчуває на собі значний антропогенний тиск. На прилеглий до нього території зосереджені шосе, залізниця та промислова зона. На самому озері знаходяться ремонтно-відстійні пункти, які обумовлюють надходження нафтопродуктів та важких металів у воду і донні відклади. Береги озера засмічені, заставлені господарськими будівлями, складами, контейнерами, човнами. Значна частина водної акваторії зайнята причальними містками і плавзасобами (див. рис. 1.9).

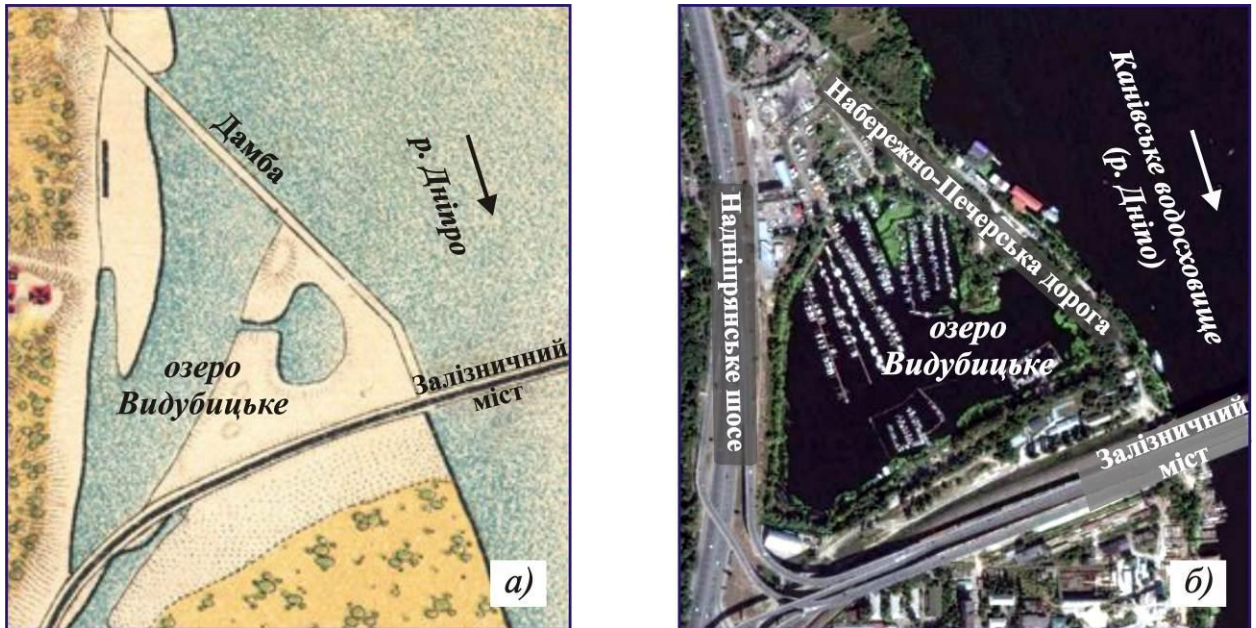


Рис. 1.9. Схеми акваторії оз. Видубицького в 1890 р. (а) [301] та в 2014 р. (б)

Багато міських водойм використовувалося як кар'єри для видобутку піску з метою наміву території під житлові масиви. Таку функцію на початку 70-х років минулого століття при будівництві житлового масиву Оболонь виконували озера системи Опечень (шість озер: Мінське, Лугове, Пташине, Богатирське, Кирилівське та Йорданське) (рис. 3.10). Ці озера є залишками колишньої правобережної протоки Дніпра – р. Почайни [12]. В результаті забудови масиву їх було поглиблено до 14–16 м та з'єднано між собою колекторами. Стік з них надходить через відповідний канал та затоку Вовкувата у Дніпро. Озеро Кирилівське приймає води річки Сирець, стік якої формується за рахунок підземних, поверхневих та скидних вод промислових підприємств, зливових систем житлових масивів Сирець, Куренівка, Виноградар. Подібних трансформацій зазнали озера Редьчине, Центральне та Вербне.

На сьогодні озера системи Опечень та їх прибережна територія зазнають постійного антропогенного впливу. Прибережні смуги озер знаходяться в дуже занедбаному стані, оскільки засмічені побутовим сміттям, автомобільними шинами, будівельними матеріалами тощо

(рис. 1.10). Близькість доріг, автомобільних гаражів, автозаправок (рис. 1.11), обумовлює надходження забруднювальних речовин (важких металів, фенолів, синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР), нафтопродуктів, хлорорганічних пестицидів, сполук азоту, фосфору тощо) безпосередньо до водойм.



Рис. 1.10. Прилегла територія озер Лугове (а) восени 2009 р. та Богатирське (б) навесні 2010 р. Фотографії автора

Результати еколого-токсикологічних досліджень деяких водойм Києва свідчать про їх значне забруднення токсичними речовинами [10; 66]. Найбільші концентрації СПАР зареєстровано в озерах Богатирське, Малий Тельбін, Вирлиця, Сирецьких ставках № 2, 3, 4. Перевищення вмісту нафтопродуктів зафіксовано в Горіхуватському ставку №4, що обумовлюється його близькістю до автомобільної дороги з досить інтенсивним рухом міського транспорту, а також тим, що ставок є замикаючим у каскаді Горіхуватських ставків. Перевищення гранично допустимих концентрацій (ГДК) неорганічних сполук азоту спостерігається в оз. Тельбін, Горіхуватському ставку №3.



Рис. 1.11. Фотографія та фрагмент оз. Лугового і прилеглої до нього території

Оз. Вирлиця утворене на місці невеликого заплавного озера. Під час будівництва Харківського масиву на початку 80-х років ХХ ст. площа озера була збільшена вдвічі (від 490 до 980 тис. м²), середня глибина – до 15–16 м. Збільшення об'єму води в озері покращило умови розбавлення забруднених вод, що стікають у нього, але при цьому істотно зменшився його водообмін [63; 232].

На сьогодні оз. Вирлиця щільно оточене на сході та південному сході промисловою зоною (сміттєспалювальний завод, Бортницька станція аерації, автотранспортні підприємства тощо) і новобудовами, а на півночі та заході – метро і дорогами. Існуючі підземні споруди метро і будинки з глибоким заляганням фундаментів ізолювали озеро від поверхневого та обмежили ґрунтовий водообмін з Дніпром та спричинили підвищення його рівня [63]. Конфігурація берегової лінії оз. Вирлиці і до сьогодні зазнає антропогенних перетворень. Так, невелика частина північно-східної мілководної акваторії озера була засипана в 2013 р. для будівництва житлового комплексу «Вирлиця» (рис. 1.12).



Рис. 1.12. Озера Вирлиця до (а) та після засипання північно-східної мілководної акваторії водойми (б)

Невід’ємною складовою урболандшафту стали ставки, створені в результаті загати невеликих водотоків (річок Сирець, Нивка, струмків Совка, Горіхуватка, Голосіївський, Китаївський та ін.). Більшість із них були побудовані для розведення риби. Наприклад, Китаївські та Голосіївські ставки були створені ще в XVII ст. [213], Палладінські та Совські ставки – в XIX ст. [80]. У радянські часи практично всі ставки були реконструйовані шляхом встановлення системи шлюзів та бетонних дамб, укріплення берегів (рис. 1.13). У теперішній час Горіхуватські, Голосіївські (Дідорівські), Китаївські, Палладінські та інші ставки втратили свою первинну функцію і використовуються як дренажні та декоративно-рекреаційні водойми.

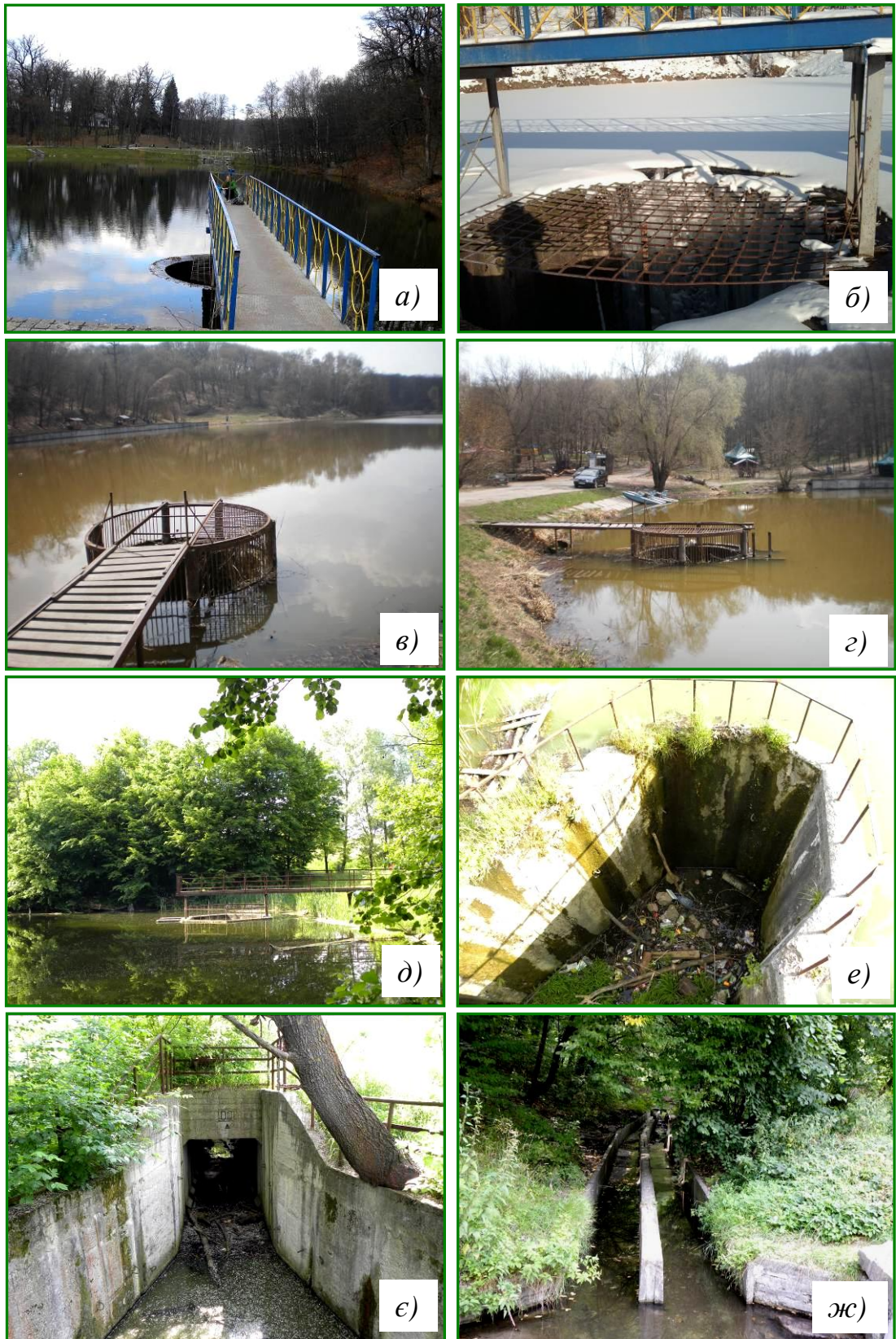


Рис 1.13. Гідротехнічні споруди на Палладінських (а, б), Дідорівських (в, г) та Китаївських (д, е, е) ставках. Забетоноване русло Горіхуватського струмка (ж) перед впадіннями його в каскад Горіхуватських ставків. Фотографії автора за 2010 та 2012 роки

Сучасний каскад із п'яти Палладінських ставків був споруджений у 2004–2005 роках у результаті реконструкції трьох раніше існуючих ставків (рис. 1.14, *a*). У 2006 році каскад був заповнений водою. Верхній ставок



Рис 1.14. Палладінські ставки у 2002 р. (*a*) та 2007р. (*б*)

з'єднаний з каскадом струмком, інші примикають безпосередньо один до другого (рис. 1.14, *б*). Каскад наповнюється лісовими струмками, а також ґрунтовими водами. Другий та третій за течією ставки являють собою новостворені об'єкти, перший та четвертий значною мірою реконструйовані і фактично теж є новими водоймами. Лише п'ятий ставок зазнав мінімальної реконструкції – основне ложе та східний берег залишилися незмінними. Усі п'ять водойм дуже схожі між собою у типологічному плані і являють собою паркові ландшафтно-рекреаційні ставки (рис. 1.15).



Рис. 1.15. Загальний сучасний вигляд Палладінських ставків [80]

Знищення рослинних угруповань прибережної смуги під час реконструкції каскаду ставків призвело до втрати природоохоронного значення водойм, погіршення їхнього стану та зникнення деяких видів тварин. Нижній ставок характеризується найбільшим видовим багатством та біорізноманіттям, що збереглося внаслідок мінімального антропогенного втручання.

В урочищі Совка на невеликому водотоці були створені однойменні ставки. Ще на схемі 1842 року було відмічено річку, на якій встановлено млин, воскобійний завод та три ставки [213]. За радянських часів на цих ставках було влаштовано рибне господарство «Совки». В 1930–1940-і роки інтенсивно забудовувалася прибережна територія струмка. У післявоєнний період (50-і роки) було відновлено рибне господарство та проведено облаштування каскаду Совських ставків. Зокрема побудовано регулюючі споруди, укріплено береги дамбами, прочищено русло водотоку, заощено пішохідні доріжки.

У теперішній час Совські ставки знаходяться в занедбаному стані. Поблизу каскаду з 2011 року проводилося будівництво автодороги, яке зараз тимчасово припинено. У деяких ставках рівень води знижений до мінімуму, тому значна частина їх акваторій заросла вищою водною рослинністю. У Совський струмок, який впадає в р. Либідь (рис. 1.16), потрапляють побутові



Рис. 1.16. Совські ставки (2014 р.)

стоки та нечистоти. З 2013 року розпочалося будівництво елітного житлового комплексу «Совські ставки», який, безумовно, в декілька разів посилить антропогенний тиск на водні об'єкти.

На прибережних смугах багатьох водойм Києва облаштовано місця для відпочинку. Зокрема на прибережній смузі четвертого (нижнього) у каскаді Горіхуватського ставка розміщено станцію прокату човнів та катамаранів, у північній частині його акваторії побудовано ресторан (рис. 1.17).



Рис. 1.17. Фотографії четвертого Горіхуватського ставка (осінь, 2010 р.) зі східного берега. Фотографії автора

При будівництві житлових масивів Києва було створено значну кількість штучних водойм. Одним із найбільших штучних водойм є оз. Алмазне (рис. 1.18). Воно розташоване на лівому березі Дніпра. Раніше на його місці було торфовище. У 1980-х роках звідси добували пісок для наміву території під забудову теперішнього житлового масиву Троєщина [72]. В процесі видобутку піску, що досить активно відбувався у період з 1984 по 1989 рр., утворився кар'єр, який поступово заповнювався водою (рис. 1.19). При цьому, площа його водного дзеркала зростала, конфігурація його берегової лінії змінювалася. У



Рис. 1.18. Озеро Алмазне влітку 2011 р. Фотографія автора

1990 р. площа та форма акваторії оз. Алмазного уже практично відповідала його сучасному вигляду (див. рис. 1.19, 2017 р.).

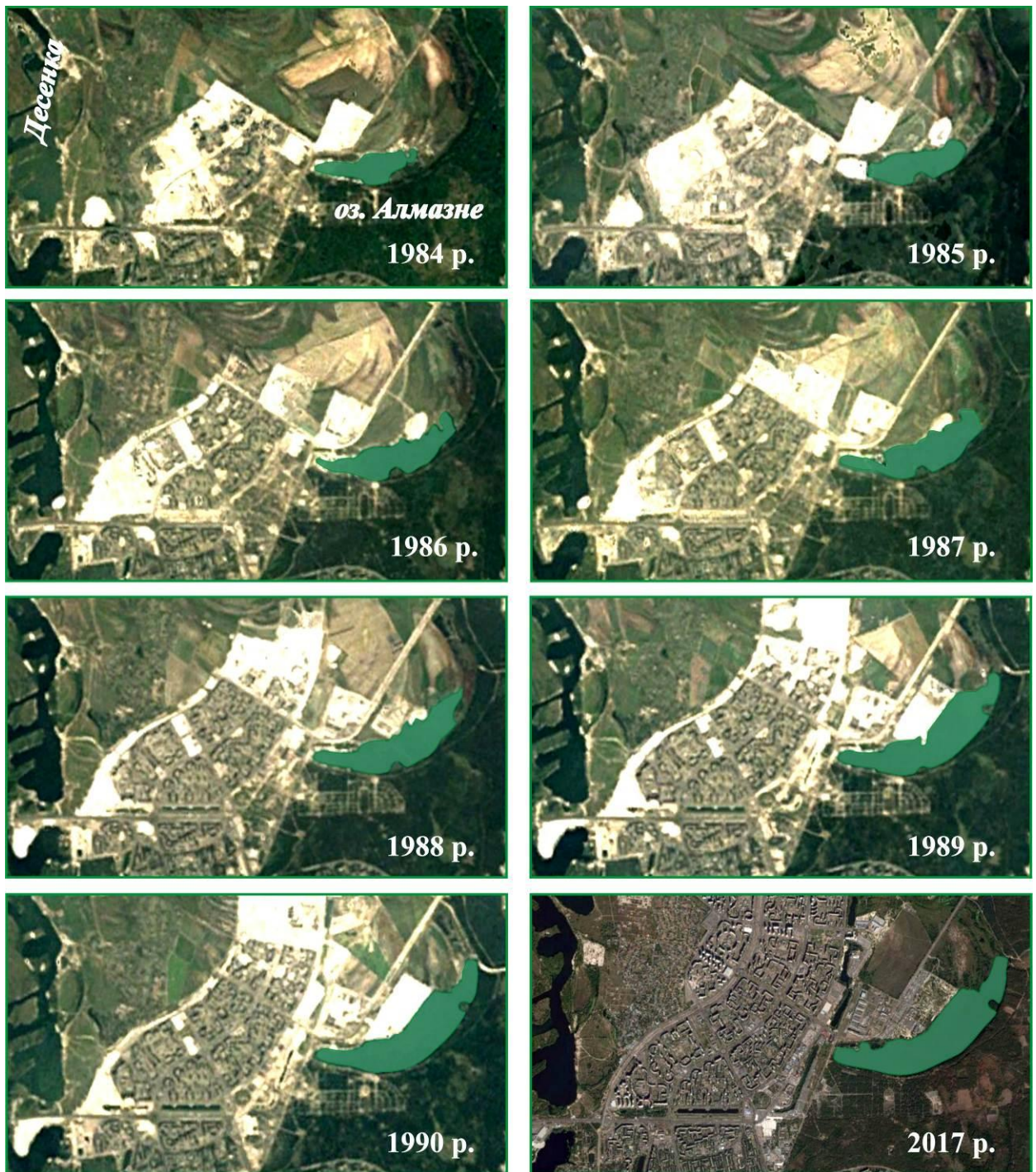


Рис. 1.19. Динаміка зміни акваторії оз. Алмазного після видобутку піску та її сучасний вигляд

Серед водних об'єктів Києва є водойми, які практично не зазнають антропогенного тиску. Це обумовлено тим, що вони віддалені від великих житлових масивів і їх прибережні території не піддаються значній трансформації. Одним із



Рис. 1.21. Озеро Бабине

точки зору рекреаційної цінності – це унікальна водойма. Озеро характеризується досить високою якістю води і задовільним станом екосистеми [67]. Таким є і оз. Бабине (рис. 1.21). Воно знаходиться в межах міста на Трухановому острові.

1.4. Відомості щодо класифікацій водойм

Як вже вказувалося раніше, на території м. Києва зосереджена велика кількість водойм, що мають свої особливості. Щоб оцінити ці водойми, необхідно розділити їх за певними ознаками. Перш ніж проводити їх поділ на групи, ми ознайомилися з існуючими класифікаціями і типізаціями.

На всіх етапах розвитку гідрології класифікації виступали як один із важливих методів досліджень. Створення класифікацій за різними ознаками дає можливість знайти кількісні та якісні зв'язки між різноманітними об'єктами та показниками, що їх характеризують. Тобто вони дозволяють



Рис. 1.20. Озеро Редьчине влітку 2011 р.

Фотографія автора

найулюбленіших місць відпочинку киян є озеро Редьчине («Міністерка») (рис.1.20). Воно знаходиться на північній околиці м. Києва (див. рис. 1.1), на правобережній заплаві Дніпра. З

знайти закономірності, пов'язані з процесами та явищами різного масштабу. Крім цього, класифікації допомагають узагальнювати та перевіряти накопичені дані, здійснювати районування та типізацію водойм, характеризувати водні об'єкти за аналогічно виділеними типами, визначати їх особливості та відносити до певного класу, прогнозувати ознаки невивчених об'єктів [96].

На думку вчених [216], необхідність класифікацій проявляється при: вивченні екологічних змін внаслідок зростання антропогенного навантаження; узагальненні та систематизації великого об'єму натурних і лабораторних матеріалів; удосконаленні технічного обладнання та методів розрахунків; створенні нових теоретичних узагальнень та висновків.

На сьогодні існує велика кількість класифікацій природних та штучних водойм. Вони характеризуються різним ступенем деталізації, явищами, комплексністю та використанням фізико-географічних особливостей. Проведення комплексних класифікацій водних об'єктів ускладнюється впливом зональних, азоняльних факторів, їх мінливістю протягом часу та антропогенною діяльністю [96].

Досить повний аналіз основних теоретичних проблем, задач та типів класифікацій відображені в роботах колективу авторів [216], Л. В. Ільїна [96], Н. В. Мякішевої [152]. Ці автори відмітили, що в основу класифікаційних підходів частіше закладаються морфологічні та морфометричні, гідрологічні, гідрофізичні, гідрохімічні, гідробіологічні та інші ознаки.

В основу ранніх класифікацій водойм закладено *походження їх котловин та морфометричні параметри*. Вони розрізняються за такими ознаками:

- генезисом котловин [27; 175; 250];
- морфологією водойм [35];
- морфометричними (глибина, площа водного дзеркала) та морфолімнологічними характеристиками водойм [25; 61; 89; 103];
- геолого-геоморфологічними особливостями котловин [23; 202];

- розташуванням в різних географічних зонах, тобто базувалися на ландшафтознавчому підході [151; 183; 193].

Гідрологічні класифікації водойм базуються на:

- водному балансі та співвідношенні його складових [27; 254];
- показниках питомого водозбору [27; 47; 103; 208];
- інтенсивності зовнішнього водообміну [27; 47; 103].

Найбільш практичне використання серед гідрологічних класифікацій має класифікація Б. Б. Богословського [28], в якій виділено чотири групи водних об'єктів за різною інтенсивністю водообміну: *транзитні* – це річки, що характеризуються найбільш інтенсивним водообміном ($K=50-300$ і більше разів за рік); *транзитно-аккумулятивні* – водосховища та проточні озера ($K=1-50$ разів за рік); *аккумулятивно-транзитні* – крупні стічні прісні озера (водообмін може здійснюватися $K<1-0,1$ разів); *аккумулятивні* – безстічні озера, що характеризуються відсутністю транзиту, пов'язаного зі стоком (водообмін відбувається $K\leq 0,1$ разів).

За показником умовного водообміну водойми поділяють на три групи та дві підгрупи: за малим – $<0,5$ (підгрупа озер з дуже малим показником – $<0,2$); середнім ($0,5-5,0$); великим умовним водообміном – понад $5,0$ (підгрупа озер з дуже великим умовним водообміном – понад 50) [47].

Гідрофізичні класифікації озер базуються на особливостях термічного режиму водойм та оптичних властивостях водних мас.

Термічні класифікації умовно поділяються за глобальним та регіональним принципом, за рисами водообміну, стратифікації і за елементами теплового балансу. Найбільш повний огляд цих класифікацій наведено у роботах В. Н. Абросова [2], Б. Б. Богословського [26], А. І. Тихомирова [229], колективу авторів [216], С. П. Китаєва [105] та ін.

Деякі вчені [216] намагалися виділили термічні класифікації в окремі групи.

Перша група включає класифікації, в яких терміка водойм представлена як наслідок фізико-географічної зональності. Основними

ознаками цих класифікацій є: температура максимальної густини води 4°C [242; 304; 305; 317; 326], та режим конвективного перемішування водних мас у водоймах різних зон [196; 298].

Друга група – регіональні класифікації в межах помірною кліматичного поясу. Вони базуються на:

- температурі придонного шару води у літній період [9], коливанні температури протягом року [76], різниці температур придонного шару влітку та взимку [254];

- характеристики теплоактивного шару (епілімніону) озера [147], співвідношенні глибини епілімніону до максимальної глибини [85] і оберненому співвідношенні [83]; співвідношенні площ та об'ємів окремих температурних зон водойми [60]; співвідношенні середньої температури води по вертикалі до температури води на поверхні;

- середній температурі води на максимальній глибині у літній період, різниці температур поверхня–дно [61]; середній температурі води не на максимальній глибині, а на всій водоймі у літній період або сумі температур води вище 10 °C [103]; перепаді температур води за глибиною влітку, придонної температури влітку та взимку, тепловіддачі дна взимку [177].

Серед термічних класифікацій існують такі, що характеризують термічний режим, зміну термічного стану в часі, водообмін та термічну стратифікацію. Їх виділяють за:

- вертикальним розподілом температур та положенням шару температурного стрибка [203], річними коливаннями температури води та вертикальним розподілом [284], термічною стратифікацією у період максимального нагрівання [240], характером нагрівання водних мас у весняно-літній період, розміром перемішування та стійкістю [246], термічним режимом [311], наявністю і відсутністю термічної стратифікації [43], структурою водойм протягом року [228], стратифікацією, об'ємом гіполімніону [283];

- співвідношенням епі- та гіполімніону і також за положенням шару температурного стрибка [2], співвідношенням площ та об'ємів зон, літоралі, субліторалі, пелагіалі та об'ємів епілімніону, металімніону та гіполімніону від усієї водної маси [102];

- інтенсивністю та глибиною перемішування вод [40].

Розроблені класифікації також базувалися на співвідношенні температури повітря та теплообміну [147], зв'язку теплобюджету з середньою глибиною озер [244], річному циклі температури поверхні води, що виражається залежністю від сумарної радіації [318], коефіцієнті проникнення сонячної радіації у водні маси тощо.

Серед інших гідрофізичних показників розроблені *класифікації за оптичними властивостями водних мас*:

- прозорості води за білим диском Секкі [8; 14; 102; 193; 243];
- кольоровості та оптичних властивостях водних мас [14; 103; 200; 243].

Для систематизації водойм і водосховищ були розроблені *гідрохімічні класифікації*, основані на:

- мінералізації вод [5; 14; 103];
- хімічному складі вод [5; 34];
- вмісту розчиненого у воді кисню, активній реакції води [5; 103; 245; 251], вмісту вуглекислого газу та органічних речовин [99; 103; 195];
- показниках фосфору, азоту та органічного вуглецю, вмісту сестону, співвідношенні суми одновалентних та двовалентних катіонів [99; 212].

Серед такого різновиду класифікацій найбільшої уваги потребують ті, що базуються на біологічних характеристиках водойм, зокрема на видовому складі гідробіонтів та їх кількісному розвитку. Ці критерії об'єднані поняттям трофічного типу – інтегральною та багатовимірною характеристикою, що визначається значною кількістю взаємопов'язаних гідрофізичних, гідрохімічних та гідробіологічних процесів.

В основу *гідробіологічних класифікацій* закладено:

- трофність, що будується на зв'язках біотичних показників з абіотичними факторами середовища [306; 319];
- продукційно-біологічні та балансові підходи [36];
- трофність, гумозність та мінералізація [41];
- процеси автотрофії та гетеротрофії [306];
- індекси трофічного стану, що враховують вміст загального фосфору, концентрацію хлорофілу та прозорість води [295], і швидкість фотосинтезу фітопланктону на глибині оптимального фотосинтезу [232];
- біопродукційні процеси гідробіонтів [103; 105; 182].

Існують природно-господарські класифікації водойм, що ґрунтуються на вивченні структури природно-ресурсного потенціалу різних видів ресурсів та їх господарського використання. Залежно від виду ресурсів класифікації озер поділяються на водогосподарські, рибогосподарські, промислові (добування сапропелю, торфу), гідроенергетичні, рекреаційні, транспортні тощо. Різноманітне використання водойм передбачає їх комплексну систематизацію, однак необхідно зазначити, що на сьогодні такої класифікації не існує. Найбільш розробленими є *рибогосподарські класифікації* водойм, що ґрунтуються на:

- фауністичному складі риби [207];
- структурі та сукцесії іхтіоценозів [14; 77; 103];
- рибопродуктивності [201].

Серед численних класифікацій водойм існують класифікації *донних відкладів*, які до теперішнього часу не мають єдиного підходу. Але головною ознакою, що відрізняє донні відклади водойм, є хімічний склад, частка органічної та мінеральної речовини. Більшість класифікацій розроблена для озер та водойм Українського Полісся, Білорусії, Естонії [96].

1.5. Існуючі та рекомендована класифікації водойм Києва

Існуючі класифікації (типізації) водойм Києва. Різноманітність водних об'єктів на території м. Києва викликала особливий інтерес науковців. Результати їх досліджень обумовили формування класифікацій за такими ознаками: *генезисом, гідрологічним режимом, видом використання, екологічним станом та біологічним різноманіттям.*

Згідно з генетичною класифікацією С. О. Афанасьєва [12], водойми Києва поділяються на чотири типи:

- озера, що генетично пов'язані з заплавою р. Дніпра (Бабине, Тельбін, Вирлиця та ін.);
- озера-стариці історичних русел річок. До водойм цього типу належить каскад озер Опечень, що виникли на місці колишньої річки Почайна;
- стави на постійно існуючих та пересихаючих водотоках (на річках Нивка, Горенка, Сирець та ін.);
- безстічні озера (Синє, Центральне, Глинка).

В. К. Хільчевський та О. В. Бойко [253] виділили два типи водойм:

- заплавні водойми лівобережжя, які утворилися після зміщення русла Дніпра;
- водойми правобережжя, які були створені на руслах річок та струмків.

Крім цього, вони поділили водойми Києва на групи за видом використання:

- водойми комплексного використання;
- водойми-накопичувачі зливових вод;
- водойми, що використовуються для рекреації;
- водойми, що практично не використовуються.

О. Л. Савицьким та Л. М. Зуб [199] проведено типізацію водойм Києва за флористичним складом вищих водних рослин. В ній виділено три групи.

Перша група включає відносно великі водойми різного походження. Видовий склад макрофітів досить багатий (15–20 видів), на окремих ділянках у рослинному покриві є виражені риси реофільності.

До другої групи відносяться флористично збіднені невеликі водойми, які налічують 5–10 видів макрофітів. Це переважно ставки з вираженими евтрофно-болотними рисами.

Третя група – це водойми, де крім найтипівіших видів, які трапляються з частотою більш ніж 80 %, макрофіти практично відсутні. Водойми цієї групи характеризуються порушеними екосистемами (новоутворені, одамбовані тощо).

І. Ю. Іванова, Г. В. Харченко та П. Д. Ключенко [94] поділили водойми Києва за різноманіттям рослинних угруповань на чотири групи.

Перша група включає слабо заростаючі (5 %) водойми. У рослинному покриві цих озер (Вирлиця, Тельбін, Редьчине, Вербне) переважають ценози повітряно-водних рослин, що займають 66–80 % від загальної площі заростей. Флористичний склад представлено 12–18 видами.

Друга група об'єднує водойми, що значно заростають. Ступінь заростання акваторії водною рослинністю в них складає 30–40%. Вони характеризуються домінуючою групою гідрофітів (60–78 % від загальної площі заростей). Флора озер Райдужне, Підбірне, Алмазне та Горіхуватського ставка №2 характеризується наявністю 13–23 видів.

До третьої групи відносяться водойми, акваторія яких помірно заростає на 10–20% (озера Синє та Голубе). Водна флора представлена 9–10 видами. На долю рослин з плаваючим листям та занурених рослин припадає більше 60 % зарослих площ. В цих водоймах спостерігаються інтенсивні процеси накопичення мулу.

Четверта група включає водойми, що характеризуються збідненим ценотичним складом рослин (озера Лугове, Центральне та Сонячне). Флора представлена 7–13 видами, рослинні угруповання утворені найпоширенішими видами. Домінують ценози повітряно-водних рослин

(близько 95 % від загальної площі). Ймовірно, що ці водойми, порівняно з іншими, знаходяться під значним антропогенним впливом.

Рекомендована класифікація водойм Києва. Класифікація, як вже згадувалося вище, є важливим методом дослідження, який допомагає охарактеризувати особливості водних об'єктів, зумовлені регіональними та антропогенними факторами.

При порівнянні водойм надзвичайно важливе значення має їх генезис. Велика різноманітність водойм обумовлена походженням озерних улоговин, з якими тісно пов'язані їх розміри та форма, а також певні характеристики режиму [58]. Тому, для систематизації всього різноманіття водойм Києва, необхідної для оцінки їх гідрологічних умов, нами розроблено схему поділу всіх водойм на групи та підгрупи [55; 226]. В процесі її розробки враховувалися існуючі відомості про міські водойми та результати їх досліджень, а також загальновідомі класифікації водних об'єктів. В основу цієї схеми закладено генетичний принцип та урахування ступеня антропогенних змін (трансформації), згідно з якою всі водойми, розташовані в межах м. Києва, діляться на дві групи – *гідрогенні* та *штучні* (рис. 1.22).

Водойми першої групи – це ті, що виникли під впливом природних процесів. На сьогодні більшість із них зазнала або зазнає різного ступеня антропогенного перетворення. Найчастіше це проявляється у штучній зміні морфометричних параметрів – поглибленні, збільшенні або, навпаки, зменшенні площ. Для урахування цього фактора *водойми гідрогенної групи* запропоновано ділити на наступні підгрупи:

- *природні, частково змінені* – водойми, в яких антропогенні перетворення морфометрії незначні та не вплинули на основні показники водного режиму;
- *антропогенно змінені* – природні водойми, що зазнали суттєвих перетворень морфометрії;
- *стариці* – водойми, що виникли на місці колишніх рукавів та проток Дніпра;

- *затоки* – елементи гідрографічної мережі Дніпра (Канівського водосховища).

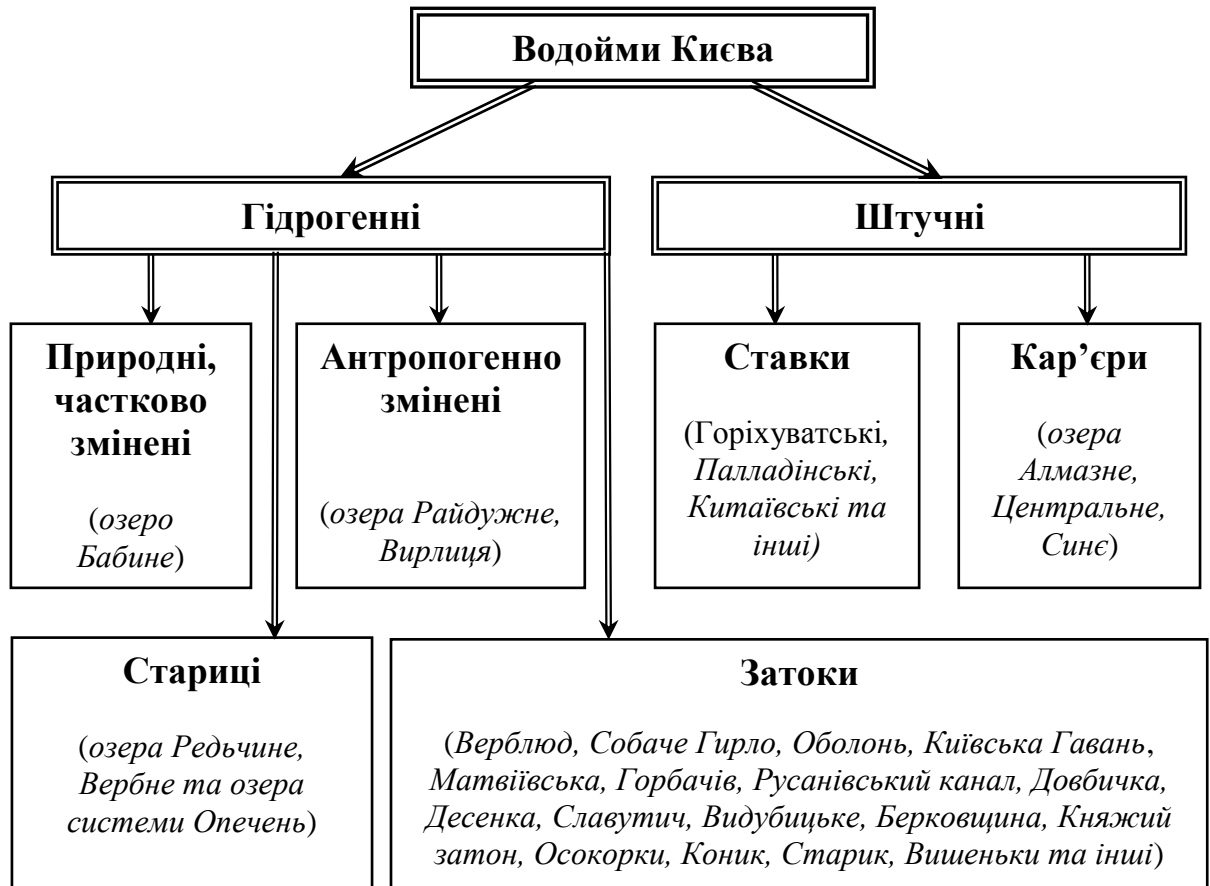


Рис.1.22. Схема поділу водойм Києва на групи та підгрупи за генезисом і ступенем антропогенних змін (характерні представники)

До групи штучних водойм, що виникли в результаті антропогенної діяльності, входять дві підгрупи – *ставки* та *кар'єри*. Перша з них включає водойми, створені на малих водотоках. Друга – водойми, що виникли при видобутку піску та глини.

Такий поділ є важливим, оскільки відомості про походження дають першочергову інформацію та загальну характеристику водойм.

Висновки до першого розділу

Водойми м. Києва характеризуються різними ознаками, зокрема генезисом, морфометрією та гідрологічним режимом, що обумовлені фізико-географічними особливостями місцевості та ступенем антропогенного навантаження. Для оцінки екологічного стану водойм Києва, починаючи з 90-х років ХХ ст., досліджено ряд гідробіологічних, гідрохімічних та радіоекологічних показників. В той же час частково звернено увагу на окремі елементи гідрологічного режиму (зокрема температура води, прозорість, мутність), які не розкривають механізми їх впливу на біотичні та абіотичні компоненти водних екосистем. Лише на початку ХХІ ст. з'являється невелика кількість робіт, у яких наведено результати комплексних еколого-гідрологічних досліджень та висвітлено роль гідрологічних умов у формуванні стану водойм придаткової мережі Канівського водосховища та деяких водойм, зосереджених у заплаві Дніпра.

Для систематизації всього різноманіття водойм м. Києва на основі наявних класифікацій розроблено їх типізацію за генезисом та ступенем антропогенних змін.

РОЗДІЛ 2

ЕКОЛОГО-ГІДРОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ПРИ ОЦІНЦІ АБІОТИЧНИХ УМОВ ФОРМУВАННЯ СТАНУ ЕКОСИСТЕМ ВОДОЙМ КИЄВА

2.1. Стан еколого-гідрологічних досліджень в Україні та за кордоном

Підвищена увага до екології водних об'єктів України в останні десятиліття ХХ-го ст. була спричинена малою доступністю водних ресурсів та погіршенням їх якості. А також необхідністю оцінки екологічних наслідків розроблених великих гідротехнічних та водогосподарських проектів (наприклад, створення каскаду водосховищ на Дніпрі та їх реконструкція, проектування водогосподарського комплексу Дунай-Дніпро, відмежування морських лиманів від моря та ін.). Крім цього, значні екологічні проблеми у водоймах країни були пов'язані з постійними та епізодичними надходженнями до них небезпечних речовин, зокрема радіонуклідів після аварії Чорнобильської АЕС. Результати цих досліджень стали основою для формування екологічної гідрології як окремого наукового напрямку.

Екологічна гідрологія – це науковий напрямок, в основі якого лежить екосистемний підхід до вивчення гідрологічних умов функціонування водних екосистем [217]. Його мета полягає у вирішенні трьох задач, зокрема:

- оцінці екологічно значущих (ключових) елементів гідрологічного режиму, що найбільш повно характеризують оптимальні та лімітуючі умови водного середовища;
- вивченні характеру та визначенні механізмів впливу гідрологічних умов на біотичні та абіотичні компоненти екосистем;
- розробці методів контролю та управління ключовими гідрологічними факторами з метою підтримання, регулювання, прогнозування якості вод, стану водних екосистем і їх продуктивності.

Методична база еколого-гідрологічних досліджень, розроблена у відділі (лабораторії) гідрології та управління водними екосистемами Інституту гідробіології НАН України, стала основою і використовується для оцінки гідрологічних умов функціонування водних екосистем водосховищ Дніпра [1; 217; 320], водосховищ Дністровського енергетичного комплексу [48], заплавних водойм пониззя Дніпра [71; 121], водойм урбанізованих територій [68; 69; 70], та інших водних об'єктів.

Екогідрологія в Україні поступово розвивається, впроваджуючись у життя як навчальна дисципліна. Починаючи з 2008 року, студентам-екологам Національного авіаційного університету Інституту новітніх технологій викладається спецкурс по даній дисципліні. В Інституті гідробіології НАН України проводять науково-виробничі практики для студентів, лекції та навчання аспірантів в еколого-гідрологічному напрямку.

Результати досліджень з екологічним напрямком публікуються у фахових вітчизняних періодичних виданнях: наукові збірники – «Український гідрометеорологічний журнал» (Одеський державний екологічний університет), «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія» (Київський національний університет імені Тараса Шевченка), «Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту» (Український гідрометеорологічний інститут), журнал «Водне господарство України» (Державне агентство водних ресурсів України). Визначним науковим виданням є міжнародний «Гидробиологический журнал», що випускається на базі Інституту гідробіології НАН України.

Починаючи з 2001 р. на базі географічного факультету Київського національного університету ім. Тараса Шевченка започатковано проведення Всеукраїнських наукових конференцій з міжнародною участю «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології». Перша (2001 р.), друга (2003 р.) та третя (2006 р.) конференції проводилися в Києві, четверта (2009 р.) – в Луганську; п'ята (2011 р.) – в Чернівцях, шоста (2014 р.) – в Дніпропетровську. Практично на кожній із них були висвітлені основні завдання екологічної

гідрології та результати досліджень в цьому напрямку різнотипних водойм України.

Становлення екогідрології як напрямку відбувається не лише в Україні, але і в деяких пострадянських та європейських країнах. Існують роботи, в яких представлено бачення та трактування цього напрямку.

Під терміном екологічна гідрологія Б. В. Фащевський [237] (Білорусія) розуміє наукову дисципліну, що вивчає закономірності взаємозв'язку гідрологічного режиму річок та озер з компонентами живої природи. На основі визначених закономірностей розробляються методи для визначення допустимих антропогенних впливів на гідрологічний режим водних об'єктів.

На думку російського вченого Н. І. Алексеєвського [6], екологічна гідрологія є розділом нової міждисциплінарної науки геоекології та водночас гідрології. Предметом цього напрямку є проблеми взаємодії абіотичних та біотичних компонентів екосистем водних об'єктів, природних та соціально-промислових комплексів. Проведення цих досліджень необхідно для попередження зміни об'єму та якості водних ресурсів території, стану водних екосистем, небезпечних гідрологічних процесів, створення умов безпечної життєдіяльності населення та стійкого розвитку галузей промисловості. Пізніше В. М. Калінін [98] сформулював своє розуміння цього напрямку як наукової дисципліни, що ґрунтується на закономірностях фундаментальної гідрології для вирішення водоохоронних завдань. Предметом дослідження, на його думку, є характер та масштаб антропогенних впливів на водні об'єкти.

В Європі екологічна гідрологія (екогідрологія), що сформувалася на початку 90-х років минулого століття, представляє собою новий науковий підхід про вивчення навколишнього середовища, який був розроблений та визначений в рамках Міжнародної Гідрологічної Програми за підтримкою ЮНЕСКО і програми «Людина і Біосфера». Теоретичні принципи екогідрології ґрунтуються на тому, що стабільний стан водних ресурсів залежить від можливості підтримувати процеси, сформовані на

еволюційному рівні, а саме циркуляцію води, кругообіг поживних речовин та потоків енергії в межах басейну шляхом комплексного регулювання біологічних, біогеохімічних та гідрологічних процесів [293; 299; 327; 329; 330; 331].

В процесі становлення екогідрології виникла низка питань щодо трактування самого поняття та взаємозв'язку з подібними термінами, що визначають комплексне управління водними ресурсами, кругообіг у навколишньому середовищі [287; 296; 300; 308]. Нещодавно західними колегами було визначено, що екогідрологія – це міждисциплінарна та прикладна наука, яка вивчає взаємозв'язки між гідрологічними та біологічними процесами, і використовує їх для покращання якості води, біологічного різноманіття, забезпечення стабільного розвитку навколишнього середовища [328].

За кордоном екогідрологія набуває активного розвитку. Зростає кількість статей за даною тематикою, опублікованих в журналах: *Ecological engineering* та *Water Resources Research* з 2000 р., *Ecohydrology & Hydrobiology*, з 2001 р., *Hydrological Science Journal* з 2002 р. Відкрито низку спеціалізованих центрів з екогідрології [303]:

- Європейський регіональний центр по екології за підтримки ЮНЕСКО в Польщі (2005);
- Міжнародний центр прибережної екогідрології за підтримки ЮНЕСКО в Португалії (2009);
- Інститут гідроекології в Китаї (1987);
- Центр передового досвіду з екогідрології в Австралії (2006);
- Центр екології та гідрології в Англії (1994);
- Інститут гідроекології та іхтіології у Вірменії (1993);
- Азіатсько-Тихоокеанський центр з екогідрології в Індонезії (2009).

З 1999 року активно організовуються міжнародні наукові засідання, навчальні курси, семінари та конференції (рис. 2.1). Максимальну кількість

таких заходів було проведено в 2003 та 2007 роках в Європі та Америці (рис. 2.2).

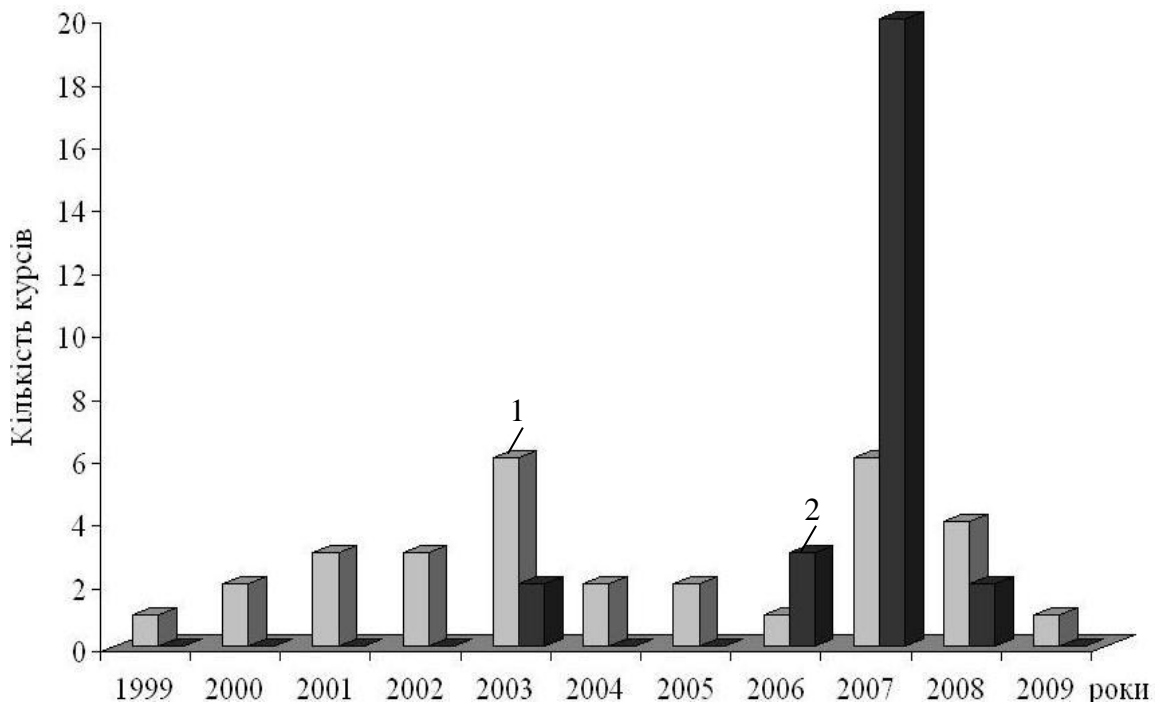


Рис. 2.1. Кількість навчальних програм та курсів підвищення кваліфікації з екогідрології в світовому масштабі протягом 1999–2009 років: 1 – курси, семінари для підвищення кваліфікації; 2 – навчальні курси для отримання ступеня бакалавра та магістра [289]

З 2003 року розпочинають діяти курси для підготовки бакалаврів та магістрів з екогідрології в університетах світу: Університеті Невади, Університеті Айдахо, Державному університеті Штату Колорадо, Університеті Арізони (США), Національному університеті Ла-Плата (Аргентина), Університеті м. Лодзь (Польща), Університеті Амстердаму (Нідерланди) [303] та ін.

Створюється мережа організацій «Водної Сім'ї» за підтримки ЮНЕСКО (UNESCO Water Family) (рис. 2.3), що представляє та реалізовує ряд демонстраційних проектів різних об'єктів за концепціями Екогідрологічної Програми ЮНЕСКО [294].

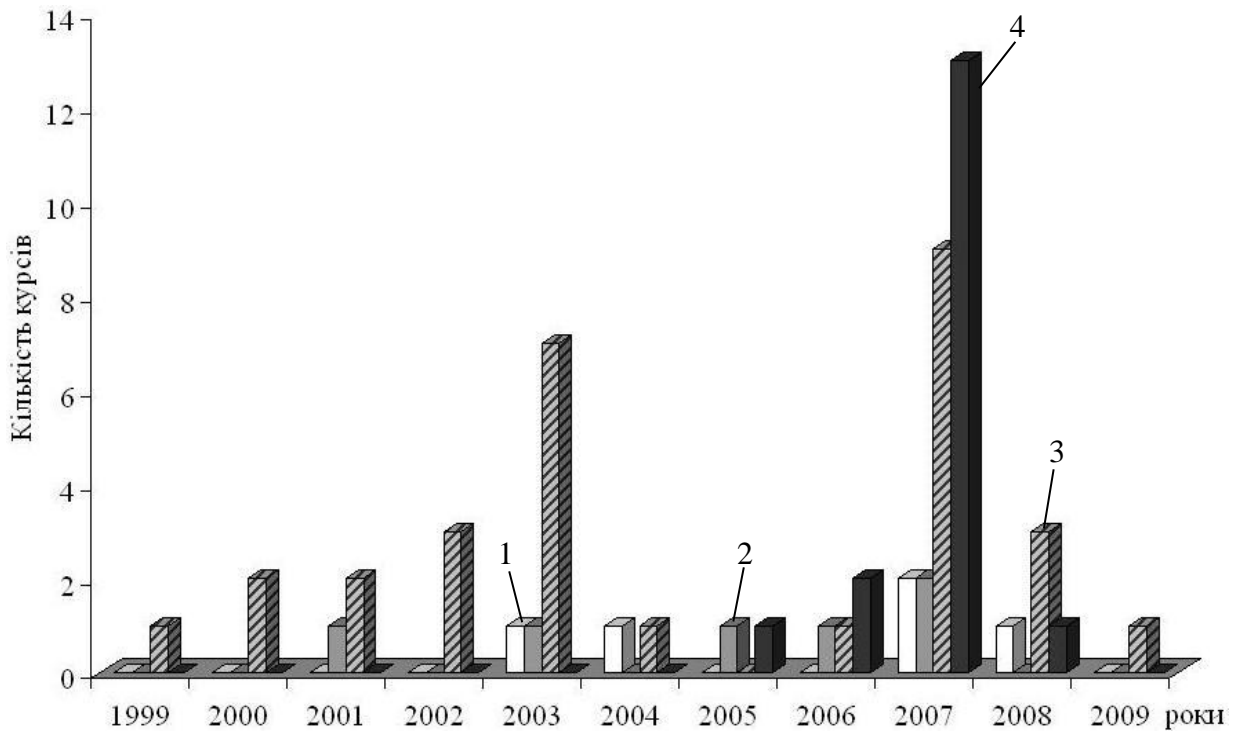


Рис. 2.2. Кількість проведених навчальних програм та курсів підвищення кваліфікації з екогідрології в різних частинах світу протягом 1999–2009 років: 1 – Африка; 2 – Азія; 3 – Європа; 4 – Америка [289]

На сьогодні екологічна гідрологія розширює свої об'єкти досліджень, обумовлюючи формування її нових напрямків [19]. Деякі вчені [303] спробували виділити основні напрямки досліджень екогідрології.

Одним із напрямків є вивчення основної взаємодії гідрології та екології ґрунтового покриву, що включає в себе кругообіг води: опади, інфільтрацію та випаровування. Екогідрологічні дослідження допомагають оцінити складний зв'язок «рослина–ґрунт–вода» в різних масштабах [312; 314] та ландшафтах [290]. Розглядається баланс вологи в ґрунті та її просторово-часовий вплив на структуру екосистеми, продуктивність та видове різноманіття [315]. Спостерігається і обернений зв'язок, що включає вплив рослинності на формування місцевого клімату і гідрології [310], та інтенсивність інфільтрації вод до навколишнього середовища [316].

Другий напрямок спрямований на вивчення екогідрологічних процесів у річках та річкових коридорах, а також наземної рослинності, яка відіграє суттєву роль у формуванні стоку. Останній безпосередньо визначає

структуру та функціонування водних екосистем, включаючи прибережні водно-болотні угіддя [313].



Рис. 2.3. Карта-схема мережі організацій «Водної Сім'ї» ЮНЕСКО (UNESCO Water Family) [294]

Примітки:



– Штаб-квартира ЮНЕСКО (UNESCO Headquarter);



– Міжнародний інститут гідротехніки та інженерної екології (UNESCO International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering);



– Всесвітня програма по оцінці водних ресурсів (World Water Assessment Programme);



– Інститути та центри водних ресурсів (Water related Institutes and Centers);



– Регіональні центри ЮНЕСКО та група офісів (UNESCO's Regional and Cluster Offices);



– Кафедри водних ресурсів (Water-related Chairs)

Третій напрямок охоплює екогідрологічні процеси в озерах, водосховищах, лиманах, гирлах річок та прибережних зонах [302].

Зазначені вище напрямки досліджень включають взаємодію фізичних, біологічних та біохімічних процесів.

Крім цього, напрямки екогідрології формуються залежно від об'єкта досліджень та розташування його в географічній зоні чи ландшафті. Наприклад, виділяють екогідрологію урбанізованих водних екосистем [322],

екогідрологію пасовищ [325], екогідрологію територій з обмеженою зволоженістю [307] та ін.

2.2. Екогідрологія – складова оцінки екологічного стану та якості водного середовища водойм

Оцінка екологічного стану водойм за гідробіологічними та гідрохімічними показниками є важливою, але вона не враховує гідрологічні процеси у водних екосистемах та впливу на них. Тому при екологічній оцінці та прогнозуванні стану водойм неможливо обійтися без вивчення гідрологічних умов.

На основі комплексних еколого-гідрологічних досліджень в Україні та аналізу досягнень в області екологічної гідрології за кордоном виділено найбільш екологічно значущі блоки гідрологічних факторів [217; 221], зокрема:

- *зовнішній водообмін;*
- *внутрішньоводоймова динаміка;*
- *гідрофізичні характеристики водних мас;*
- *водно-фізичні властивості донних ґрунтів.*

Зовнішній водообмін є одним із важливих факторів функціонування водних екосистем та формування якості їх середовища. Він впливає на формування балансу, режиму розчинених та завислих речовин, біогенних елементів у воді та донних відкладах, умов життєдіяльності водних організмів, їх популяцій та угруповань. Зовнішній водообмін формується за рахунок притоку води з водозбору та відтоку її з водойми, сприяючи інтенсивному проходженню хімічних та біологічних процесів. Його значимість для гідрохімічного та гідробіологічного режимів водних об'єктів наводиться у багатьох роботах [28; 87; 100; 186].

Другим важливим блоком серед ключових елементів гідрологічного режиму є **внутрішньоводоймова динаміка**. До неї входять течії,

перемішування, хвильові процеси та коливання рівня води. Ці процеси приймають активну участь у формуванні якісного складу вод та біопродуктивності водойм. Вони визначають перенесення та розподіл речовин, швидкість круговороту в екосистемі та безпосередньо обумовлюють інтенсивність забруднення і самоочищення, багато в чому забезпечуючи умови функціонування гідробіоценозів.

Течії впливають на розподіл розчинених та завислих речовин [86; 219], тепла [239], гідробіонтів [224; 278] по акваторії та між окремими ділянками водойм.

Перемішування обумовлює масообмін між окремими шарами води, забезпечуючи поступове вирівнювання фізико-хімічних показників водних мас, зокрема температури води, розчиненого кисню, завислих речовин тощо, по вертикалі та горизонталі.

Хвильові процеси є важливим фактором у міграції речовин між придонними та поверхневими горизонтами, що впливає на життєдіяльність практично всіх видів гідробіонтів.

Колівання рівня води у водоймах впливає на склад та кількісний розвиток планктонних організмів [137; 138; 173] та інших видів гідробіонтів.

Третім блоком ключових гідрологічних факторів є **гідрофізичні характеристики водних мас**. Важливими з екологічної точки зору показниками є температура, вміст і склад завислих речовин, та оптичні властивості води.

Температура води визначає інтенсивність хімічних та біологічних процесів, від яких безпосередньо залежить якість води, біопродуктивність, біорізноманіття та загальний стан водних екосистем. Від температури води, наприклад, залежить видове різноманіття планктонних водоростей [269].

Завислі речовини у воді відіграють важливу роль у формуванні якості вод та біопродуктивності водойм. Вони визначають режим освітленості водної маси, механічно впливають на гідробіонтів, адсорбують мікроелементи, формують комплекс донних ґрунтів. Завислі речовини, їх

концентрація, розподіл у просторі, динаміка протягом часу, седиментація відносяться до головних факторів абіотичного середовища та мають важливу роль у процесах формування якості вод та продуктивності водойм [119]. Зависі значною мірою визначають проникнення світла у водне середовище, безпосередньо впливаючи на перебіг фотохімічних реакцій. Однією з найважливіших окисно-відновних реакцій є фотосинтез у клітинах фітопланктону, який відбувається при використанні світла в якості енергії, та слугує основою всієї біологічної продуктивності водойм. Значна маса водних рослин, зокрема фітопланктону, існує, продукує, споживає вуглекислий газ та виділяє кисень завдяки процесу фотосинтезу. Для підтримання цього процесу фітопланктон змушений знаходитися у поверхневому освітленому шарі води, який називається фотичною зоною або трофогенним шаром [3].

Оптичні властивості водних мас (прозорість та колір води) залежать від кількості та складу завислих речовин, концентрації розчинених речовин, розвитку фітопланктону, тому є репрезентативними показниками якості вод. Такі властивості водних мас впливають на глибину проникнення сонячної енергії та характер її розподілу у водній товщі. Визначальними факторами формування оптичних властивостей водних мас є фізико-географічні особливості водозбору та внутрішньоводоймові процеси (течії, хвилі, перемішування, переформування берегів, інтенсивне продукування фітопланктону та ін.). Показники прозорості та кольору води характеризуються різним розподілом по акваторії водного об'єкту та динамікою протягом року.

Серед вищевказаних екологічно значущих елементів гідрологічного режиму, які формують окремий блок, є **гідрофізичні властивості донних ґрунтів**. Комплекс донних ґрунтів як частина екосистеми водойми без сумніву впливає на формування якості води та біопродуктивність. Донні ґрунти виступають у ролі своєрідного регулятора процесу міграції речовин між дном та водними масами. Внутрішньоструктурна трансформація речовин та сполук постійно направлена на підтримання рівноваги між твердою та

рідкою фазами системи. Рідка фаза донних ґрунтів знаходиться у постійному контакті з водними масами. При цьому, якщо хімічний склад ґрунтів реагує на зміну в гідрохімічному режимі водойми, то їх водно-фізичні властивості та гранулометричний склад відображають інтенсивність гідродинамічних процесів. Тому склад донних ґрунтів показує процес розвитку водойми [176].

2.3. Методичні аспекти оцінки ключових гідрологічних факторів функціонування екосистем водойм

Дослідження ключових екологічно значущих елементів гідрологічного режиму, зокрема зовнішнього водообміну, внутрішньоводоймової динаміки, гідрофізичних властивостей водних мас та донних ґрунтів, природних та штучних водойм є важливим етапом оцінки стану їх екосистем. При цьому, використовуються основні методи гідрологічних досліджень [145], серед яких нами було застосовано:

- натурні експедиційні дослідження, що проводилися епізодично;
- теоретичні методи, що базуються на законах фізики та географічних закономірностях просторово-часових змін гідрологічних характеристик, зокрема методи математичного моделювання;
- розрахункові методи, що використовувалися у випадках відсутності або обмеженості даних натурних спостережень.

За період з 2009 по 2016 рр. нами здійснено більше 40 експедиційних виїздів для проведення натурних спостережень близько 28 водойм Києва. Основними заходами досліджень були: уточнення морфометричних характеристик, зокрема проміри глибин, виміри температури води по вертикалі, прозорості та кольору води, відбір проб води на вміст завислих речовин і розчиненого у воді кисню, а також виміри об'єму притоку або стоку з водойм. Проміри глибин здійснювали за допомогою ехолота Eagle Finder 2, локацію точок фіксували GPS-навігатором Lowrance iFiner H₂O. За

результатами батиметричних зйомок виконано розрахунки об'ємів води у досліджених міських водоймах.

Крім проведення натурних досліджень, нами проводився аналіз топографічних карт різних років та космічних знімків (база даних Google Earth), на яких були зображені міські водойми. З їх використанням нами було уточнено сучасні площі водойм Києва та їх водозбірні території. Розрахунок цих площ ми виконували за допомогою програми AutoCAD 2010.

2.3.1. Водний баланс та зовнішній водообмін

Інтенсивність водообміну є важливою характеристикою будь-якого водного об'єкту. Водообмін поділяють на зовнішній та внутрішній. Зовнішній водообмін визначається складовими водного балансу та характеризує зміну вод. Внутрішній водообмін обумовлюється внутрішньоводоймовими гідродинамічними процесами. Інтенсивність водообмінних процесів залежить також від морфометричних параметрів, географічного положення та місця водойми у гідрографічній мережі.

При гідрологічних дослідженнях інтенсивність зовнішнього водообміну у водоймах Києва нами оцінювалася за декількома показниками. Найбільш поширеним є коефіцієнт водообміну, який показує скільки разів змінюється вода у водоймі за рахунок надходження (W_{np}) або витрати ($W_{\epsilon m}$) її за визначений проміжок часу (місяць, рік) [28; 47]:

$$K_{\epsilon np} = \frac{W_{np}}{V}; \quad (2.1)$$

$$K_{\epsilon \epsilon m} = \frac{W_{\epsilon m}}{V}; \quad (2.2)$$

де $K_{\epsilon np}$ – коефіцієнт водообміну за притоком (W_{np}); $K_{\epsilon \epsilon m}$ – коефіцієнт водообміну за відтоком ($W_{\epsilon m}$); V – об'єм води у водоймі.

Для оцінки інтенсивності водообміну використовують також формулу [266]:

$$K_{\epsilon.c} = \frac{W_{np} + W_{\epsilon m}}{2V}. \quad (2.3)$$

Для оцінки зовнішнього водообміну застосовують також період водообміну (τ), який показує час, протягом якого вода, що надходить ззовні, повністю замінює об'єм водойми:

$$\tau = \frac{V}{W_{np}} = \frac{1}{K_{\epsilon.np}} \quad (2.4)$$

або

$$\tau = \frac{V}{W_{\epsilon m}} = \frac{1}{K_{\epsilon.\epsilon m}}. \quad (2.5)$$

З екологічної точки зору коефіцієнт та період водообміну не завжди є достовірними, оскільки не враховують форму улоговин та площу водойми. Водойми з однаковим коефіцієнтом водообміну, але різною формою улоговини та співвідношенням їх лінійних розмірів, можуть обумовлювати різну інтенсивність внутрішньоводоймових процесів. При оцінці та співставленні водообмінних процесів у різних за морфометричними характеристиками водойм існує поняття проточності [178]. Цей показник характеризує середню швидкість течії води (v_c) у середньому поперечному перерізі водойми та виражається наступною формулою:

$$v_c = \frac{Q_c}{f_{c.n}}, \quad (2.6)$$

де Q_c – середня витрата води за розрахунковий період, м³/с; $f_{c.n}$ – середня площа поперечного відносно основного потоку перерізу водойми, м².

До прибуткової складової водного балансу водойм Києва входять атмосферні опади на водне дзеркало (W_{on}); притік поверхневих ($W_{нов.пp}$) та ґрунтових ($W_{зp.пp}$) вод. Витратна складова водного балансу включає випаровування з водної поверхні ($W_{\epsilon un}$); відтік води поверхневим шляхом ($W_{нов.\epsilon m}$), фільтрацію в ґрунти ($W_{зp.\epsilon m}$). Отже, загальне рівняння водного балансу має вигляд:

$$W_{on} + W_{нов.нр} + W_{зр.нр} - W_{вип} - W_{нов.вм} - W_{зр.вм} = \pm W_a, \quad (2.7)$$

де W_a – акумуляція води у водоймі в кінці розрахункового періоду (року).

Оцінку перелічених складових водного балансу ми виконували за наведеними нижче формулами.

Розрахунок об'єму атмосферних опадів (W_{on} , м³) здійснюється шляхом урахування площі водного дзеркала (F_g , м²) та шару опадів (P , м), що надходять безпосередньо на поверхню водойми:

$$W_{on} = P \times F_g. \quad (2.8)$$

Притік поверхневих вод ($W_{нов.нр}$, м³) до водойми включає притік, що формується з водозбірної території. Об'єм поверхневого притоку до водойми розраховується за формулою:

$$W_{взб} = \frac{\bar{q} \times F_{гдз}}{1000}, \quad (2.9)$$

де \bar{q} – модуль стоку, який в межах Києва становить в середньому 2,5 л/с·км² [210]; $F_{гдз}$ – площа водозбору, км².

Для водойм, які мають прямий гідравлічний зв'язок з водосховищем, крім притоку води з водозбору, враховують також об'єм притоку води ($W_{н.нр}$, м³), що формується внаслідок коливання рівня у водосховищі. Ця величина розраховується за формулою:

$$W_{н.нр} = F_g \times \Delta H_g, \quad (2.10)$$

де F_g – площа водного дзеркала водойми, м²; ΔH_g – зміна рівня води в ній внаслідок коливання рівня води у київській ділянці Канівського водосховища за певний проміжок часу, м.

Для оцінки шару води, що випаровується з водної поверхні, використовують емпіричні формули [30; 37; 236; 264]. Об'єм випаровування з поверхні водойми розраховується за формулою:

$$W_{вип} = \frac{E_p \times F_g}{1000}, \quad (2.11)$$

де E_p – шар випаровування з водної поверхні, який на території Києва становить 527 мм за рік [263]; F_g – площа водного дзеркала водойми, м².

Відтік ґрунтових вод ($W_{зр.вм}$) з водойми зазвичай визначається з урахуванням наявних відомостей про рівні води в озері та водосховищі, складу і фільтраційних властивостей піщаних водовмісних порід, ширини напірного фронту та відстані між водними об'єктами. При оцінці відтоку вод використовується рівняння, що базується на законі Дарсі. Об'єм води, що просочується крізь породу за одиницю часу, прямо пропорційний коефіцієнту фільтрації, падінню напору, площі поперечного перерізу породи та обернено пропорційний довжині шляху фільтрації [81].

За відсутності таких відомостей об'єм відтоку ґрунтових вод з водойм визначається як залишковий член рівняння водного балансу.

2.3.2. Внутрішньоводоймова динаміка

Гідродинамічні процеси – це важливий елемент гідрологічного режиму водойм, до складу якого відносяться течії, перемішування, хвильові процеси та коливання рівня води.

Течії формуються внаслідок впливу різних гідрометеорологічних факторів, зокрема притоку та відтоку з водойми, дії вітру, неоднорідності густини води, зміни атмосферного тиску тощо.

При оцінці режиму течій у водоймах зазвичай застосовують: натурні виміри (швидкості та напрямки течій) з використанням спеціальних приладів; розрахункові методи та математичне моделювання; методи фізичного моделювання. Вказані гідрологічні методи мають свої переваги та недоліки.

Натурні дослідження режиму течій є загальноприйнятим гідрологічним методом. Він дозволяє оцінити сумарний ефект всіх видів течій, які діють у під час вимірів у будь-якій ділянці водойми. Для

проведення вимірів течій використовують стандартні гідрометеорологічні прилади (букводрукувальні та гідрометричні млинки, автономні цифрові вимірювачі течій) та пристрої (поверхневі й глибинні поплавки, поплавки-інтегратори). Але використовувати гідрометричні річкові млинки для вимірів швидкостей течій на озерах, невеликих водоймах та ставках не завжди є можливим, оскільки ці прилади фіксують значення мінімальних швидкостей 4–10 см/с. При цьому похибка вимірів становить більше 2%. Тому у таких випадках застосовують звичайні поплавки та поплавки-інтегратори, які переважно використовувалися нами під час досліджень.

Найбільш спрощений метод вимірювання швидкості та напрямку течій був запропонований М. В. Пікушем [178]. Суть так званого пневматичного методу полягає у тому, що як поплавки інтегратори виступають бульбашки повітря. Перевага цього методу полягає у простоті обладнання, оперативності вимірів, можливості визначення малих швидкостей (менше 1 см/с), застосуванні у різних ділянках водойми, і навіть тих, що зайняті водною рослинністю.

Однак, проведення лише натурних вимірів, як правило, не може вирішити всі проблеми, пов'язані з дослідженням гідродинамічного режиму водойм. Так як, для отримання фізично та статистично достовірної картини течій у водоймі, необхідно здійснювати довготривалі вимірювання на достатньо великій кількості станцій спостережень при широкому діапазоні коливань елементів гідрометеорологічного режиму. Ці методи дозволяють оцінити режим течій лише на існуючих водоймах, але не дають можливості прогнозувати їх характеристики у водоймах, що реконструюються та проектуються.

Тому для оцінки параметрів течій нами було використано *розрахункові методи* та *методи математичного моделювання*, що дозволяють кількісно визначати окремі елементи течій та загальні закономірності (схеми) циркуляції вод.

Наприклад, найбільшого поширення для оцінки вітрових течій отримала емпірична залежність, що має вигляд [215]:

$$v_{нов} = a_0 \cdot \omega, \quad (2.12)$$

де a_0 – вітровий коефіцієнт, який визначається за матеріалами натурних досліджень і дорівнює відношенню швидкості поверхневої течії ($v_{нов}$) до швидкості вітру (ω). У розрахунках в якості вітрового коефіцієнта, згідно з нашими вимірами на водоймах Києва і дослідженнями на водоймах України [217], прийнято постійну величину $a_0 = 0,0125$.

Методи математичного моделювання основані на теорії Екмана [286] та теорії повних потоків Штокмана [267] і Свердрупа [185]. На основі цих теорій створені методи моделювання циркуляції вод [238; 323].

В практиці еколого-гідрологічних досліджень [217], які безпосередньо пов'язані з оцінкою елементів гідродинаміки та їх впливу на функціонування екосистем водойм, найчастіше застосовується двохвимірний в горизонтальній площині гідродинамічна модель течій за методом повних потоків [238]. У різних модифікаціях вона була застосована при вивченні Чорного та Каспійського морів [13; 233], лиманів Причорномор'я [22; 190; 219], Білого [241], Ладозького [133], Онезького озер [75], Рибінського [33] та дніпровських водосховищ [217], тощо.

Обчислення параметрів течій нами здійснювалися у програмі Microsoft Excel (файл Schet.xls), робота якого автоматизована за допомогою макросу, що написаний на мові програмування Visual Basic. В основі цього макросу закладено послідовність задач (алгоритмів) для проведення розрахунків за методом повних потоків [222; 231]. Комп'ютеризацію математичної моделі було реалізовано в 2003 році співробітниками відділу гідрології та управління водними екосистемами Інституту гідробіології НАНУ.

Вихідною інформацією математичної моделі є морфометричні характеристики водойм, параметри вітру, притік та відтік водних мас за їх наявності. Врахування реальних особливостей морфометрії водойм при

моделюванні є необхідним для встановлення інтервалу сітки. У кожному випадку величина інтервалу залежить від необхідності ступеня деталізації картини течії, конфігурації берегової лінії та рельєфу дна. Загальною умовою числового моделювання течій в досліджуваних водоймах є прийняття в якості граничного контуру, апроксимуючого водойму, ізобату 0,25 м [143].

Для роботи з моделю необхідно відкрити файл Schet.xls. При натисканні комбінації клавіш alt+f 8 з'являється діалогове вікно з переліком послідовних команд (рис. 2.4, а). Обрана команда підтверджується кнопкою «Выполнить», після чого відображається діалогове вікно для внесення відповідних параметрів, наприклад, як на рис. 2.4, б).

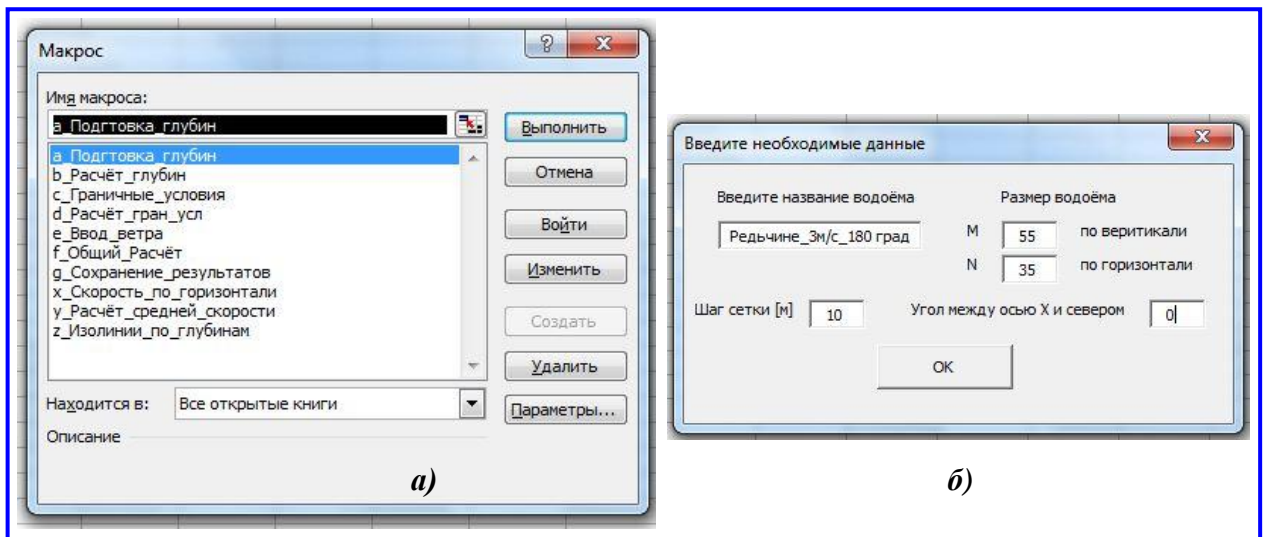


Рис. 2.4. Візуалізація математичної моделі для оцінки вітрових течій: а – команди; б – діалогове вікно після підтвердження команди «а_Подготовка глубин»

Суть кожної команди включає:

- «а_Подготовка глубин» – внесення назви водойми та її розмір, інтервал сітки, а також масив значень глибин в таблицю Excel файлу Schet.xls (рис. 2.5), що попередньо знімаються з батиметричної схеми водойми;
- «b_Расчет глубин» – розрахунок глибин, що виконується після внесення масиву значень глибин в таблицю Excel;
- «с_Граничные условия» – закладення рідких меж, тобто притоку та відтоку води ($\text{м}^3/\text{с}$), якщо граничні умови водойми незамкнуті;

Рис. 2.5 Фрагмент масиву значень глибин оз. Вербного

- «d_Расчет_гран_усл» – розрахунок граничних умов;
- «f_Общий расчет» – загальний розрахунок всіх закладених параметрів;
- «e_Ввод ветра» – закладення швидкості вітру (м/с) та його напрямку (град.) (рис. 2.6, а);
- «g_Сохранение результатов» – збереження всіх розрахунків течій у форматі Surfer Grid (.grid);
- «x_Скорость по горизонтали» – розрахунок швидкості течій у кожній точці водойми на заданій глибині (см/с) (див. рис. 2.6, б), що відображається у таблиці Excel;
- «y_Расчет средней скорости» – розрахунок швидкості течій осередненій по вертикалі (см/с) у кожній точці водойми;
- «z_Изолинии по глубинам» – збереження у форматі Surfer Grid (.grid).

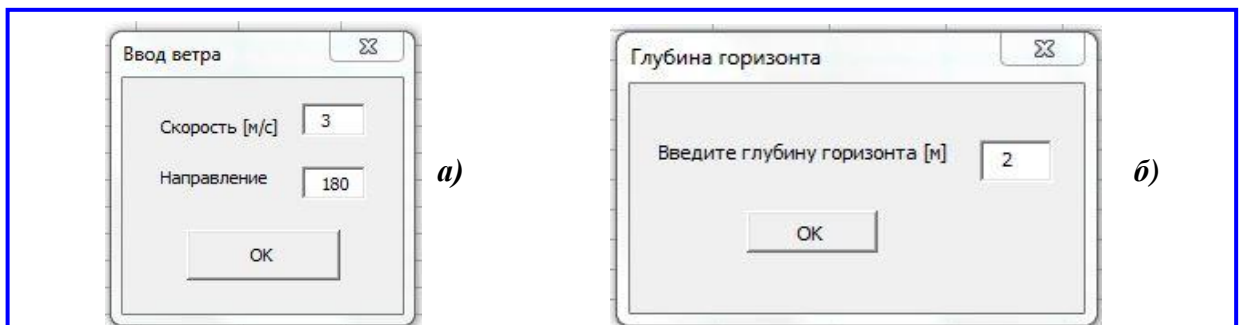


Рис. 2.6. Діалогові вікна для ведення параметрів вітру (а) та глибини горизонту (б) при розрахунку швидкостей і напрямків течій

Результати математичного моделювання візуалізуються за допомогою програми Golden Software Surfer 7.0 (рис. 2.7).

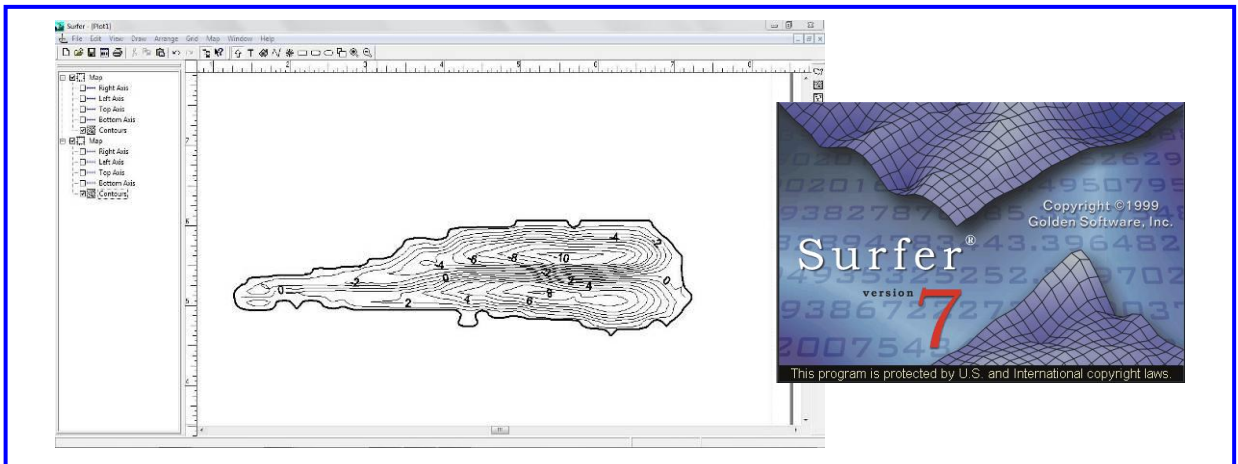


Рис. 2.7. Циркуляції (функції токів) вод оз. Вербного, візуалізовані за допомогою програми Golden Software Surfer 7.0

Важливою умовою при застосуванні цієї математичної моделі, що пов'язана з дискретністю введення вихідних даних, є її верифікація. Вона неодноразово була проведена на водоймах Причорномор'я [217; 219], пониззя Дніпра [120] та інших водних об'єктах. Результати верифікації моделі показали достатню схожість між розрахованими та виміряними параметрами течій. Наприклад, середні значення відносних похибок за напрямком та швидкістю течій для Кардашинського лиману складають відповідно 13 та 14 % [121]. Такі значення похибок, отримані при дослідженні водойм пониззя Дніпра, свідчать про те, що обраний метод може також бути прийнятним для оцінки режиму течій у водоймах Києва.

Перемішування водних мас є одним із важливих елементів гідродинаміки водойм, за рахунок якого забезпечується обмін між шарами води та вирівнювання гідрофізичних, гідрохімічних та гідробіологічних показників по вертикалі. Основну роль у динаміці водойм відіграє молярний обмін, що відбувається у результаті турбулентного руху води. Крім цього, у водоймах відмічається конвективне перемішування, що виникає при нестійкій температурній стратифікації, особливо під час поступового нагрівання та охолодження води.

Інтенсивність перемішування водних мас зазвичай встановлюють за допомогою високочутливої апаратури, що фіксує пульсації швидкості течії та температури. За її відсутності для внутрішніх водойм використовують різного роду напівемпіричні залежності, для розрахунку яких попередньо визначають коефіцієнти горизонтального (K_L) та вертикального (K_Z) турбулентного перемішування. Оцінку цих коефіцієнтів виконують безпосередньо на водоймах шляхом багаточисленних натурних спостережень відповідно до методики, яка детально викладена у роботах [90; 124; 160].

Хвильові процеси є характерним елементом гідродинаміки водойм. Залежно від фактору дії на водну поверхню хвилі поділяють на баротропні та бароклінні, поверхневі та внутрішні, прямі та зворотні, сейшеві й вітрові та інші [239]. Всі вони беруть безпосередню участь у функціонуванні екосистем водойм, являючись абіотичним їх компонентом та впливаючи на формування якості вод і їх продуктивності.

За екологічною значимістю провідним серед усіх видів коливальних рухів у внутрішніх водоймах безперечно є вітрове хвилювання, що являє собою потужний фактор процесу переформування берегів, міграції речовин на межі вода-дно і насиченні ними водних мас водойм. Вітрове хвилювання, зумовлюючи знакозмінний рух часток води, відіграє важливу роль у посиленні самоочисної спроможності водойм.

Хвилі, обумовлені дією вітру, мають нерегулярний характер. Розміри хвиль залежать від багатьох факторів, із яких основними є швидкість та напрямок вітру, тривалість його дії, довжина розгону хвилі, глибина та конфігурація водойми. Оцінку параметрів хвиль, як і інших елементів внутрішньоводоймової динаміки, проводять за допомогою натурних спостережень та розрахункових методів.

Натурні спостереження за хвильовими процесами зазвичай ведуться на гідрологічних постах. Вони здійснюються за допомогою хвилемірних віх, хвилемірів, хвилеграфів та самописців рівня води. Такі спостереження мають систематичний (регулярний) та епізодичний характер [156].

Для статистичної оцінки параметрів вітрових хвиль на водоймах використовують емпіричні залежності [194]. Деякі із них нами були застосовані при дослідженні хвильових процесів у водоймах Києва.

Коливання рівня води у водоймах важлива характеристика їх водного режиму, вивчення якої необхідне для оцінки умов функціонування їх екосистем.

Коливання рівня води у водоймах відбуваються під впливом різних факторів, але основними із них є притік та стік води із водойм, що обумовлюють зміну запасів в них водних мас. За тривалістю вони можуть бути річними та сезонними (довготривалі). Такі коливання перш за все залежать від фізико-географічних особливостей місцевості, морфометричних характеристик водойм та їх водозборів. Характер коливань рівня води у водоймі, особливо амплітуда коливань, залежить від співвідношення площі водного дзеркала та водозбору, за яким визначається показник питомого водозбору ($\Delta F = F_g / F_{гоз}$) [47]. Так, із зростанням величини цього показника та зменшенням площі водойми середня річна амплітуда рівня зростає [145].

Виділяють також короткочасні коливання рівня води у водоймах, що не пов'язані зі зміною запасів води та в основному викликані вітровими явищами [259].

Для характеристики режиму рівнів води у водоймах Києва нами було проведено епізодичні натурні спостереження у весняний та літній періоди. Виміри рівнів води здійснювалися відповідно до загальновідомих методик за допомогою переносної водомірної рейки ГР–23 та металеві рейки РВП–3–49 [194].

2.3.3. Гідрофізичні властивості водних мас

Серед абіотичних компонентів водних екосистем велике значення мають гідрофізичні властивості вод. Від них в значній мірі залежить характер та інтенсивність багатьох гідрохімічних і гідробіологічних процесів, таких як

мінералізація органічних речовин, фотосинтез, розподіл у водній товщі розчинів, газів, біологічних об'єктів тощо. Найбільш екологічно значущими гідрофізичними характеристиками водного середовища водойм є температура води, її розподіл та динаміка, оптичні властивості води, кількість та склад завислих речовин.

Температура є гідрофізичним показником, за значенням якого можна охарактеризувати масо- та теплообмінні процеси у водній товщі водойми. Температурні умови визначають інтенсивність хімічних реакцій та перетворень у водній товщі і на межі її розподілу, швидкість обмінних процесів у живих організмах, рухову та харчову активність, потребу гідробіонтів у кисні. Визначення цього показника є також необхідним для оцінки функціонування водних екосистем.

Важливими факторами надходження та розподілу тепла у водоймах є кліматичні, гідравлічні, гідрологічні та морфологічні [159]. Перший фактор впливає на інтенсивність теплообміну через поверхню та дно водойми, змінюючись у широких межах протягом року та сезону. Водні маси водойм відзначаються теплозапасом, що залежить від величини та співвідношення складових теплового балансу. Переважаючою складовою прибуткової частини теплового балансу водойм є сонячна радіація, внаслідок поглинання якої відбувається теплообмін через водну поверхню. В окремі сезони року суттєве значення мають теплообмін поверхні води з повітрям та донними ґрунтами, теплообмін при пароутворенні та таненні льоду, внутрішнього тертя, притоку та відтоку води, біологічних і біохімічних процесів тощо. Перемішування та розподіл тепла у водній масі, що пов'язані з внутрішньоводоймовими процесами, суттєво залежать від морфометрії улоговин водойм.

Гідравлічні та гідрологічні фактори сприяють перетворенню частини механічної енергії в теплову, розподілу нагрітих та холодних водних мас у водоймі. Важливим фактором формування термічного режиму водойм є їх морфометрія – глибина, розмір та форма акваторії. Для мілководних водойм,

де перемішування охоплює всю водну товщу, характерне переважання гомотермії протягом всього вегетаційного періоду. У глибоких водоймах, у яких турбулентність не досягає дна, температурна конвекція забезпечує перемішування водних мас по глибині лише двічі за рік.

Річний цикл термодинаміки водних мас водойм помірної кліматичної зони підрозділяється на періоди: весняного нагрівання, літнього нагрівання, осіннього охолодження, зимового охолодження та зимового нагрівання [27; 159; 229].

Для оцінки термічного режиму необхідні дані щодо середньої температури поверхні води, горизонтів та всієї водної маси, які визначають на відкритій та прибережній ділянках водойм. На відкритій ділянці водойм температура води вимірюється на рейдових вертикалях та гідрологічних профілях.

Під час наших натурних спостережень виміри температури поверхневого шару води здійснювалися ртутним термометром у металевій оправі (водний термометр). Шкала першого термометра знаходиться в діапазоні від -10 до $+30$ °C та ціною поділки $0,2$ °C, що дозволяє робити відлік з точністю до $0,1$ °.

Температуру води у глибинних шарах дистанційно визначали за допомогою електротермометра ГР-41 М. Максимальна глибина занурення датчика термометра становить 45-ти метрів. Діапазон його вимірювань варіює від $-0,1$ до $+35$ °C. Ціна поділки шкали приладу $0,1$ °C. Принцип дії цього приладу оснований на властивості металів змінювати свій електричний опір при зміні температури навколишнього середовища [156; 141].

Завислі речовини. Основним фактором, що формує прозорість води, є її мутність (каламутність). Мутність води залежить від кількості та складу завислих в ній часток органічного та неорганічного походження. Неорганічні зависі складаються із піщаних та мулових часток, що надходять у водойму при руйнуванні (абразії) берегів, з притоком поверхневих вод, за дії вітру

(еолове перенесення), а також при скаламучуванні донних відкладів. До органічних зависей входять гідробіонти та їх рештки.

Акумуляція зависей на дні улоговин призводить до формування донних відкладів, які включають аллохтонні (надходять до водойм ззовні) та автохтонні (утворені безпосередньо у водоймах) частки. Останні підрозділяються на теригенні (в основному мінеральні частки, що надходять з водозбору та берегів водойми), біогенні та хемогенні (являються в основному результатом гідробіологічних та гідрохімічних процесів у водній товщі водойм) [145].

При відборі проб води у водоймах на вміст завислих речовин та розчиненого кисню зазвичай використовують батометри БМ–48 (Нансена), Молчанова та Рутнера. Вони представляють собою циліндричні ємкості з клапанами або кришками, які закриваються під водою на заданій глибині. Найбільше практичне значення, завдяки простій конструкції та експлуатації, має батометр Рутнера. За його допомогою відбір проб можна здійснювати на водоймах глибиною до 20–30 м. Тому під час наших еколого-гідрологічних досліджень використовувався цей прилад.

Обробка проб води із зависсю здійснюється згідно з методикою, наведеною у «Наставлении гидрометеорологическим станциям и постам» [156]. В практиці гідрологічних досліджень для визначення фракційного (гранулометричного) складу завислих речовин найбільш широке застосування отримав гідравлічний метод. Він включає комбінований аналіз та здійснюється за допомогою фракціометра ГР–82 та піпеточної установки ПІ–22. В його основі закладена залежність швидкості падіння часток від їх розміру при певних значеннях густини часток (гідравлічної крупності), а також від густини та в'язкості води (закон Стокса). Недоліком цього методу є виконання низки операцій щодо обробки зависей та дуже трудомісткий.

Крім вищевказаного методу визначення фракційного складу завислих речовин існують методи, що базуються на ваговому методі седиментаційного аналізу. Суть їх полягає у вимірюванні за допомогою вагових приладів

швидкості накопичення осаду на дні посудини. Одна із таких методик була розроблена у відділі гідрології Інституту гідробіології НАН України [141]. Особливістю та перевагою цього методу є простота аналізу та седиментаційної установки (рис. 2.8), що можна застосовувати в натурних умовах. Не менш важливим є те, що для визначення фракції мінерального походження зависей достатньо проби невеликого об'єму (0,5–1,0 г). Тому, в еколого-гідрологічних дослідженнях найчастіше використовуються саме цей метод.

Відомості щодо **оптичних властивостей водних мас** водойм мають суттєве значення при оцінці та прогнозі якості їх вод і біопродуктивності. Вони входять до складу ознак, за якими можна судити про тип та режим водойм, розташованих в межах різних ландшафтно-географічних зон.

Основними оптичними показниками водних мас є прозорість та колір. Ці показники залежать від хімічного складу води, кількості та складу завислих речовин. Прозорість води є одним із основних факторів, що визначає глибину поширення в ній сонячної енергії та розміри евфотичної (фотичної) зони і, відповідно, потенціальну біологічну продуктивність водойми та її біологічні ресурси. Прозорість суттєво впливає на якість води, виступаючи її непрямим показником [265]. В багатьох випадках вона є фактором, який кореляційно зв'язаний з продукуванням фітопланктону [243]. Визначення прозорості дозволяє судити про мутність водних мас, як відомо, між ними існує чіткий обернений кореляційний зв'язок.

В гідрології використовують показник прозорості, що визначають за допомогою білого диску Секкі діаметром 30 см, який поступово занурюють у воду з тіньового борту човна до глибини його зникнення.

Прозорість водойм може змінюватися від декількох сантиметрів до декількох десятків метрів. Наприклад, прозорість води в оз. Байкал становить 40 м [27]. На відкритій акваторії прозорість води більша, ніж біля берегів. Величина оптичного показника у водоймах відзначається зростанням у зимовий та осінній період, та зменшенням – у весняний та літній періоди.

Важливим оптичним показником природних вод є колір, що характеризує зв'язок між фізико-географічними особливостями басейну та режимом самої водойми [243]. Колір води обумовлений вибірковою розсіюванням та поглинанням світлових хвиль. Це порівняно стійка ознака, яка не змінюється протягом доби та дозволяє опосередковано оцінювати переміщення водних мас і продуктивність водойми.

Колір поверхневого шару води визначають з використанням стандартної шкали кольору води (шкала Фореля-Уле). Її застосування ґрунтується на окомірному підборі відтінку шкали кольору води. Шкала складається з 22 скляних запаяних пробірок, заповнених кольоровими розчинами з поступовим переходом від синього до коричневого. Спостереження за кольором води проводять з тіньового борту човна на фоні білого диску, зануреного у водойму на глибину, рівну приблизно половині величини прозорості. Під пробірки з відповідними відтінками розчину підкладають папір білою стороною та порівнюють з кольором води [156; 243].

2.3.4. Донні ґрунти

Формування донних відкладів безпосередньо залежить від процесу седиментації речовин алохтонного та автохтонного походження. Ці речовини, надходячи до улоговини водойми, піддаються дії комплексу внутрішньоводоймових процесів, зазнаючи суттєвої трансформації, відсортовуються по гідравлічній крупності, формуючи ділянки залягання донних відкладів різних типів, які відрізняються за водно-фізичними властивостями та хімічним складом.

Механізми формування складу донних відкладів та завислих у воді речовин залежать від стадії розвитку водойми, ступеня її заростання і видового складу вищої водної рослинності, геолого-геоморфологічної будови улоговини водойми та берегів, надходження об'ємів ґрунтоутворюючих

матеріалів, кліматичних та гідрометеорологічних умов [97]. Потужність донних відкладів може змінюватися в широких межах та у декілька разів перевищувати глибину водойм [27].

Одним із важливих показників, що характеризують основні властивості донних відкладів, є їх гранулометричний (механічний, фракційний) склад. Він показує процентний ваговий вміст у породі різних по величині фракцій. Від гранулометричного складу залежать щільність та вологість донних відкладів, що визначають спроможність ґрунтів до водообміну. Водообмін впливає на швидкість хімічних реакцій, процеси фізико-хімічного обміну та біологічних процесів у ґрунтах [171].

Для визначення водно-фізичних властивостей здійснюють відбір проб ґрунтів за допомогою дночерпаків різноманітних конструкцій, драг, донних щупів або ґрунтових трубок. На практиці використовують секційні дночерпаки (СДЧ–100 або СДЧ–250), ґрунтові трубки ДОІН та ін., що дозволяють відбирати колонки донних відкладів з непорушеною структурою. Відібрані зразки при необхідності розрізають пошарово, отримані керни для зберігання розміщують у бюкси [141].

Підготовка проб на визначення гранулометричного складу та водно-фізичних властивостей донних відкладів здійснювалася відповідно до стандартних методик [155; 258]. Крупність часток донних відкладів водойм Києва ми визначали на седиментаційній установці [141].

Висновки до другого розділу

Зростання потреб у воді та посилення антропогенного впливу безпосередньо на водні об'єкти спричинило погіршення їх стану та зміну умов функціонування екосистем. Це викликало необхідність у пошуку шляхів вирішення цих екологічних проблем, які стали поштовхом у формуванні нового наукового напрямку – екологічної гідрології. Надбання

вітчизняних та світових науковців свідчить про те, що екогідрологія існує вже тривалий час та продовжує розвиватись.

Методична база екологічної гідрології є основою для оцінки екологічного стану водних об'єктів України, зокрема і водойм Києва. При оцінці гідрологічних умов виділяють чотири основні блоки ключових екологічно значущих факторів: зовнішній водообмін, гідродинаміка водних мас, гідрофізичні властивості водних мас та донні ґрунти.

РОЗДІЛ 3

ЗОВНІШНІЙ ВОДООБМІН ЯК ОДИН ІЗ ПРОВІДНИХ ФАКТОРІВ ФОРМУВАННЯ ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА І СТАНУ ЕКОСИСТЕМ КИЇВСЬКИХ ВОДОЙМ

Серед великої кількості процесів та явищ, за якими характеризується гідрологічний режим континентальних водойм, найбільш екологічно значущими (ключовими) є їх зовнішній водообмін, тобто змінюваність води. Цей процес залежить, перш за все, від інтенсивності притоку та відтоку води із водойми, тобто від співвідношення складових водного балансу.

При будь-яких екологічних оцінках та прогнозах, що пов'язані з вивченням якості вод і біопродуктивності водойм, визначення складових їх водного балансу й інтенсивності зовнішнього водообміну стає першим та принципово важливим етапом дослідження.

Інтерес безпосередньо до зовнішнього водообміну водойм викликаний ще тим, що його можна штучно регулювати, змінювати таким чином показники стану екосистем і якість водного середовища. Для урбанізованих умов це має суттєве значення.

При огляді літератури виявилось, що відомостей щодо водно-балансових характеристик та їх ролі у функціонуванні екосистем водойм Києва недостатньо (див. підрозділ 1.2). Тому, нами проведено натурні дослідження типових представників *гідрогенних* та *штучних водойм* Києва. За їх результатами оцінено складові водного балансу та показники інтенсивності їх зовнішнього водообміну [51; 226].

3.1. Водний баланс та водообмін гідрогенних водойм

Гідрогенні водойми розташовані на заплавної та надзаплавній терасах Дніпра і мають гідравлічний зв'язок з Канівським водосховищем. *Природні, частково змінені, антропогенно змінені та стариці* гідравлічно зв'язані з

Канівським водосховищем через алювіальні відклади. Водойми підгрупи *затоки* безпосередньо обмінюються водою з водосховищем через протоки.

3.1.1. Природні, частково змінені водойми

Типовим представником групи *гідрогенних водойм* Києва (підгрупи *природні, частково змінені*) є *озеро Бабине*. Воно знаходиться в центральній частині Києва на Трухановому острові (рис. 3.1), який сформований алювіальними піщаними відкладами. Озеро має видовжену з півночі на південь форму улоговини. Периметр берегової лінії становить 1900 м. Довжина озера – 700 м, середня ширина – 67,4 м, максимальна – 84,0 м. Середня глибина – 2,00 м, максимальна – 5,20 м. Площа водного дзеркала – 47,2 тис. м², об'єм озера – 94,6 тис. м³. Матеріали нашої зйомки дозволили побудувати схему розподілу глибин озера (рис. 3.2), яка свідчить про те, що його улоговина має просту будову, з глибокими ділянками в центральній частині водойми. Площа мілководь озера Бабине, глибиною до 2 м, згідно з кривою площ (рис. 3.3), становить 45% від загальної його площі.



Рис. 3.1. Озеро Бабине

Основною складовою водного балансу оз. Бабиного є притік та відтік за рахунок фільтрації води через піщані дно та береги, в результаті перепаду рівнів у Канівському водосховищі та озері. Такі перепади рівнів спричинені сезонними коливаннями рівня води у Канівському водосховищі (непрямий гідравлічний зв'язок). У період весняного водопілля рівні води в районі київської ділянки Канівського водосховища потенційно можуть підвищуватись на 5–6 м над нормальним підпірним рівнем, відмітка якого протягом року становить 91,5 м БС.

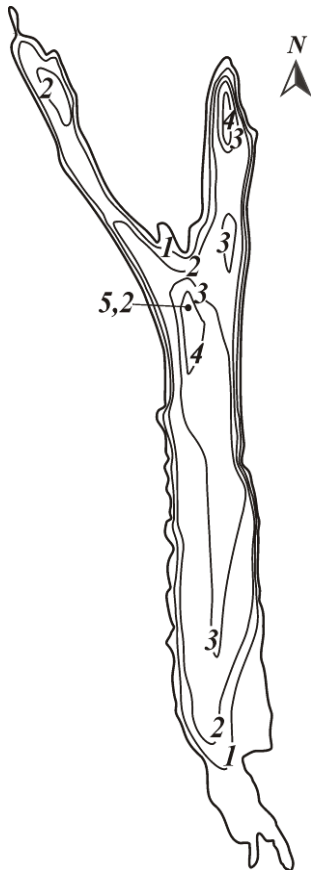


Рис. 3.2. Схема оз. Бабиного в ізобатах (м)

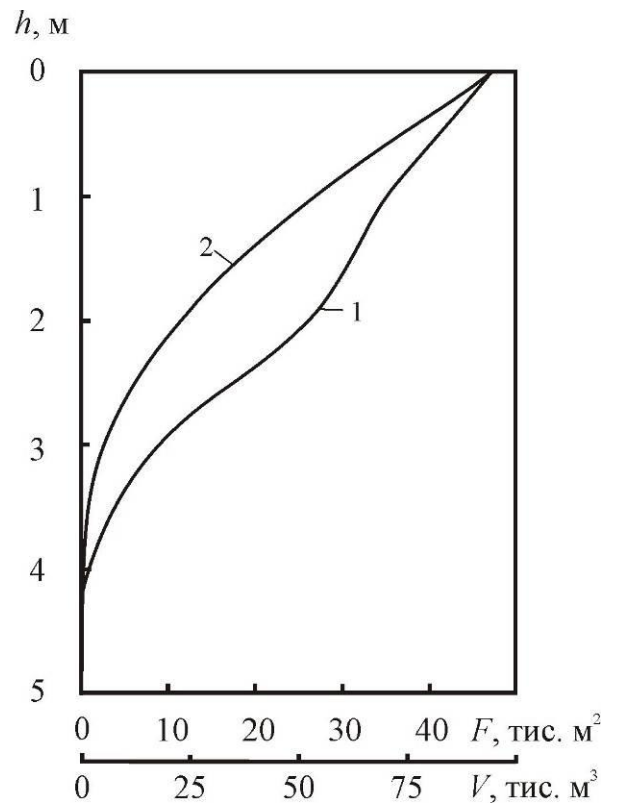


Рис. 3.3. Криві площ (1) та об'ємів (2) оз. Бабиного

При проходженні весняного водопілля 50%-ї забезпеченості підвищення рівня води у водосховищі поблизу оз. Бабиного може становити 2,45 м. Такий підйом триває 2–2,5 місяці. Це обумовлює фільтрацію води через піщані дно та береги з водосховища в озеро. Для алювіальних пісків величини коефіцієнтів фільтрації (k) знаходяться у діапазоні від 0,0001 до 0,1 см/с [211]. У наших розрахунках величину k для дрібнозернистих пісків заплави Дніпра прийнято 0,0005 см/с. Таким чином, швидкість фільтрації через ці піски (v_ϕ) становить більше 40 м за добу. Враховуючи швидкість фільтрації та відстань заплавної водойми до руслової ділянки водосховища (L_ϕ , м) ми оцінили період добігання (фільтрації) (τ_ϕ , діб) вод через підстилаючі піски від водосховища до оз. Бабиного за формулою:

$$\tau_{\phi} = \frac{V_{\phi}}{L_{\phi}}. \quad (3.1)$$

Оскільки озеро знаходиться на відстані близько 400 м від водосховища, час добігання води через піски між водосховищем і озером складає 10 діб. Це означає, що підвищення рівня води у весняний період у водосховищі обумовлює відповідний підйом рівня води в оз. Бабиному. Отже, за рахунок ґрунтового притоку озеро у весняний період одержує в середньому 115 тис. м³ води.

Витратна частина водного балансу озера в основному формується за рахунок оберненої фільтрації, яка на фазі спаду водопілля направлена з оз. Бабиного у водосховище. Об'єм ґрунтового відтоку за рік становить майже 164 тис. м³ води.

Другою за величиною прибутковою частиною водного балансу оз. Бабиного є надходження атмосферних опадів. В межах території Києва та відповідно в районі озера за рік випадає близько 645 мм атмосферних опадів [109]. За їх рахунок протягом року безпосередньо на водну поверхню водойми надходить в середньому 42,5 тис. м³ води.

Витратною складовою водного балансу озера є випаровуванням з водної поверхні. За рік з водної поверхні озера випаровується в середньому 527 мм шар води [263]. Це обумовлює втрату з оз. Бабиного 24,9 тис. м³ води за рік.

Третьою за величиною прибутковою складовою водного балансу озера є притік поверхневих вод з водозбору. Об'єм притоку до оз. Бабиного, що формується з водозбору площею 540 тис. м² при модулі стоку 2,5 л/с·км² [210], становить близько 30,4 тис. м³ за рік. Поверхневий стік з озера відсутній.

З урахуванням всіх складових водного балансу в оз. Бабине протягом року надходить та витрачається в середньому близько 189 тис. м³ води. Це обумовлює зовнішній водообмін з річним коефіцієнтом 1,99 або періодом водообміну 6 місяців.

3.1.2. Антропогенно змінені водойми

Антропогенно змінені водойми в основному знаходяться на заплавному алювіальному лівобережжі Дніпра. До представників цієї підгрупи відносяться озера Райдужне, Тельбін, Вирлиця та ін. Ці водойми використовувалися як піщані кар'єри при гідронамиві прилеглих до них територій. Внаслідок цього площі більшості водойм було збільшено, їх улоговини поглиблено.

Водний баланс водойм підгрупи *антропогенно змінених* відзначається різним співвідношенням їх складових. Зокрема, для оз. Райдужного переважаючою складовою водного балансу є притік та відтік ґрунтових вод, для оз. Вирлиці – атмосферні опади та випаровування.

Озеро Райдужне оточене житловими масивами Райдужний та Русанівські сади (рис. 3.4). В минулому ця водойма з'єднувалася з озером Малинівка меліоративним каналом. Зараз він частково засипаний і замулений, на його місці сформувалися залишкові водойми. Прибережна смуга оз. Райдужного використовується як зона відпочинку, частина її зайнята приватним житловим сектором.

Озеро Райдужне має видовжену з півночі на південь улоговину. Периметр озера становить 3100 м. Довжина складає 1400 м, середня ширина 100 м, максимальна – 250 м. Середня глибина водойми – 3,30 м, найбільша – 7,30 м. Площа водної поверхні – 142 тис. м², об'єм – 474 тис. м³ [52; 291; 292]. Мілководдя займають 12% площі водойми. Результати батиметричної зйомки представлені у вигляді схеми озера в ізобатах (рис. 3.5), та кривих об'ємів і площ (рис. 3.6).



Рис. 3.4. Озеро Райдужне

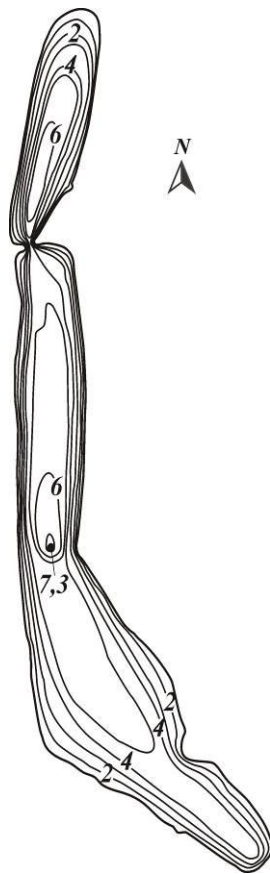


Рис. 3.5. Схема оз. Райдужного в ізобатах (м)

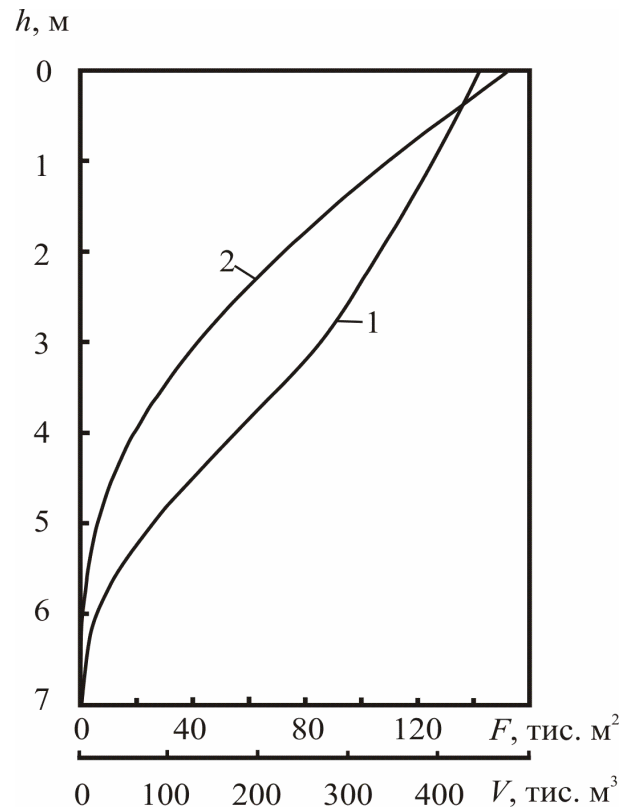


Рис. 3.6. Криві площ (1) та об'ємів (2) оз. Райдужного

Основною прибутковою складовою водного балансу оз. Райдужного є притік води внаслідок її фільтрації через піщану основу при сезонних коливаннях рівня Канівського водосховища. Підвищення рівня води у водосховищі поблизу оз. Райдужного навесні становить 2,5 м. Це обумовлює фільтрацію води через піски з водосховища в озеро. Оскільки відстань від водосховища до озера не перевищує 1300 м, період добігання води з водосховища до озера складає 25–30 діб. Це означає, що весняний підйом рівня води у водосховищі обумовлює відповідний підйом рівня води в оз. Райдужному. За рахунок фільтраційного притоку озеро у весняний період одержує в середньому біля 355 тис. м³ води.

Суттєвою витратною складовою водного балансу оз. Райдужного є відтік ґрунтових вод, який відбувається на фазі спаду водопілля та направлений з озера у водосховище. Об'єм такого відтоку за рік становить близько 372 тис. м³ води.

Другою за величиною прибутковою складовою водного балансу озера є атмосферні опади, за рахунок яких за рік до озера надходить 91,6 тис. м³ води.

Витратною складовою балансу оз. Райдужного є також випаровування з водного дзеркала. Протягом року озеро втрачає 74,8 тис. м³ води.

Притік поверхневих вод є несуттєвий, оскільки більша частина водозбору озера Райдужне зайнята житловим масивом, де поверхнева вода перехвачується міськими колекторами. Поверхневий стік з озера відсутній.

Таким чином, прибуткова та витратна частини водного балансу оз. Райдужного складають в середньому близько 447 тис. м³ води за рік. Це обумовлює річний зовнішній водообмін, з коефіцієнтом 0,94 та з періодом 1,06 років або майже 13 місяців.

Озеро Вирлиця знаходиться між житловими масивами Харківський, Осокорки та Бортничі (рис. 1.12). Воно утворене на місці невеликого заплавного природного озера, площею 490 тис. м². Площа сучасного озера, згідно з [232], становить 1280 тис. м², об'єм – 19300 тис. м³. Довжина водойми складає 1520 м. Середня її ширина дорівнює 842 м, максимальна – 1160 м. Середня глибина озера складає 15,7 м, максимальна – 28 м. Подібні відомості щодо морфометричних характеристик озера наведені у роботі [63]. Площа мілководь оз. Вирлиці сягає 13% від загальної його площі. Схеми розподілу глибин, кривих площ та об'ємів озера, що побудовано за матеріалами батиметричної зйомки, проведеної к. геогр. н. Тімченком О.В. та Холодцьком О.П., представлені на рис. 3.7 та 3.8 відповідно.

Переважаючою прибутковою складовою водного балансу оз. Вирлиці є атмосферні опади. Завдяки значній площі за рахунок опадів озеро може поповнюватися на 793 тис. м³ за рік. Протягом року з озера випаровується 648 тис. м³ води.

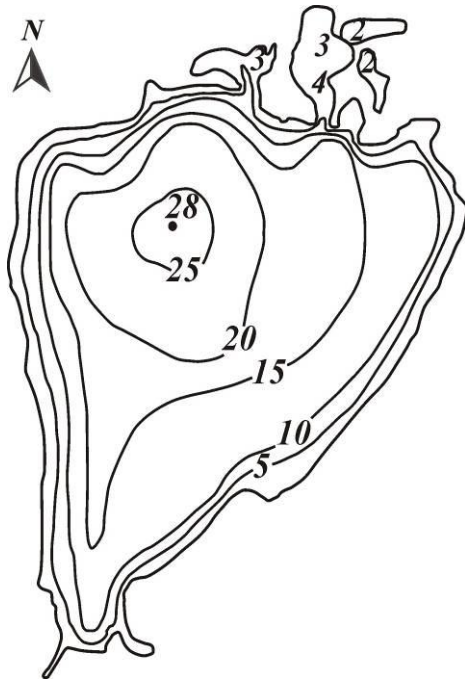


Рис. 3.7. Схема оз. Вирлиця в ізобатах (м) *

“*” – за матеріалами батиметричної зйомки, проведеної співробітниками відділу екологічної гідрології та управління водними екосистемами Інституту гідробіології НАНУ у 2008 р.

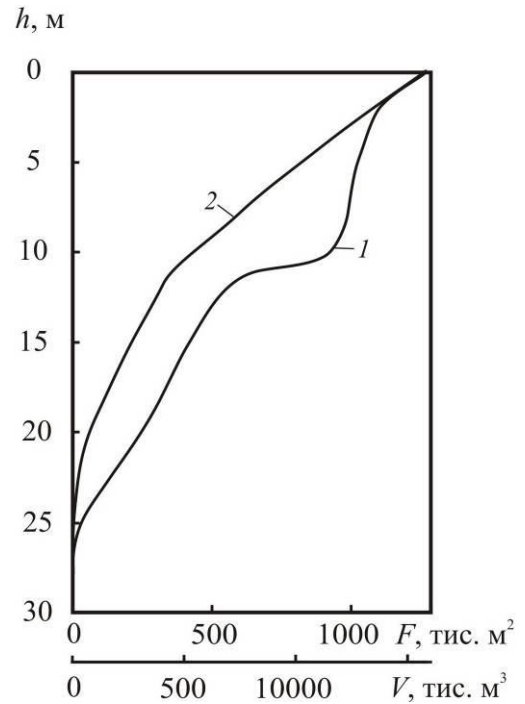


Рис. 3.8. Криві площ (1) та об'ємів (2) оз. Вирлиця *

Не менш важливими складовими водного балансу є притік та відтік ґрунтових вод. Згідно з даними польових вишукувань різних проектних та водогосподарських організацій, потік ґрунтових вод спрямований в південно-західному напрямку. Прилегла територія, що розміщена навколо озера Вирлиця, сформована з піщаних порід, через які досить легко фільтруються води. Прокладена лінія метрополітену вздовж північного берега озера практично перекрила рух верхнього ґрунтового потоку, внаслідок чого з північного напрямку до водойми надходять ґрунтові води, що дрениуються з більш глибоких водоносних горизонтів. За таких умов притік ґрунтових вод до озера відбувається переважно зі східного напрямку. Ширина напірного фронту становить близько 1 км. Таким чином, за рахунок ґрунтового притоку до оз. Вирлиці надходить у середньому 290 тис. м³ води [232].

Відтік ґрунтових вод із водойми у західному напрямку ускладнений через наявність ряду штучних баражів, що представляють собою глибоко

занурені (понад 20 м) пальові фундаменти висотних будівель житлового масиву Осокорки. Величина відтоку води із озера порівняно з цією ж величиною, що була в минулому, незрівнянно більше, оскільки рівень води у водоймі тепер значно вищий і водовіддача в південний та південно-східний береги дещо зросла. Згідно з розрахунками [232], величина відтоку з оз. Вирлиці становить 502 тис. м³ за рік.

Притік поверхневих вод в оз. Вирлиця, що формується з його водозбору площею 850 тис. м², при модулі стоку 2,5 л/с·км², становить 67 тис. м³ за рік. Поверхневий відтік з озера відсутній.

З урахуванням всіх складових водного балансу період водообміну оз. Вирлиці становить 13,9 років [232]. За розрахунками С.С. Дубняка [63], повне оновлення водних мас відбувається практично за такий же період (14,2 роки).

3.1.3. Стариці

Особливістю водойм підгрупи *стариці* є те, що вони виникли на місці колишнього правобережного рукава Дніпра – Почайни. У 1970–1973 рр. ці водойми використовувалися як піщані кар'єри і поглиблені до 15 м. Більшість з них з'єднана між собою трубопроводами і утворила систему озер Опечень (рис. 3.9). Остання акумулює дощовий, талий та ґрунтовий стоки з північно-західної частини міста і понижує рівень ґрунтових вод на прилеглий території.

Озеро Кирилівське входить до складу озер системи Опечень. Озеро з'єднується з оз. Богатирським та оз. Йорданським трубопроводами (рис. 3.10).

Із заходу в оз. Кирилівське впадає р. Сирець. З півночі та північного сходу озеро оточене житловими будинками та торговельним комплексом. Зі сходу, півдня та південного заходу озеро ізольоване проспектом та вулицею.

Озеро Кирилівське простягається у меридіональному напрямку. Його довжина становить 770 м, середня ширина – 250 м, максимальна – 400 м. Довжина берегової лінії складає 2100 м. Середня глибина – 6,90 м, максимальна – 15,6 м. Площа озера – 192 тис. м², об'єм – 1320 тис. м³.



Рис. 3.9. Озера системи Опечень

За результатами батиметричної зйомки побудовано схему озера (див. рис. 3.10), криві об'ємів та площ (рис. 3.11). Площа водойми глибиною до 2 м займає 12%.

Визначальними у формуванні прибуткової частини водного балансу оз. Кирилівського є поверхневі води. Їх сумарний притік включає притік із каналізованої р. Сирець, надходження з оз. Богатирського та прилеглої території.

Згідно з [101], у маловодний період стік р. Сирець становить 360 тис. м³ води за рік. Максимальний стік річки може досягати 3200 тис. м³ води. Середній становить 1390 тис. м³ води за рік. Об'єм притоку поверхневих вод з оз. Богатирського за нашими орієнтовними розрахунками в 1,13 рази більший від середнього об'єму притоку з р. Сирець.

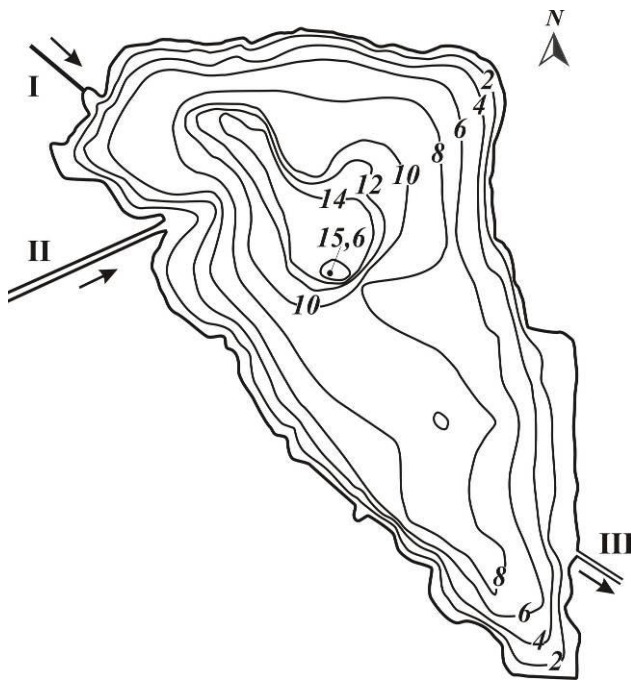


Рис. 3.10. Схема оз. Кирилівського в ізобатах (м). Примітки тут і на рис. 4.4:
 I – водовпуск з оз. Богатирського; II – впадіння річки Сирець; III – водовипуск в оз. Йорданське

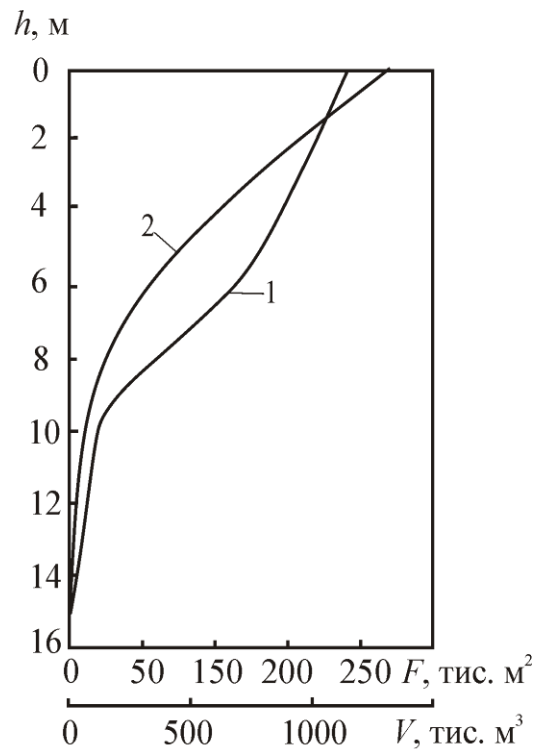


Рис. 3.11. Криві площ (1) та об'ємів (2) оз. Кирилівського

Об'єм притоку поверхневих вод в озеро, що формується з прилеглої території, площею 270 тис. м², складає дещо більше 20 тис. м³ води за рік. Таким чином, сумарна величина притоку поверхневих вод до оз. Кирилівського становить 2988 тис. м³ за рік.

Поверхневий відтік з озера, що є основною складовою витратної частини балансу, здійснюється через водовипуск в оз. Йорданське. Величина об'єму цього відтоку з озера протягом року досягає 3010 тис. м³.

Наступними за величиною складовими водного балансу оз. Кирилівського є притік та відтік ґрунтових вод, спричинені довготривалими коливаннями рівня води у Канівському водосховищі. За таких умов озеро поповнюється та втрачає 288 тис. м³ води за рік.

За рахунок атмосферних опадів до озера надходить 124 тис. м³ за рік. З водної поверхні оз. Кирилівського протягом року випаровується 100 тис. м³ води.

З урахуванням всіх складових водного балансу в оз. Кирилівське протягом року надходить та витрачається в середньому 3400 тис. м³ води. Це обумовлює зовнішній водообмін, з річним коефіцієнтом водообміну 2,58 або періодом водообміну близько 5 місяців.

Озеро Редьчине відокремлене від озер системи Опечень та знаходиться на північній околиці Києва. З півночі та заходу озеро оточено житловим сектором, зі сходу та півдня відділено від затоки Верблюд залізничним шляхом та автодорогою. Озеро простягається у напрямку з півночі на південь. Його довжина становить 1600 м, середня ширина – 230 м, максимальна – 400 м. Довжина берегової лінії складає майже 4000 м. Середня глибина – 6,90 м, максимальна – 14,8 м. Площа водної поверхні – 373 тис. м², об'єм – 2570 тис. м³.

За результатами нашої зйомки побудовано схему озера Редьчине в ізобатах (рис. 3.12) і криві його площ та об'ємів (рис. 3.13). Відповідно до схеми, улоговина дуже поглиблена у північно-західній частині акваторії. Площа мілководних ділянок озера становить більше 17% від загальної.

Основною складовою прибуткової частини водного балансу оз. Редьчиного є ґрунтовий притік, що формується в результаті перепаду рівнів між озером та затокою Верблюд у період весняного водопілля (2–2,5 місяці). Це обумовлює фільтрацію води через піщаний насип, що розмежовує озеро і затоку. З урахуванням фільтраційних властивостей пісків час добігання води через насип, ширина якого 350 м, становить більше 10 діб. При проходженні повені 50%-ї забезпеченості рівень води у затоці Верблюд та, відповідно, в оз. Редьчиному може підвищуватися до 2,80 м. При цьому, об'єм ґрунтового притоку складає 1040 тис. м³ [56; 291; 292]. На фазі спаду водопілля відбувається ґрунтовий відтік з озера до затоки. В результаті оз. Редьчине втрачає біля 1250 тис. м³ води за рік.

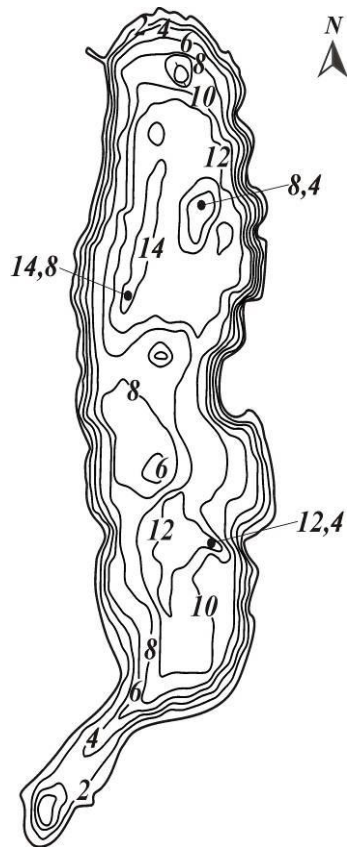


Рис. 3.12. Схема оз. Редьчиного в ізобатах (м)

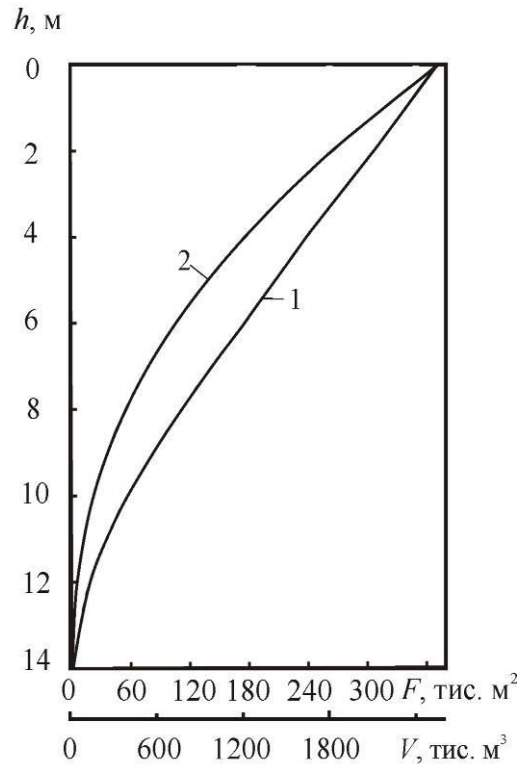


Рис. 3.13. Криві площ (1) та об'ємів (2) оз. Редьчиного

За рахунок атмосферних опадів оз. Редьчине поповнюється в середньому на 240 тис. м³ води за рік. Випаровується з водної поверхні 196 тис. м³ води.

Поверхневий притік, що формується з водозбору (1990 тис. м²) поповнює оз. Редьчине на 157 тис. м³ води за рік. Поверхневий відтік з озера відсутній.

Таким чином, в озеро Редьчине за рік надходить у середньому 1440 тис. м³ води. За таких умов річний коефіцієнт зовнішнього водообміну озера становить 0,56, період водообміну – 1,78 років або близько 22 місяці.

Озеро *Вербне* розташоване на південному заході масиву *Оболонь* між Йорданським озером та русловою ділянкою Канівського водосховища (див. рис. 3.9). Озеро є ізольованою водоймою. У північній частині прибережної смуги озера облаштовано пляж, за яким розміщуються житлові

та господарські будівлі, вулиці. З півдня та південного сходу озеро оточене проспектами.

Водойма має видовжену в широтному напрямку форму. Її довжина становить 1060 м, середня ширина – 150 м, максимальна – 247 м. Довжина берегової лінії складає 2,52 км. Середня глибина – 7,00 м, максимальна – 14,2 м. Площа озера – 161 тис. м², об'єм – 1128 тис. м³. Улоговина оз. Вербного має просту будову, з глибокими ділянками в центральній частині (рис. 3.14).

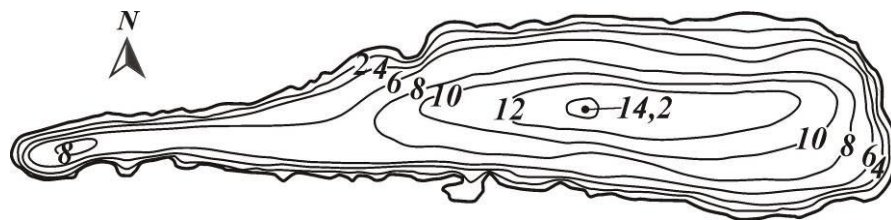


Рис. 3.14. Схема оз. Вербного в ізобатах (м)

За результатами проведеної батиметричної зйомки побудовано криві площ та об'ємів (рис. 3.15). Частка мілководної акваторії становить 12% від загальної площі озера.

Основною складовою прибуткової частини водного балансу оз. Вербного, як і оз. Редьчиного, є фільтрація ґрунтових вод, яка відбувається в результаті довготривалих коливань рівнів води у Канівському водосховищі. Об'єм ґрунтового

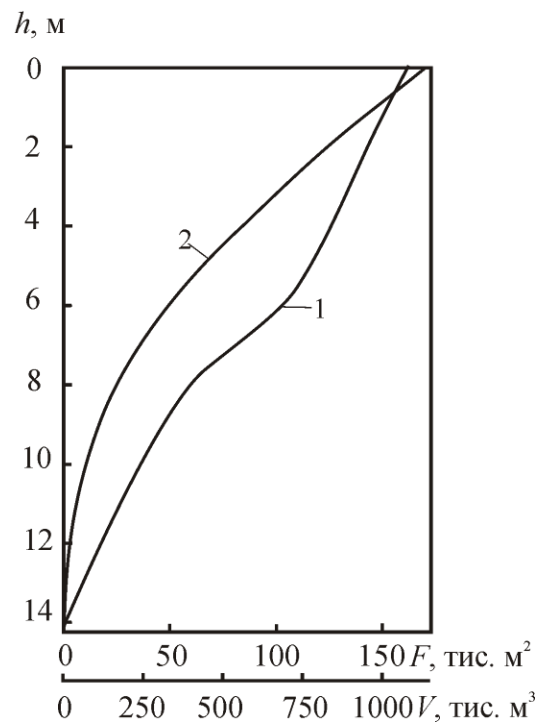


Рис. 3.15. Криві площ (1) та об'ємів (2) оз. Вербного

притоку дорівнює майже 420 тис. м³. На фазі спаду водопілля відбувається ґрунтовий відтік з озера до руслової ділянки водосховища. При цьому, оз. Вербне втрачає 447 тис. м³ води за рік.

За рахунок атмосферних опадів озеро поповнюється на 104 тис. м³ води за рік. З водної поверхні випаровується в середньому 85 тис. м³.

Об'єм притоку поверхневих вод до оз. Вербного, що формується з його водозбору площею 115 тис. м², становить близько 10 тис. м³ за рік. Поверхневий відтік з озера відсутній.

Отож, в оз. Вербне протягом року надходить у середньому 532 тис. м³ води. Таким чином, річний коефіцієнт зовнішнього водообміну озера становить 0,47, період водообміну – 2,1 роки.

3.1.4. Затоки

Вирішальним фактором формування водного балансу водойм підгрупи *затоки* є водообмін з Канівським водосховищем. До складу цієї підгрупи входять водойми додаткової водної мережі річкової ділянки Канівського водосховища, зокрема затоки Верблюд, Собаче Гирло, Оболонь, Київська Гавань, Матвіївська, Славутич, Видубицьке, Берковщина, Осокорки, Старик, Вишеньки, Княжий затон, рукава Десенка, Довбичка, Горбачів, Русанівський, Коник та ін. (рис. 3.16). Ці *гідрогенні водойми* мають різні форми та морфометричні характеристики. Площа заток при нормальному підпірному рівні Канівського водосховища складає від 41 до 1860 тис. м², їх об'єми – від 97 до 6820 тис. м³. Середня глибина – 1,80–10,0 м, максимальна – 5,70–24,0 м (табл. 3.1).

Внутрішньодобові коливання рівня води у русловій мережі Канівського водосховища, обумовлені нерівномірним (попусковим) режимом роботи Київської ГЕС. Встановлені закономірності трансформації попускових хвиль та розроблена методика розрахунку амплітуд коливання рівня води у будь-

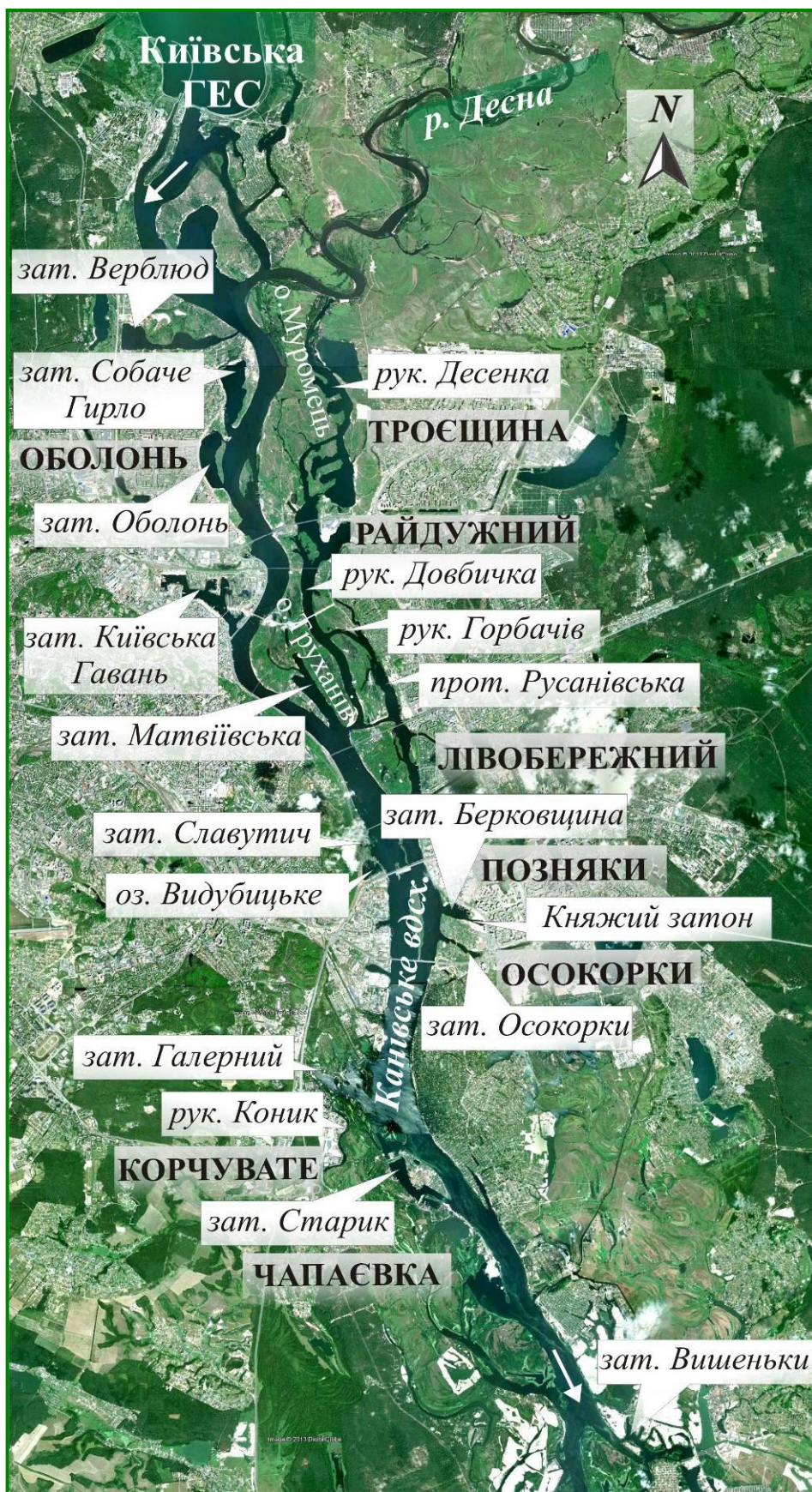


Рис. 3.16. Затоки та рукави річкової ділянки Канівського водосховища

якому створі руслової ділянки водосховища, у тому числі біля входу до кожної затоки [218]. Останнє використано для розрахунку притоку-відтоку вод всіх заток, розташованих в межах річкової ділянки Канівського водосховища [220].

Таблиця 3.1.

Основні морфометричні характеристики *гідрогенних водойм* Києва
(підгрупи *затоки*) [68; 69; 70; 209]

| Водойма | Периметр берегової смуги (P), км | Площа водойми (F_g), тис. м ² | Об'єм водойми (V), тис. м ³ | Макси- мальна глибина (h_{\max}), м | Середня глибина (h_{cp}), м |
|--|---|---|---|--|---------------------------------------|
| <i>затока Верблюд</i> | 9,10 | 890 | 6640 | 15,8 | 7,50 |
| <i>затока Собаче Гирло</i> | 5,40 | 720 | 6130 | 17,3 | 8,50 |
| <i>затока Оболонь</i> | 3,50 | 580 | 5800 | 19,2 | 10,0 |
| <i>затока Київська Гавань</i> | 8,50 | 930 | 5560 | 16,8 | 6,00 |
| <i>затока Матвійвська</i> | 5,00 | 620 | 2500 | 6,80 | 4,00 |
| <i>рукав Горбачів та протока Русанівська</i> | – | 1720 | 5150 | 8,60 18,7 | 3,00 |
| <i>рукав Довбичка</i> | 2,80 | 1360 | 6820 | 13,5 | 5,00 |
| <i>рукав Десенка</i> | – | 1860 | 6100 | 16,0 | 3,30 |
| <i>затока Славутич</i> | 0,59 | 41 | 246 | 10,0 | 6,00 |
| <i>озеро Видубицьке</i> | 1,80 | 156 | 966 | 13,5 | 6,20 |
| <i>затока Берковицина</i> | 2,60 | 300 | 2680 | 24,0 | 9,00 |
| <i>затон Княжий</i> | 0,96 | 53 | 97 | 5,70 | 1,80 |
| <i>затока Осокорки</i> | 2,60 | 121 | 551 | 12,2 | 4,55 |
| <i>рукав Коник</i> | 6,17 | 1360 | 2720 | – | – |
| <i>затока Старик</i> | 6,00 | 560 | 2250 | 9,20 | 4,00 |
| <i>затока Вишеньки</i> | 4,10 | 203 | 1400 | 13,6 | 6,90 |

Необхідно відмітити, що режим попусків ГЕС обумовлює формування прямих довгих хвиль у нижньому б'єфі. При цьому коливання рівня біля ГЕС обмежуються Правилами експлуатації водосховищ дніпровського каскаду 0,8 м біля мосту «Метро» або 1,25 м в нижньому б'єфі Київської ГЕС [184]. Переміщуючись по річковій ділянці водосховища, хвилі поступово розпластуються, у результаті чого амплітуда коливання зменшується.

Величина підйому рівня води при попусках ГЕС у нижньому б'єфі останнім часом складає 0,54 м [226]. Найменша амплітуда коливань тут становить 0,18 м.

Таким чином, короточасні коливання рівня води у річковій ділянці Канівського водосховища обумовлюють інтенсивний водообмін між основною акваторією водосховища та затоками. При підвищенні рівня вода надходить до заток, на спаді повертається назад. Протягом цього часу відбувається часткове перемішування водних мас, що знаходилися у затоках.

Розглянемо формування складових водного балансу на прикладі затоки *Осокорки*, як типового представника підгрупи *затоки*. Ця водойма знаходиться на лівому березі Дніпра в межах житлового масиву Осокорки поблизу Південного мосту, напроти острова Великий (рис. 3.17). Її площа складає 121 тис. м². Об'єм води становить 551 тис. м³. Середня глибина 4,55 м, максимальна – 12,2 м.

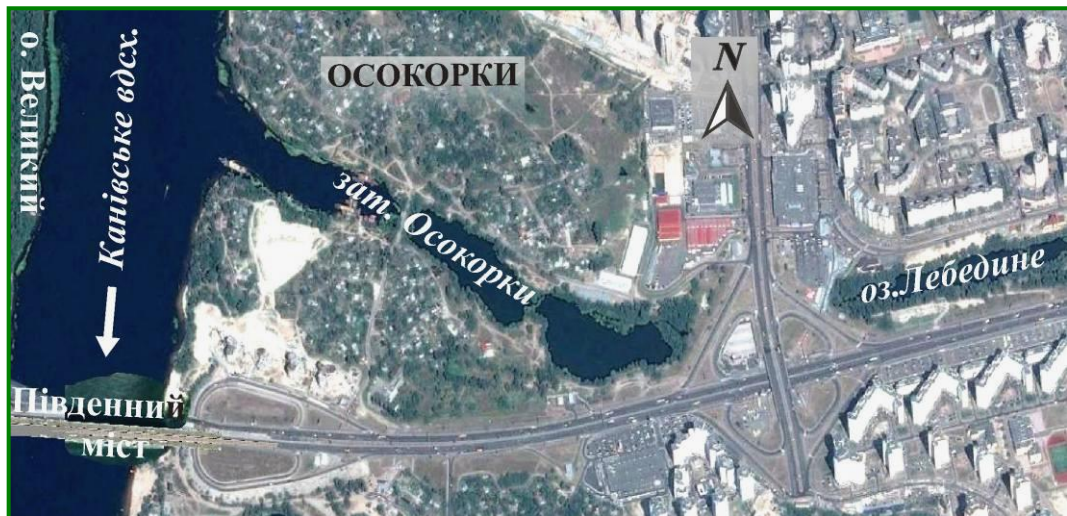


Рис. 3.17. Затока Осокорки

За результатами батиметричної зйомки в 2011 р. [69], уточненої нами в 2014 р., побудовано схему розподілу глибин затоки (рис. 3.18), криві її площі і об'ємів (рис. 3.19). За морфометричними характеристиками затоку умовно розділено на три ділянки.

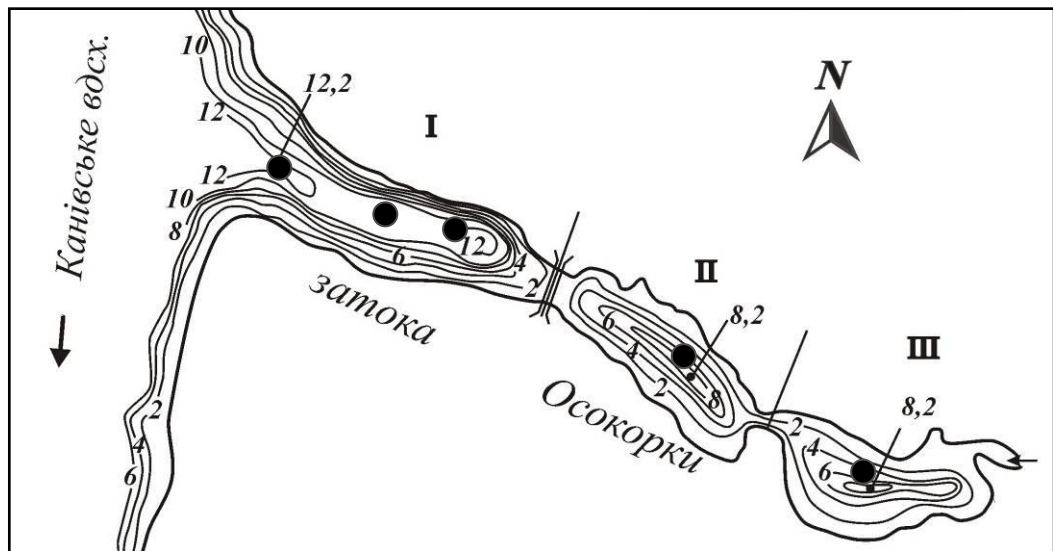


Рис. 3.18. Схема глибин зат. Осокорки (м). Примітки: I-III ділянки; точки – станції відбору проб під час еколого-гідрологічних досліджень 2011 та 2014 рр.

Перша ділянка затоки безпосередньо з'єднана з Канівським водосховищем. Площа її водної поверхні 47 тис. м², об'єм – 330 тис. м³. У прибережній її акваторії знаходяться причальні містки та судна. По берегах розташовані житлові та господарські будівлі.

Друга ділянка відокремлена від першої дамбою з водопропускними трубами і являє собою центральну частину затоки. Площа її водної поверхні 35 тис. м², об'єм – 119 тис. м³. Ділянку оточують житлові та господарські будівлі, автодороги.

Третя ділянка з'єднується з другою ділянкою протокою, ширина якої близько 60 м. Площа її водної поверхні 39 тис. м², об'єм – 102 тис. м³. Зі сходу ця ділянка з'єднана з оз. Лебедине (див. рис. 3.17) водопропускним тунелем і трубою.

Найбільш ймовірна величина підйому рівня води при проходженні

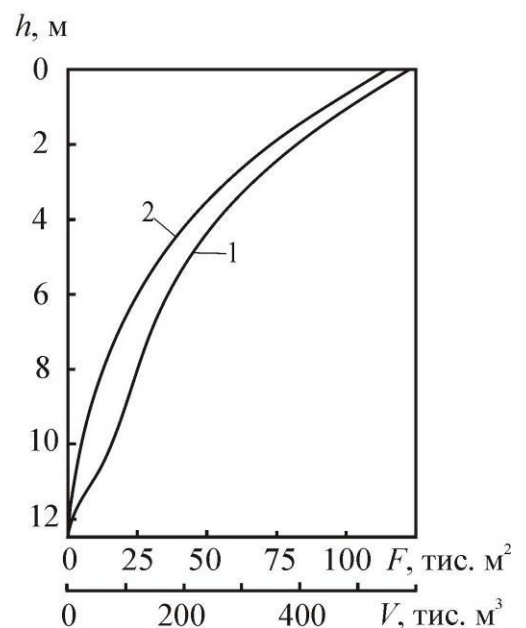


Рис. 3.19. Криві площ (1) та об'ємів (2) зат. Осокорки

попускових хвиль поблизу затоки Осокорки, що розташована на відстані 25,5 км від нижнього б'єфу Київської ГЕС, становить 0,25 м. Такий підйом рівня забезпечує надходження води до затоки в середньому 60,5 тис. м³ за добу. Протягом року об'єм притоку до водойми становить близько 22,1 млн м³ води. Затока Осокорки має притік з оз. Лебединого. Результати натурних спостережень свідчать, що до затоки з озера притікає 2,84 млн м³ за рік [69]. Отже, загальний об'єм притоку поверхневих вод до зат. Осокорки протягом року становить близько 25 млн м³, що набагато перевищує решту складових водного балансу.

Таблиця 3.2.

Показники зовнішнього водообміну групи *гідрогенних водойм Києва (підгрупа затоки)* [68; 69; 70; 226]

| Водні об'єкти | Основні складові водного балансу, млн м ³ /рік | | | Річний коефіцієнт водообміну, роки ⁻¹ | Період водообміну, діб |
|--|--|--|---------------------------------|---|------------------------------|
| | опади ($W_{оп}$) | притік ($W_{пов.пр}$) та відтік ($W_{пов.вт}$) поверхневих вод | випаровуван ня ($W_{вип}$) | | |
| <i>затока Верблюд</i> | 0,574 | 278 | 0,469 | 41,9 | 8,7 |
| <i>затока Собаче Гирло</i> | 0,464 | 205 | 0,379 | 33,5 | 10,9 |
| <i>затока Оболонь</i> | 0,374 | 158 | 0,306 | 27,3 | 13,4 |
| <i>затока Київська Гавань</i> | 0,600 | 221 | 0,490 | 39,8 | 9,2 |
| <i>Матвіївська затока</i> | 0,400 | 136 | 0,327 | 54,4 | 6,7 |
| <i>рукава Горбачів та Русанівський</i> | 1,11 | 378 | 0,906 | 73,7 | 5,0 |
| <i>рукав Довбичка</i> | 0,877 | 309 | 0,717 | 45,4 | 8,0 |
| <i>рукав Десенка</i> | 1,20 | 309 | 0,980 | 50,9 | 7,2 |
| <i>затока Славутич</i> | 0,026 | 8,04 | 0,022 | 32,8 | 11,1 |
| <i>озеро Видубицьке</i> | 0,101 | 30,7 | 0,082 | 31,9 | 11,4 |
| <i>затока Берковщина</i> | 0,194 | 56,8 | 0,158 | 21,3 | 17,2 |
| <i>Княжий затон</i> | 0,034 | 10,0 | 0,028 | 103 | 3,5 |
| <i>затока Осокорки</i> | 0,078 | 25,0 | 0,064 | 45,4 | 8,0 |
| <i>рукав Коник</i> | 0,877 | 221 | 0,717 | 81,5 | 4,5 |
| <i>затока Старик</i> | 0,361 | 85,1 | 0,295 | 38,0 | 9,6 |
| <i>затока Вишеньки</i> | 0,131 | 24,1 | 0,107 | 17,3 | 21,1 |

Зокрема, за рахунок атмосферних опадів затока приймає за рік 0,078 млн м³ води, що становить лише 0,3% притоку поверхневих вод. Випаровується з водної поверхні 0,064 млн м³ за рік. Таким чином, водообмін у ній здійснюється 45,4 рази за рік, період водообміну – 8,0 діб.

В табл. 3.2. наводяться орієнтовні дані щодо водообміну більшості заток Дніпра на території м. Києва і його околиць.

3.2. Водний баланс та водообмін штучних водойм

3.2.1. Ставки

Типовими представниками підгрупи *ставки* є Горіхуватські, Дідорівські, Китаївські та Палладінські ставки. Вони знаходяться в межах Голосіївського лісу неподалік від житлових масивів Голосієво, Китаїво та Феофанія (рис. 3.20).



Рис. 3.20. Деякі представники підгрупи водойм – ставки

Палладінські ставки (див. рис. 3.20) розташовані в урочищі Феофанія, яке є частиною Голосіївського лісу та знаходиться на південній околиці міста (див. рис.1.1). Загальна довжина їх берегової лінії варіює від 350 до 640 м. Довжина водойм досягає 140–250 м. Ширина коливається від 48 до 94 м. Максимальні глибини – від 2,40 до 4,10 м. Площі водної поверхні складають від 4,30 до 13,9 тис. м², об'єми – 8,77–36,4 тис. м³ [57]. Під час натурних досліджень нами уточнено морфометричні характеристики вказаних ставків (табл. 3.3), за результатами яких побудовано схему розподілу глибин (рис. 3.21), криві їх площ та об'ємів (рис. 3.22).

До прибуткової частини водного балансу Палладінських ставків входять поверхневі та підземні води, атмосферні опади. Об'єм притоку поверхневих вод, що формується з водозбору площею 960 тис. м², становить за рік 75,7 тис. м³.

За рахунок атмосферних опадів на поверхню Палладінських ставків (загальною площею 43,8 тис. м²) надходить в середньому 28,3 тис. м³ води протягом року.

Витратною частиною водного балансу Палладінських ставків є відтік поверхневих вод та випаровування з водної поверхні. Під час натурних досліджень нами були виміряні витрати води із нижнього ставка. У весняний період вони сягали 0,018–0,020 м³/с, в літний – 0,005–0,010 м³/с. В середньому, відтік поверхневих вод за рік складає 170 тис. м³ або майже 88 % витратної частини його балансу.

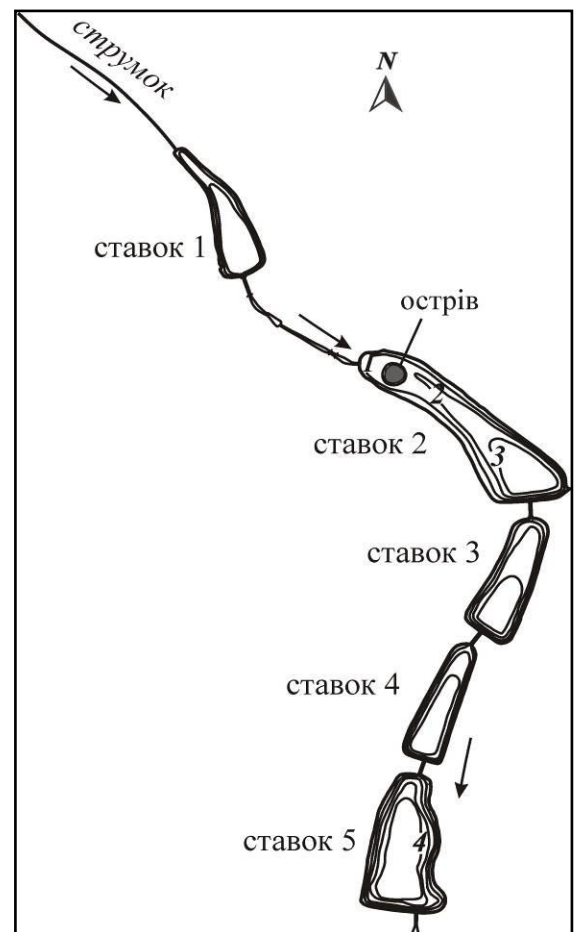


Рис. 3.21. Схема Палладінських ставків в ізобатах (м)

Таблиця 3.3.

Основні морфометричні характеристики *штучних водойм* Києва (підгрупа *ставки*) [57; 65; 226]

| Характерні водойми | Довжина, м | Ширина, м | | Глибина, м | | Довжина берегової лінії, м | Площа водного дзеркала, тис. м ² | Об'єм, тис. м ³ | |
|----------------------|------------|-----------|-------------|------------|-------------|----------------------------------|--|-------------------------------|------|
| | | середня | максимальна | середня | максимальна | | | | |
| <i>Палладінські</i> | №1 | 140 | 31 | 50 | 2,00 | 2,40 | 350 | 4,30 | 8,80 |
| | №2 | 250 | 55 | 84 | 1,80 | 3,30 | 640 | 13,9 | 24,7 |
| | №3 | 150 | 48 | 58 | 2,10 | 3,50 | 380 | 7,20 | 15,1 |
| | №4 | 145 | 42 | 48 | 2,00 | 3,40 | 368 | 6,10 | 12,4 |
| | №5 | 165 | 75 | 94 | 2,96 | 4,10 | 478 | 12,3 | 36,4 |
| <i>Горіхуватські</i> | №1 | 126 | 47 | 63 | 1,10 | 1,50 | 320 | 5,90 | 6,40 |
| | №2 | 165 | 45 | 56 | 1,50 | 2,30 | 380 | 7,40 | 11,1 |
| | №3 | 245 | 40 | 60 | 1,46 | 3,10 | 550 | 9,70 | 14,1 |
| | №4 | 375 | 62 | 100 | 2,44 | 4,00 | 860 | 23,3 | 56,7 |
| <i>Китаївські</i> | №1 | 680 | 27 | 65 | 1,50 | 3,50 | 1530 | 18,7 | 28,0 |
| | №2 | 300 | 46 | 75 | 2,20 | 3,40 | 694 | 13,8 | 30,5 |
| | №3 | 195 | 40 | 67 | 2,10 | 3,50 | 490 | 7,85 | 16,3 |
| | №4 | 90 | 49 | 60 | 1,76 | 2,80 | 310 | 4,40 | 7,70 |
| | №5 | 160 | 43 | 56 | 2,00 | 3,00 | 410 | 6,80 | 13,9 |

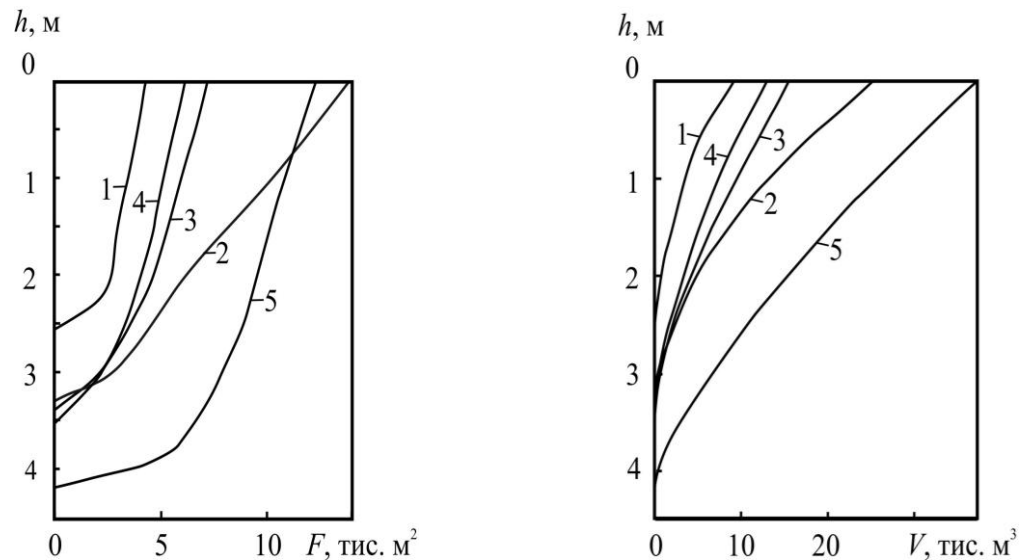


Рис. 3.22. Криві площ та об'ємів Палладінських ставків: цифри біля ліній – їх номери

Величина випаровування з водної поверхні ставків в середньому складає 527 мм шару води. Це обумовлює втрату з каскаду Палладінських ставків 23,1 тис. м³ води за рік.

Отже, прибуткова (та витратна) частина балансу всього каскаду Палладінських ставків оцінюється в 193 тис. м³ води за рік. Це означає, що річний коефіцієнт зовнішнього водообміну Палладінських ставків складає 2, період водообміну – 6,3 місяця.

Визначальними у формуванні водного балансу *Горіхуватських ставків* є притік ґрунтових та відтік поверхневих вод. Ці водойми розташовані у північній частині Голосіївського лісу, в межі якого входить парк ім. М. Рильського. Ці ставки, що на сьогодні формують каскад, створені на річці Горіхуватка, яка є правою притокою річки Либідь. На початку своєї течії річка каналізована та потім виходить на денну поверхню в межах парку [135].

Довжина Горіхуватських ставків досягає 130–380 м, периметр берегової лінії – 320–860 м (див. табл. 3.3). Середні глибини в них не перевищують 1,10–2,44 м, максимальні досягають 1,50–4,00 м.

Площа Горіхуватських ставків становить 5,90–23,3 тис. м², об'єм – 6,40–56,7 тис. м³. Акваторії глибиною до 2 м займають 36–100% загальної їх площі. За результатами натурних досліджень побудовано схему глибин (рис. 3.23), криві їх площі і об'ємів (рис. 3.24).

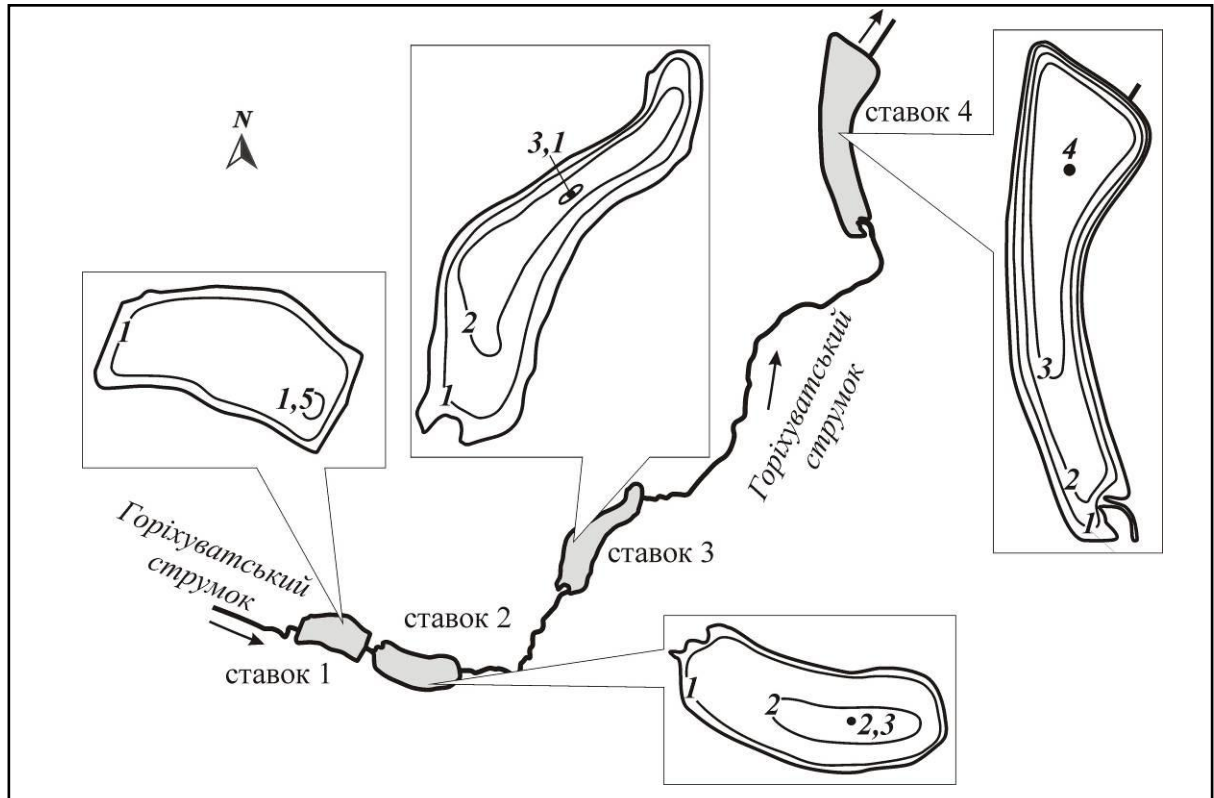


Рис. 3.23. Схема Горіхуватських ставків в ізобатах (м)

Відтік поверхневих вод, що є основною складовою витратної частини водного балансу Горіхуватських ставків, оцінено шляхом виміру витрат води з останнього із каскаду ставка. Їх величини протягом року варіюють в межах 0,003–0,015 м³/с. Об'єм відтоку за рік становить в середньому близько 142 тис. м³ води (табл. 3.4).

Притік ґрунтових вод, який є основною складовою прибуткової частини водного балансу ставків, оцінено приблизно в 77,7 тис. м³ води. Решта складових водного балансу наведено в таблиці 3.4.

Отже, прибуткова та витратна частини водного балансу всього каскаду Горіхуватських ставків становлять в середньому 166 тис. м³ за рік. Це

свідчить про те, що річний коефіцієнт зовнішнього водообміну даних ставків складає 1,88, період водообміну 0,53 роки або 6,5 місяців.

Таблиця 3.4.

Гідрологічні характеристики каскаду Горіхуватських ставків

| Основні складові водного балансу, тис. м ³ /рік | |
|--|------|
| Притік ґрунтових вод | 77,7 |
| Притік поверхневих вод | 58,7 |
| Опади | 29,9 |
| Відтік поверхневих вод | 142 |
| Випаровування | 24,3 |
| Відтік ґрунтових вод | 0 |
| Зовнішній водообмін | |
| Коефіцієнт водообміну, роки ⁻¹ | 1,88 |
| Період водообміну, роки | 0,53 |

Китаївські ставки знаходяться у східній частині Голосіївського лісу поблизу житлового масиву Китаїво (див рис. 3.20). Вони створені монахами ще в XVII ст. на однойменному водотоці – Китаївському струмку.

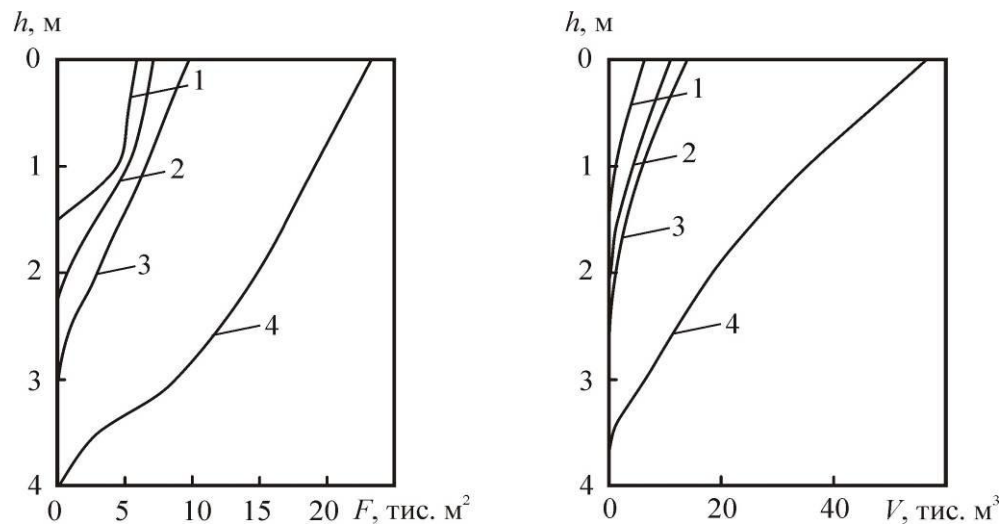


Рис. 3.24. Криві площ та об'ємів Горіхуватських ставків: цифри біля ліній – їх номери

Китаївські ставки мають видовжену форму (рис. 3.25), довжина яких досягає 90–680 м. Їх ширина коливається від 30 до 75 м. Периметр берегової

лінії ставків знаходиться в межах 310–1530 м (див. табл. 3.3). Ці водойми мілководні – середні глибини становлять 1,5–2,2 м, максимальні не перевищують 2,8–3,5 м.

Площа водної поверхні Китаївських ставків становить 4,40–18,7 тис. м², об'єм – 7,70–30,5 тис. м³. В літературі наявні відомості, що їх площа дещо менша – 7,00–16,0 тис. м² [114]. Мілководдя займають 35–50% загальної площі. За результатами натурних досліджень побудовано схему глибин (рис. 3.25), криві їх площ та об'ємів (рис. 3.26).

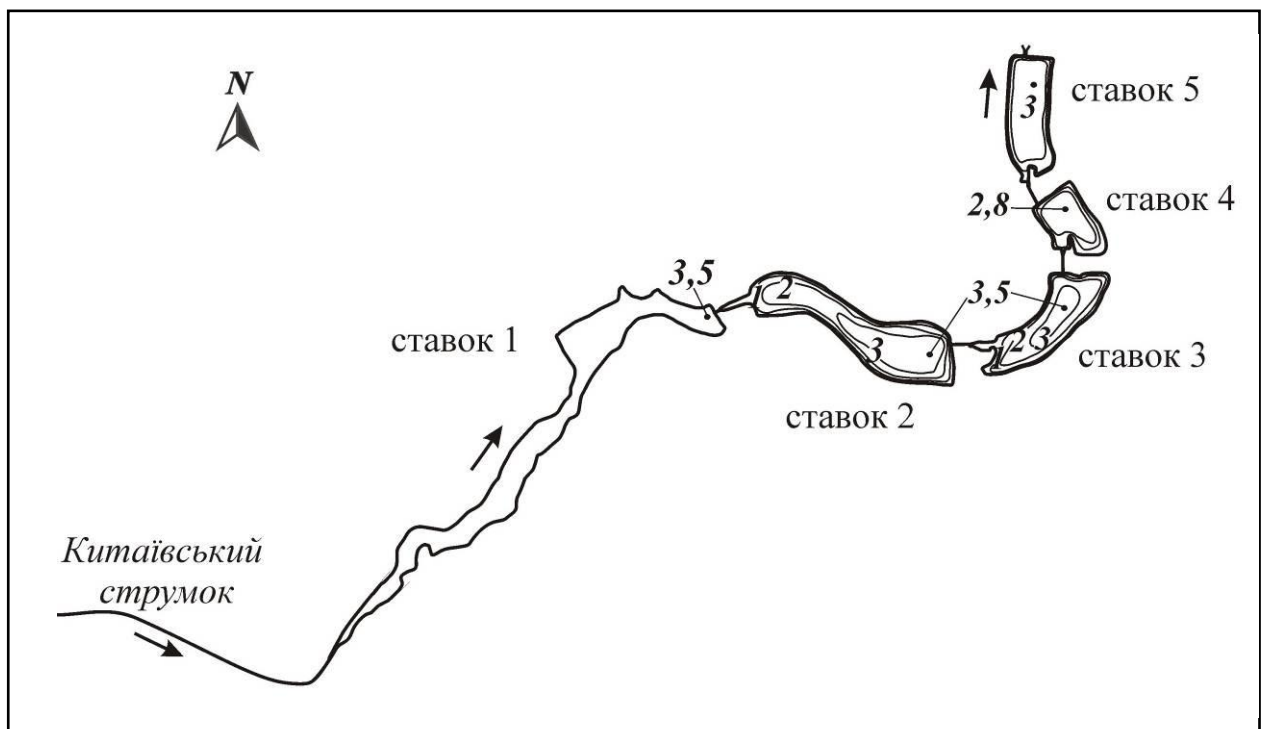


Рис. 3.25. Схема Китаївських ставків в ізобатах (м)

У формуванні водного балансу *Китаївських ставків*, на відміну від Палладінських та Горіхуватських, особливу роль відіграє притік поверхневих вод, який формується з водозбірної території площею 3,05 км². Об'єм цього притоку за рік дорівнює 241 тис. м³ [65]. У водному балансі озера притік поверхневих вод складає майже 88 % прибуткової частини.

Для визначення відтоку поверхневих вод нами були виміряні витрати води з останнього із каскаду ставка. Навесні вони становили 0,010–0,015 м³/с,

влітку 0,005–0,010 м³/с. В середньому об'єм відтоку за рік досягає близько 123 тис. м³.

Другою за величиною складовою прибуткової частини водного балансу цих водойм є атмосферні опади. На водну поверхню досліджуваного каскаду ставків, площа яких в сумі становить 51,5 тис. м², в середньому за рік надходить 33,2 тис. м³ води. Витрати з поверхні Китаївських ставків за рахунок випаровування становлять 27,2 тис. м³ за рік.

Грунтовий відтік з Китаївських ставків протягом року сягає 124 тис. м³.

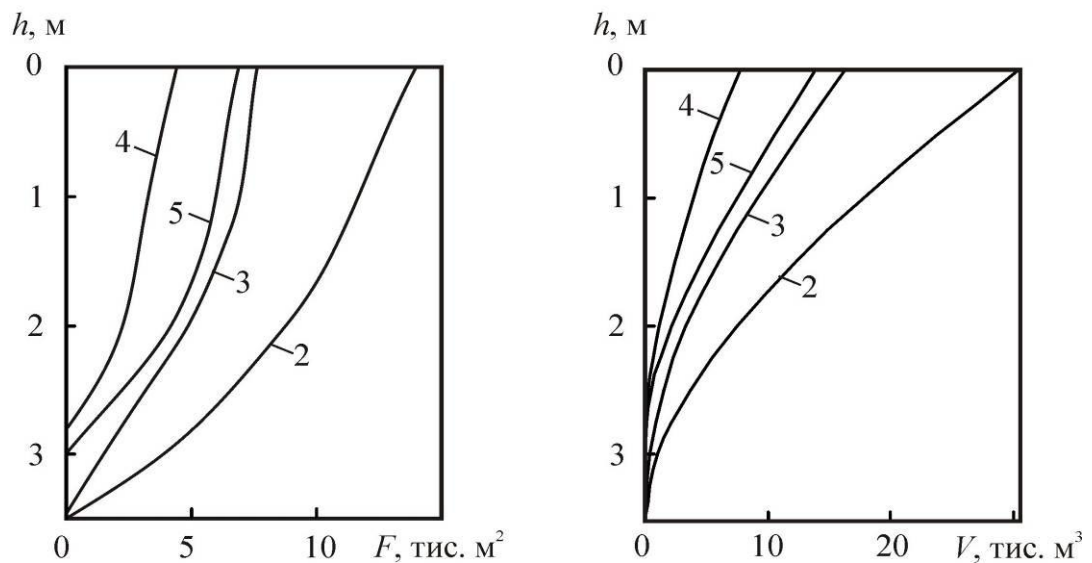


Рис. 3.26. Криві площ та об'ємів Китаївських ставків: цифри біля ліній – їх номери

Таким чином, прибуткову (як і витратну) частину балансу всього каскаду Китаївських ставків можна оцінити в 274 тис. м³ води за рік. Це свідчить про те, що річний коефіцієнт зовнішнього водообміну ставків складає 2,85, період водообміну 4,3 місяця або 128 діб. Зовнішній водообмін кожного із ставків характеризується різною інтенсивністю. Умовна зміна води в першому та другому ставках відбувається в середньому за 1,5–1,7 місяців. В третьому, четвертому та п'ятому ставках період водообміну становить 0,5–0,8 місяців. За цими показниками Китаївські ставки порівняно з іншими водоймами Києва характеризуються достатньо високою проточністю.

3.2.2. Кар'єри

Водойми підгрупи *кар'єри* виникли в результаті видобутку будівельних матеріалів (піску, глини тощо). Типовим представником цієї підгрупи є оз. Алмазне. Воно є однією із найбільших за площею водойм міста. Озеро знаходиться на лівобережжі Дніпра неподалік від житлового масиву Троєщина (рис. 3.27). Із півдня та південного-сходу озеро оточує Биківнянський сосновий ліс. В його межах формується струмок, який потім впадає в озеро [67]. Із північного-заходу озера розташовані гаражі та господарські будівлі. Із заходу озеро сполучене з штучними водоймами – Вигурівськими озерами, утворені на місці заболочених низин при наміві житлового масиву. На сьогодні вони виконують водовідвідну функцію.

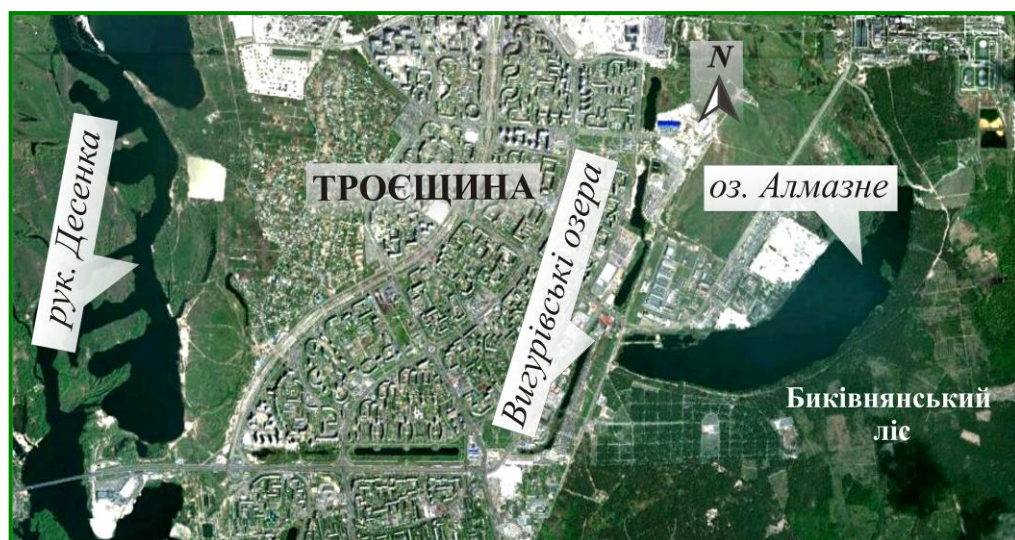


Рис. 3.27. Озеро Алмазне

Периметр берегової лінії оз. Алмазного становить більше 9000 м. Довжина озера – 3300 м, максимальна ширина – 700 м. Середня глибина водойми сягає 12,1 м, максимальна – 19,8 м. Хоча, у роботі [72] відмічено, що максимальна глибина озера сягає 35 м. Площа водної поверхні озера становить 1,59 млн м², об'єм – 19,3 млн м³. На основі батиметричної зйомки побудовано схему глибин озера (рис. 3.28), криві площ та об'ємів (рис. 3.29).

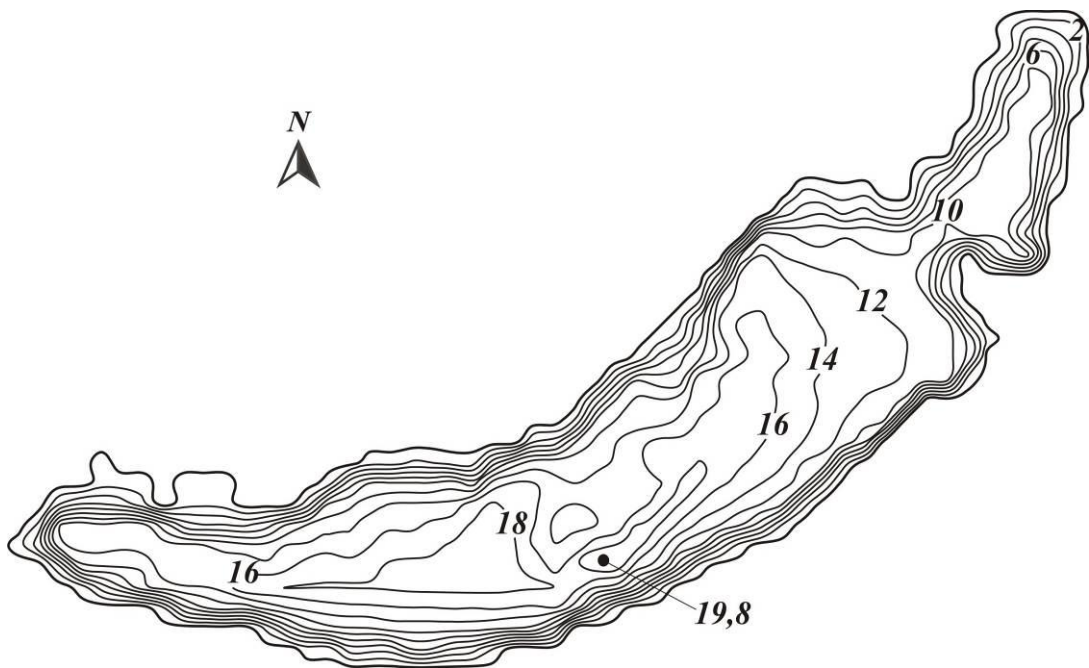


Рис. 3.28. Схема оз. Алмазного в ізобатах, м

Основною прибутковою складовою водного балансу оз. Алмазного є атмосферні опади. При середньорічній величині опадів 645 мм озеро поповнюється на 1028 тис. м³ за рік. У водному балансі озера опади складають майже 55 % прибуткової частини.

Витратною частиною водного балансу оз. Алмазного є випаровування з водної поверхні. Протягом року з водного дзеркала випаровується 840 тис. м³.

З водозбору, площею близько 10,7 км², до оз. Алмазного надходить майже 845 тис. м³ поверхневих вод за рік. Втрата поверхневого стоку протягом року (стік до Вигурівських озер) становить 733 тис. м³ води.

Витратною частиною водного

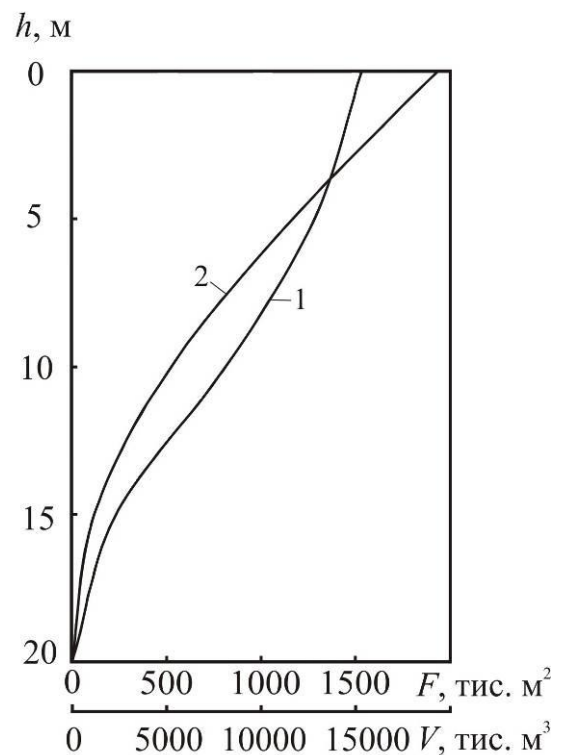


Рис. 3.29. Криві площ (1) та об'ємів (2) оз. Алмазного

балансу оз. Алмазного є відтік ґрунтових вод. Спеціальні спостереження за відтоком ґрунтових вод тут не проводяться. Існують деякі дані гідрогеологічного моніторингу Мінводгоспом УРСР (у теперішній час Дніпровський басейнове управління водних ресурсів) рівнів води у оз. Алмазному та неподалік розташованих свердловин. Рівень води у озері фіксується на позначці 95,4–96,4 м БС.

Згідно з вишукувальними роботами, ґрунтовий потік на алювіальному лівобережжі направлений з північного сходу на південний захід до водосховища. Необхідно відмітити, що середньодобовий рівень води у Канівському водосховищі протягом року підтримується на позначці близькій до нормального підпірного рівня (НПР), величина якого становить 91,5 м БС.

Основаючись на наявних відомостях про рівні води в озері та водосховищі, склад і фільтраційні властивості піщаних водовмісних порід, ширину напірного фронту та відстань між водними об'єктами ми розрахували орієнтовний об'єм відтоку ґрунтових вод з оз. Алмазного за формулою Дарсі [81]:

$$Q_D = \frac{k \cdot \Delta H \cdot f_n}{l_\phi}, \quad (3.2)$$

де k – коефіцієнт фільтрації; ΔH – падіння напору; f_n – площа поперечного перерізу породи; l_ϕ – довжина шляху фільтрації.

Падіння напору води оцінили за формулою:

$$\Delta H = H_1 - H_2, \quad (3.3)$$

де H_1 – рівень води в озері, м БС; H_2 – рівень води у водосховищі, м БС.

Площа поперечного перетину породи, через яку просочується вода, розраховується:

$$f_n = h_{н.ф.} \times b \quad (3.4)$$

де $h_{н.ф.}$ – висота напірного фронту, що визначається як різниця відмітки рівнів води у озері (H_1) та глибина найближчої до озера ділянки водосховища (H_3), м.

Вихідні дані та результати розрахунку ґрунтового відтоку з оз. Алмазного представлено в таблиці 3.5.

Таблиця 3.5.

Орієнтовний розрахунок ґрунтового відтоку з оз. Алмазного

| Рівень води в оз. Алмазному (H_1), м | Середньодобовий рівень води у водосховищі (H_2), м | Відмітка середньої глибини рукава Десенка (H_3), м | Падіння напору ($\Delta H = H_1 - H_2$), м | Ширина напірного фронту (b), м | Висота напірного фронту ($h_{н.ф} = H_1 - H_3$), м | Коефіцієнта фільтрації (k), м/доба | Довжина шляху фільтрації ($l_{ф}$), м | Величина ґрунтового відтоку з оз. Алмазного, м ³ /доба |
|--|--|--|--|------------------------------------|--|--|---|---|
| 96,4 | 91,5 | 88,2 | 4,90 | 1900 | 8,20 | 43,0 | 4000 | 820 |

Отже, об'єм ґрунтового відтоку з оз. Алмазного становить 300 тис. м³ за рік.

Таким чином, встановлено, що витратна (прибуткова) частина балансу оз. Алмазного складає в середньому 1872 тис. м³ за рік. Це обумовлює зовнішній водообмін, з річним коефіцієнтом водообміну 0,10 або періодом водообміну 10,3 роки.

Озеро Центральне розташоване на правобережній заплаві Дніпра в межах житлового масиву Оболонь (див. рис. 3.9). Довжина берегової лінії озера становить 740 м. Довжина озера – 220 м, максимальна ширина – 180 м, середня – 108 м. Його середня глибина дорівнює 4,00 м, максимальна – 10,3 м. Площа складає 23,7 тис. м², об'єм – 95,6 тис. м³. За результатами наших натурних досліджень побудовано схему озера Центральне в ізобатах (рис. 3.30), криві його площ та об'ємів (рис. 3.31).

Водний режим оз. Центрального значною мірою залежить від режиму Канівського водосховища, особливо у весняний період. Так, в період весняного водопілля 50% забезпеченості рівень води у водосховищі поблизу озера підвищується на 2,7 м. Такий перепад рівнів між озером та водосховищем зумовлює фільтрацію води через піски. Термін добігання води з водосховища до озера складає 20–25 діб. За рахунок підземного притоку

оз. Центральне у весняний період поповнюється на 64 тис. м³ води. У період спаду водопілля вода повертається у водосховище. При цьому, об'єм ґрунтового відтоку з озера становить 66,8 тис. м³.

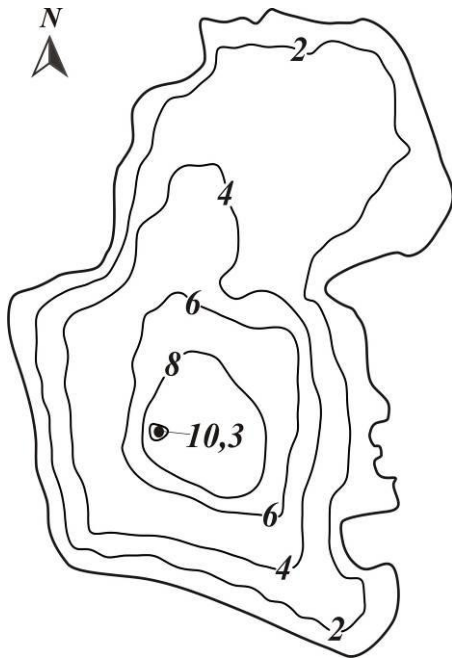


Рис. 3.30. Схема оз. Центрального в ізобатах, м

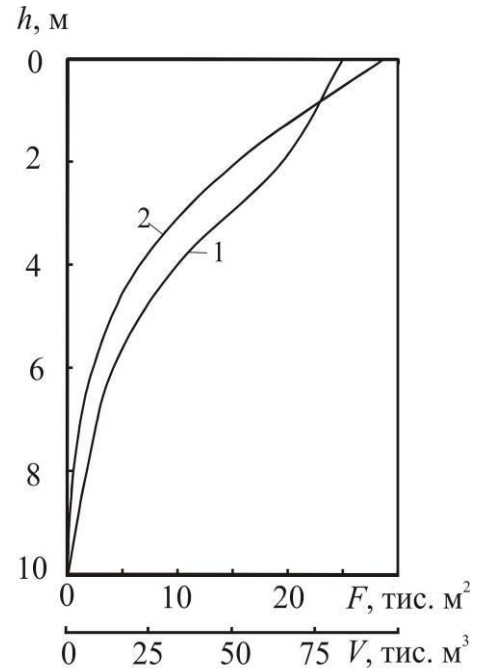


Рис. 3.31. Криві площ (1) та об'єму (2) оз. Центрального

За рахунок атмосферних опадів до оз. Центрального надходить 15,3 тис. м³. З водної поверхні озера випаровується до 12,5 тис. м³ води.

З урахуванням всіх складових водного балансу в оз. Центральне протягом року надходить та витрачається в середньому 79,3 тис. м³ води. Це обумовлює зовнішній водообмін, з річним коефіцієнтом водообміну 0,83 та періодом водообміну 1,21 роки.

Озеро Синє знаходиться між житловим масивом Виноградар та Пуща-Водицьким лісом (рис. 3.32). За формою і морфологічними показниками озеро поділяється на північну (верхню) і південну (нижню) ділянки, що з'єднані каналом. Північна ділянка має невелику затоку, протяжністю близько 100 м. Довжина берегової лінії озера складає 1450 м. Максимальна глибина – 1,85 м, середня – 0,85 м.



Рис. 3.32. Озеро Синє: 1 – північна ділянка; 2 – південна ділянка; 3 – затока; 4 – канал

Площа водної поверхні – 44,0 тис. м², об’єм – 37,6 тис. м³. Довжина кожної ділянки досягає 250 м. Мінімальна ширина верхньої та нижньої ділянок озера – 56 і 28 м, відповідно; максимальна – 78 і 64 м, середня – 68 і 48 м. Ширина озера разом із з’єднувальним каналом дорівнює 176 м, ширина самого каналу – 20 м, його довжина – близько 40 м.

За результатами натурних досліджень уточнено морфометричні характеристики і побудовано схему розподілу глибин (рис. 3.33), криві площ та об’ємів озера (рис. 3.34).

Основною складовою прибуткової частини водного балансу оз. Синього є притік поверхневих вод. З водозбору озера, площею близько 1 км², формується 81,4 тис. м³ води за рік. Поверхневий стік з озера відсутній. Значну частину витратної складової водного балансу озера займає відтік ґрунтових вод, об’єм якого протягом року складає 86,6 тис. м³.

Другою за величиною складовою прибуткової частини водного балансу оз. Синього є атмосферні опади. За їх рахунок на водне дзеркало озера надходить в середньому 28,4 тис. м³ води за рік. Витрати за рахунок випаровування з поверхні становлять 23,2 тис. м³ за рік.

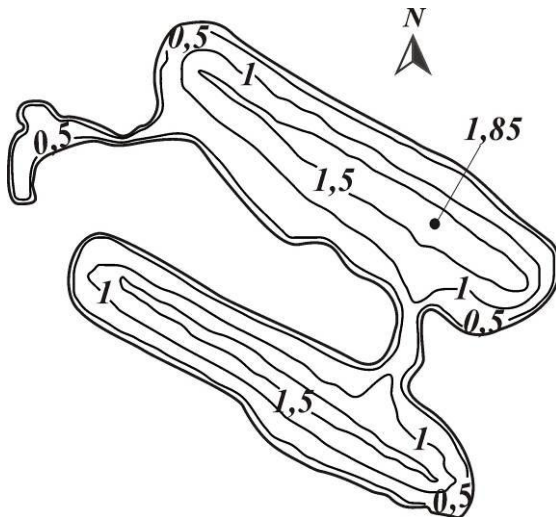


Рис. 3.33. Схема оз. Синього в ізобатах (м)

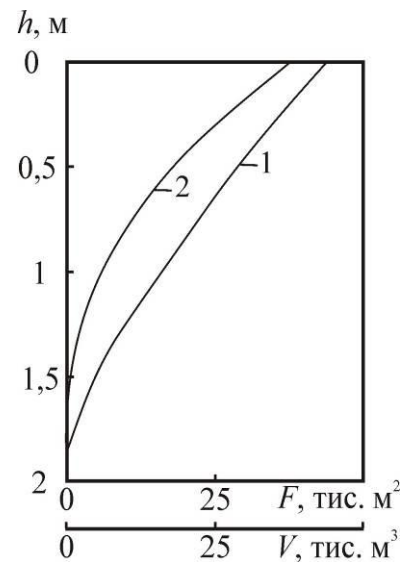


Рис. 3.34. Криві площ (1) та об'ємів (2) оз. Синього

Таким чином, прибуткова та витратна частини водного балансу озера Синє складають в середньому 109,8 тис. м³ на рік. Це зумовлює зовнішній водообмін, який оцінюється річним коефіцієнтом 2,92 та періодом водообміну 4,1 місяці [53; 54; 292; 292].

Висновки до третього розділу

Результати наших вищенаведених досліджень дали змогу охарактеризувати водойми Києва за особливостями водного балансу, які поділяються на стічні та безстічні. Перші характеризуються тим, що витрата з них води здійснюється шляхом випаровування, поверхневим і ґрунтовим відтоком. Серед стічних водойм виокремлюються проточні, транзитний стік яких здійснюється через водотоки. Безстічні водойми витрачають воду тільки на випаровування та інфільтрацію, не даючи початок поверхневим водотокам [27].

Серед водойм Києва стічними є водойми таких підгруп: *стариці* (озера системи Опечень), *затоки* (Верблюд, Собаче Гирло, Оболонь та ін.) і деякі *кар'єри*. Серед стічних водойм виділяються проточні, зокрема водойми

підгрупи *стариці* (деякі представники озер системи Опечень) та *ставки* (Горіхуватські, Китаївські, Палладінські та ін.).

До безстічних відносяться представники підгруп *природно, частково змінених* (оз. Бабине), *антропогенно змінених водойм* (озера Райдужне, Вирлиця та ін.), *стариць* (озера Вербне, Редьчине) та *кар'єрів* (озера Центральне та Синє).

За інтенсивністю зовнішнього водообміну водойми Києва відзначаються достатньо великим діапазоном.

Найбільш проточними серед водойм Києва є *затоки*. Умовна зміна води у них відбувається 17,3–103 рази за рік або протягом 3,5–21,1 доби.

Достатньо високою проточністю характеризуються водойми підгруп *ставки* (Горіхуватські, Китаївські, Палладінські та ін.) та *природні, частково змінені водойми* (оз. Бабине), *кар'єри* (оз. Синє). Вода в них оновлюється в середньому 1,88–2,92 рази за рік або протягом 4,1–6,5 місяців.

До малопроточних відносяться представники водойм підгруп *антропогенно змінені* (Вирлиця, Райдужне), *стариці* (Редьчине, Вербне) та *кар'єри* (Алмазне, Центральне), які відзначаються періодом водообміну від одного до більше 14 років.

РОЗДІЛ 4

ЕКОЛОГІЧНО ЗНАЧУЩІ ЕЛЕМЕНТИ ГІДРОДИНАМІКИ ВОДОЙМ КИЄВА

Гідродинамічні явища нарівні з гідрохімічними, гідробіологічними процесами та антропогенним впливом є важливим фактором, що визначає стан водних екосистем і якість води. Вони сприяють перерозподілу розчинених, завислих речовин і тепла по акваторії водойм, здійснюють перенесення та посилюють трансформацію забруднювальних речовин, обумовлюючи відновлення фонового стану водойм [234].

Вивченню абіотичних компонентів водних екосистем приділялася значна увага на великих внутрішніх водоймах. Щодо вивчення цих процесів на малих водоймах в умовах постійного антропогенного впливу досліджень проведено недостатньо. Існує декілька робіт, у яких гідродинамічні характеристики розглядаються як ключові фактори функціонування екосистем водойм Києва [65; 68; 69; 70; 79; 232; та ін.].

Гідродинамічні процеси – це елемент гідрологічного режиму водойм, що обумовлюється зміною співвідношення складових водного балансу та впливом зовнішніх факторів, і значною мірою залежить від морфометричних особливостей водойм. Основними елементами гідродинаміки є течії, перемішування, хвильові процеси та коливання рівня води.

4.1. Течії та їх режим

Серед всіх видів течій визначальними у формуванні якості води та функціонуванні екосистем водойм є вітрові та стокові. Вітрові течії виникають внаслідок дії вітру на водну поверхню. Вони не є сталими, оскільки режим вітру характеризується помітною мінливістю в часі та просторі. Стокові течії виникають внаслідок притоку води у водойму або відтоку з неї. Для оцінки параметрів вітрових і стокових течій за різних

гідрометеорологічних умов нами проведено математичне моделювання за методом повних потоків [238] дещо більше 20-ти водойм Києва. За результатами моделювання та натурних досліджень ми здійснили аналіз режиму течій типових представників *гідрогенних* та *штучних водойм*.

У всіх водоймах Києва спостерігаються *вітрові течії*. Значними швидкостями ці течії характеризуються при дії вітру, напрямок якого співпадає з повздовжньою віссю водойми. В районі Києва переважаючими напрямками вітру протягом року є західні та північні (див. рис. 1.5). Достовірність вітру зі швидкістю 2–5 м/с становить 60,2%. При такому діапазоні швидкість течії у поверхневому шарі водойм коливається в межах 2,5–6,2 см/с. При вітрах 6–9 м/с (4,6 %) – 7,5–11,2 см/с [17; 50].

Швидкість течії у поверхневому шарі водойм, отримана в результаті натурних досліджень, практично співпадає з розрахунковою, яка оцінена за рівнянням 2.12, і лише в деяких випадках дещо нижча. Наприклад, в оз. Бабиному (підгрупа *природні, частково змінені*) швидкість поверхневих течій при вітрі 6–7 м/с північно-східного напрямку становила 5–5,5 см/с, величина якої в 1,3–1,6 рази менша від розрахункової величини швидкості течії за відповідних гідрометеорологічних умов.

За результатами математичного моделювання швидкість течії у поверхневому шарі води безстічних водойм при вітрі 3 м/с в середньому становить 1,7–3,4 см/с. Швидкість, осереднена по вертикалі, варіює в діапазоні від 1,7 до 2,7 см/с. При вітрі 5 м/с вона зростає до 2,8–4,5 см/с.

Розподіл функції повних потоків у безстічному оз. Редьчиному (підгрупа *стариці*) при різних напрямках вітру середньої швидкості представлено, як приклад, на рис. 4.1. При північному напрямку вітру в західній частині озера інтегральне перенесення здійснюється у циклональному напрямку, у східній – в антициклональному. Сумарні витрати потоків при цьому вітрі досягають 10 м³/с. При південному вітрі форми циркуляцій та їх потужність аналогічні, але напрямок течій протилежний. Середня по глибині швидкість течій при вказаних напрямках вітру становить

2,1 см/с, у поверхневому шарі вона досягає 3,4 см/с. При вітрах широтного напрямку в центральній частині озера формуються декілька окремих циркуляційних утворень. Їх потужність досягає 12 м³/с. Середня швидкість течій становить 1,7 см/с, у поверхневому шарі – 3,1 см/с.

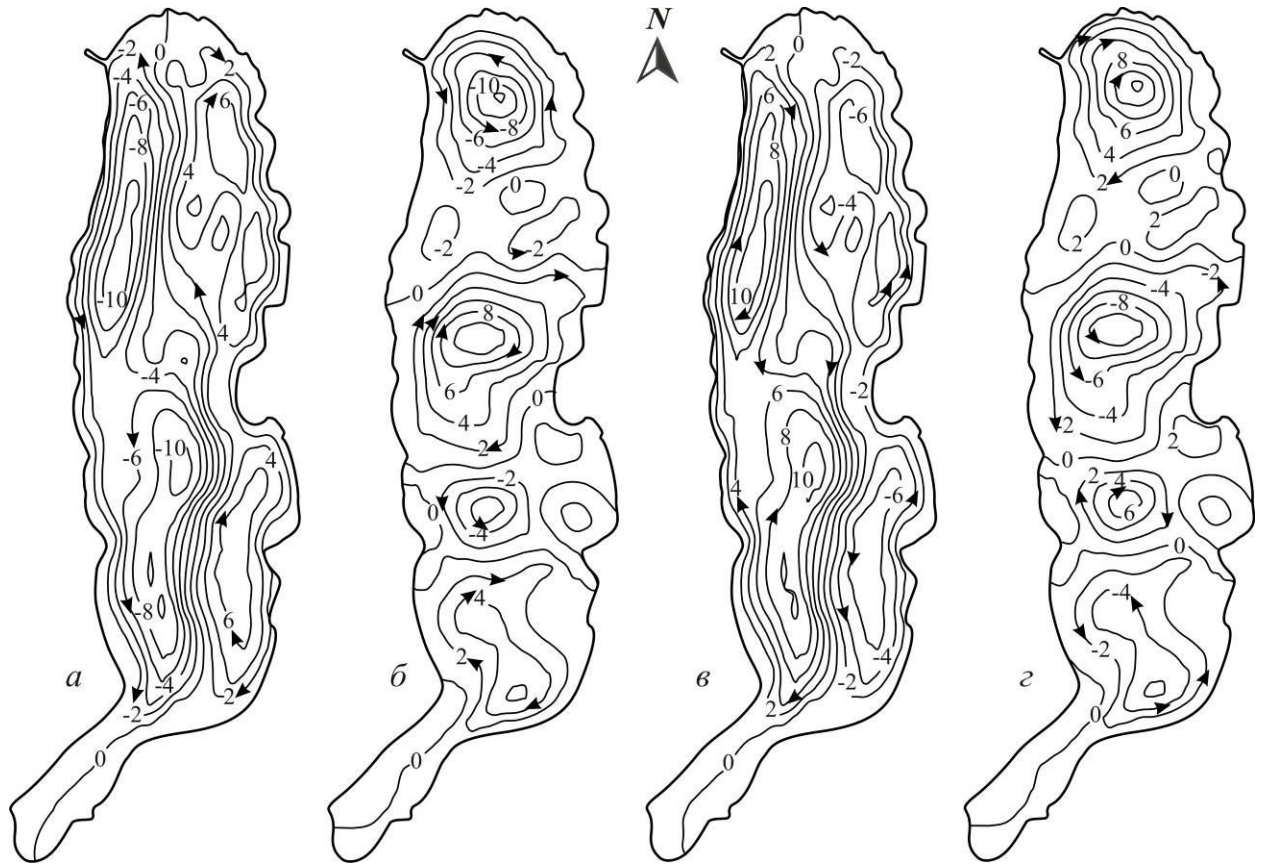


Рис. 4.1. Схема циркуляцій вод (функції токів, м³/с) в оз. Редьчиному при вітрі середньої швидкості північного (а), східного (б), південного (в) та західного (z) напрямків

Співставлення розрахованих та спостережених швидкостей течій показало добру їх схожість – різниця не перевищує 1–2 см/с.

У стічних та проточних водоймах (зокрема в затоках, стічних озерах та ставках) вітрові течії характеризуються практично аналогічними параметрами. В чистому вигляді вони спостерігаються дуже рідко, оскільки на них накладаються *стокові течії*.

Стокові течії в затоках виникають в результаті попусків Київської ГЕС. На фазі підйому рівня вода з водосховища надходить до водойм, на фазі спаду – повертається назад. Наприклад, при одноразовому середньому попуску ГЕС в оз. Видубицьке (підгрупа *затоки*) втікає 42 тис. м³ [70]. Це обумовлює

формування течії, швидкість якої в протоці, що з'єднує водойму з Канівським водосховищем, досягає 15–20 см/с. Середня швидкість течії на акваторії затоки за таких умов сягає близько 0,6 см/с. При максимально можливому водообміні водойми з водосховищем, який складає майже 98 тис. м³ за попуск, середня швидкість течії на акваторії може збільшуватися до 1,3 см/с. Характерною особливістю режиму стокових течій в оз. Видубицькому є те, що незалежно від фази водообміну, переміщення водних мас тут при відсутності вітру направлено проти годинникової стрілки (рис. 4.2). Основна маса потоку при надходженні води у водойму дислокується в межах північної частини акваторії, при витоку – у південній. Сумарна витрата потоку в затоці при середньому попуску ГЕС досягає 9 м³/с.

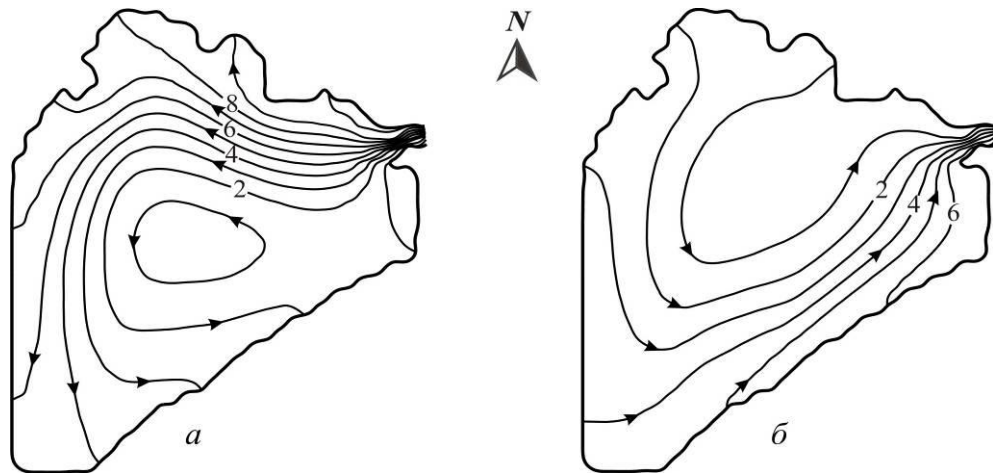


Рис. 4.2. Циркуляції вод (функції токів, м³/с) в оз. Видубицькому за відсутності вітру на фазі підйому (а) та спаду (б) рівня води в Канівському водосховищі [70]

При сумісній дії стокового та вітрового факторів внутрішній водообмін стічних водойм значно посилюється. Так, на акваторії оз. Видубицького формуються достатньо активні циркуляції вод, потужністю до 12–14 м³/с (рис. 4.3). Середня по вертикалі швидкість течій становить 3–3,5 см/с. Це означає, що тут існують досить значні можливості для горизонтального перемішування водних мас.

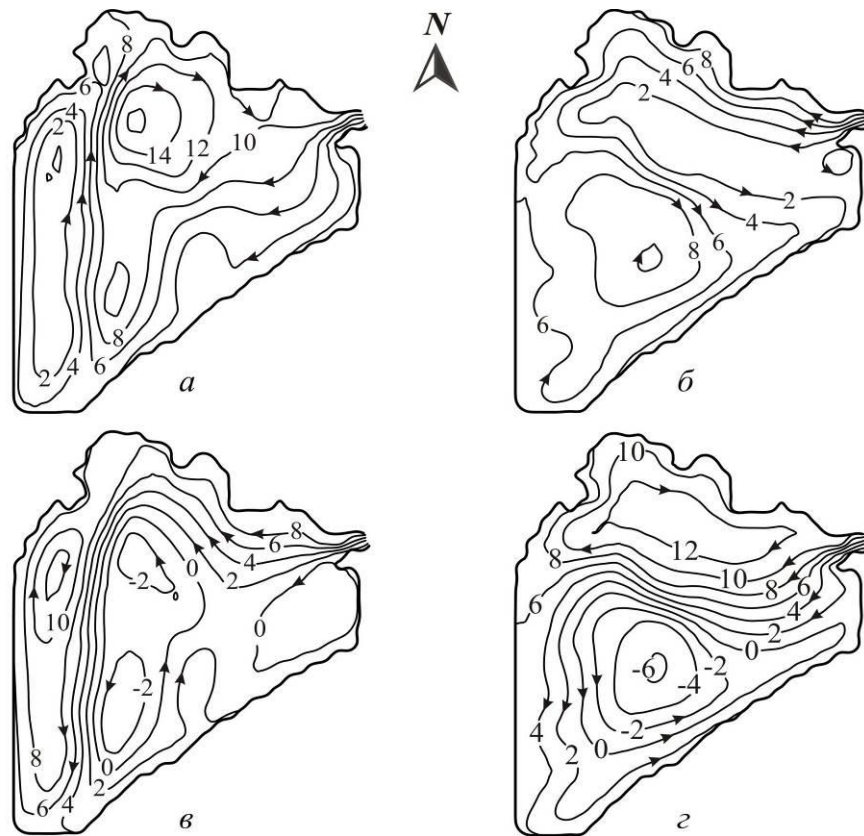


Рис. 4.3. Циркуляції вод (функції токів, $\text{м}^3/\text{с}$) в оз. Видубицькому при вітрі 5 м/с північного (а), східного (б), південного (в) та західного (г) напрямків на фазі підйому рівня води [70]

Стокові течії в озерах і ставках формуються внаслідок притоку вод з малих водотоків, або стоку вод з водойм. Транзит вод у цих водоймах слабо виражений. Так, на акваторії оз. Кирилівського (підгрупа *стариці*), внаслідок притоку води з оз. Богатирського (середня витрата, за результатами наших натурних спостережень, становить $0,05 \text{ м}^3/\text{с}$) та р. Сирець (середня витрата – $0,04 \text{ м}^3/\text{с}$, [101] і за відсутності вітру, виникають стокові течії з сумарною витратою до $0,09 \text{ м}^3/\text{с}$ (рис. 4.4, а). Швидкість таких течій на акваторії водойми незначна, її величини сягають менше $0,45 \text{ см}/\text{с}$. Стокові течії за вказаними величинами настільки малі, що не забезпечують формування транзитних потоків. У водоймі вони можуть виникати при більших витратах води. На акваторії оз. Кирилівського потужність транзитних потоків може суттєво зростати, внаслідок надходженні поверхневих вод з р. Сирець при найвищій прогнозованій її максимальній витраті $17,5 \text{ м}^3/\text{с}$ [101] (рис. 4.4, б).

За нашими розрахунками середня швидкість стокових течій по вертикалі у місці проходження транзитних потоків може знаходитися в діапазоні від 1 до 3 см/с, у місці впадіння р. Сирець – більше 45 см/с.

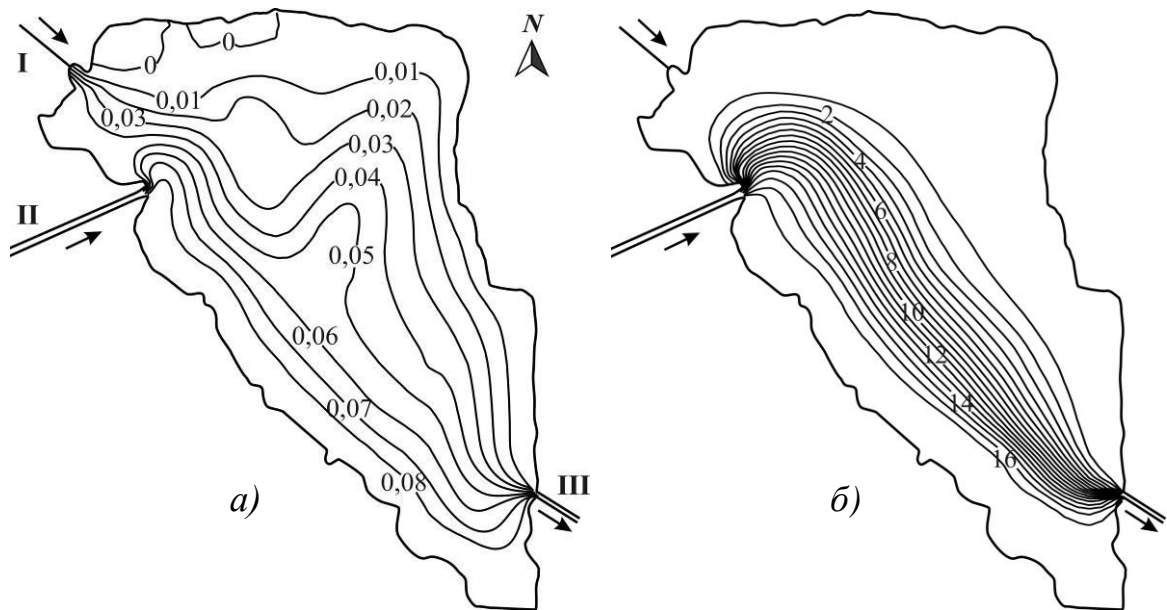


Рис. 4.4. Схема течій (функції потоків, м³/с) у оз. Кирилівському при сумарній витраті притоку вод 0,09 (а) та 17,55 (б) м³/с і відсутності вітру. Примітки: див. рис. 3.10

Швидкість стокових течій, наприклад, у Горіхуватських ставках (підгрупа *ставки*) за нашими спостереженнями не перевищує 0,01–0,05 см/с. Витрати в них становлять 0,005–0,014 м³/с (рис. 4.5).

В результаті притоку поверхневих вод та дії вітру, наприклад, у Горіхуватських ставках, формуються циркуляційні потоки з потужністю 0,05–1 м³/с. Їх потужність у Горіхуватському ставку №4 становить 0,3–0,5 м³/с (рис. 4.6). Сумарна швидкість стокових та вітрових течій, осереднена по вертикалі, досягає інколи 2,0–2,7 см/с.

Наведені результати досліджень дозволяють зробити узагальнення про те, що у водоймах Києва найпоширенішими видами течій є стокові та вітрові. Необхідно зазначити, що кожна група та підгрупа водойм відзначаються різними особливостями гідрологічного режиму, які обумовлюють формування цих видів течій у окремому випадку. При сумісній дії стокових і вітрових течій у стічних та проточних *гідрогенних* і *штучних* водоймах

(зокрема підгрупи *затоки*, *ставки* та деякі представники підгрупи *стариці* (озера системи Опечень) і *кар'єри* (оз. Алмазне) суттєво посилюється внутрішній водообмін.

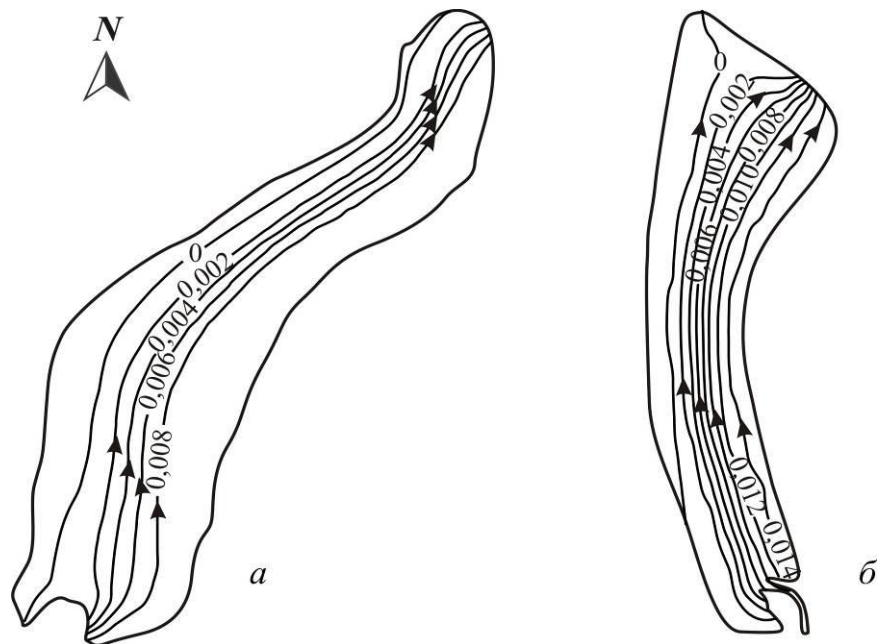


Рис. 4.5. Схема течій (функції токів, м³/с) у Горіхуватських ставках №3 (а) та №4 (б) за відсутності вітру

У чистому вигляді стокові течії у вказаних підгрупах водойм можуть відмічатися лише за відсутності вітру. Величини швидкості стокових течій та потужності переміщення їх водних мас відзначаються деякими відмінностями, що безпосередньо залежать від інтенсивності зовнішнього водообміну кожної водойми. Так, у *затоках* характер стокових течій залежить від об'ємів та тривалості скидів через Київську ГЕС, у *ставках* та деяких *старицях* – об'єму притоку поверхневих вод з малих водотоків.

У безстічних *гідрогенних водоймах*, а саме у підгрупі *природні, частково змінені, антропогенно зміненні*, деякі представники *стариці* (озера Редьчине та Вербне) внутрішній водообмін обумовлюють вітрові течії. Їх параметри значною мірою залежать від характеру вітру, форми та морфометрії водойм. На швидкість вітру суттєво впливає закритість акваторії, що зайнята вищою водною рослинністю, і прибережних ділянок водойм, які щільно забудовані житловими масивами та оточені смугами

дерев, чагарників. Це є одним із факторів послаблення гідродинамічних процесів у безстічних водоймах.

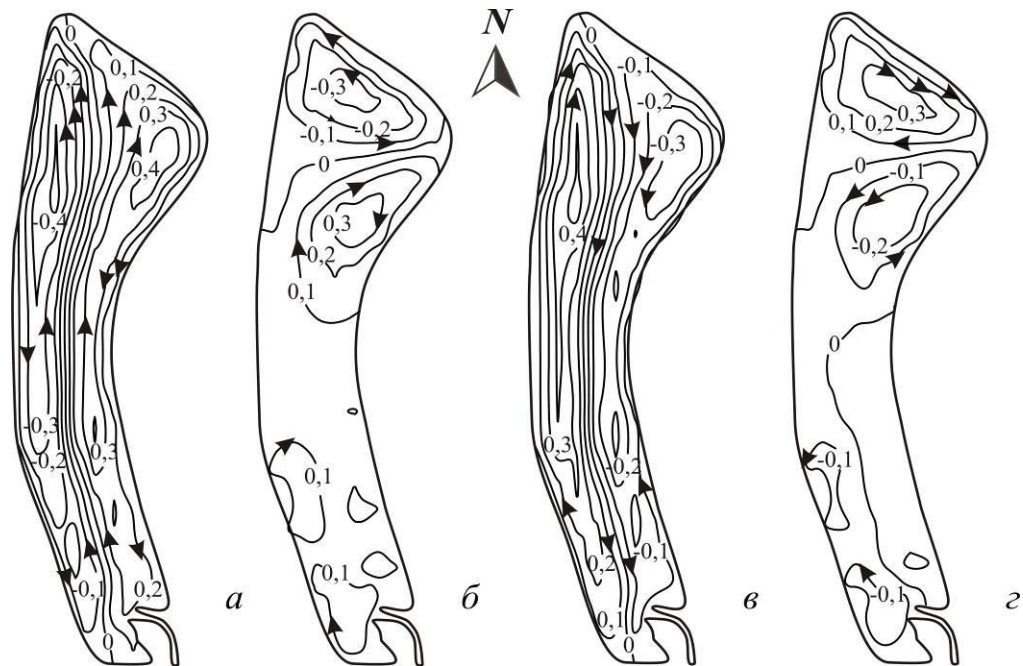


Рис. 4.6. Схема течій (функції токів, $\text{м}^3/\text{с}$) у Горіхуватському ставку №4 при швидкості вітру 3 м/с північного (а), східного (б), південного (в) та західного (г) напрямків

4.2. Перемішування водних мас

Конвективне перемішування водних мас у міських водоймах виникає при нестійкій температурній стратифікації в процесі весняного нагрівання та осіннього охолодження. Наприклад, в оз. Центральному (підгрупа *кар'єри*) при льодоставі (березень 2011 р.) нами зафіксовано обернену температурну стратифікацію. Перепад температури по глибині (8 м) досягав $3,9^\circ$ [17].

Тривалість перемішування визначається інтенсивністю нагрівання всієї товщі води до 4°C навесні та охолодження до цієї температури восени. Після досягнення максимальної густини водних мас подальше нагрівання (охолодження) призводить до появи у поверхневому шарі вод з меншою густиною. При цьому процес конвективного перемішування сповільнюється або припиняється.

Турбулентне перемішування водних мас у київських водоймах відбувається за наявності вертикальних та горизонтальних градієнтів

швидкостей, що утворюються за рахунок тертя у водній товщі, біля дна та на поверхні води [159].

У стічних водоймах, включаючи проточні, (підгрупи *затоки, ставки* та деякі представники підгрупи *стариці*) динамічне перемішування відбувається за рахунок стокових течій та хвильових процесів, що обумовлені дією вітру. У безстічних водоймах (підгрупи *природні, частково змінені* та *антропогенно змінені* та деякі представники підгрупи *кар'єри*), на відміну від стічних, турбулентне перемішування водних мас формується лише внаслідок дії вітру.

Для оцінки турбулентного перемішування вод використовують різного роду емпіричні залежності [223], при розрахунку яких необхідно враховувати осереднені компоненти швидкості, концентрації домішок, коефіцієнти горизонтального та вертикального турбулентного перемішування. Визначення останніх пов'язане зі значними труднощами, оскільки їх величини не постійні та залежать від численних факторів, характерних для кожної водойми або її ділянки. Відомо, що коефіцієнт турбулентного перемішування зростає зі збільшенням масштабу явища за «законом ступеню 4/3». Під масштабом явища розуміють розмір плями домішки (барвника, забруднювача), дифузія якого досліджується [160].

Суть даного співвідношення полягає у тому, що дифузію розміщеного у водний потік малого об'єму домішки у початковий момент обумовлюють молекулярні сили [160]. При збільшенні плями домішки до масштабу Колмогорова у дію вступають турбулентні вихори малих розмірів, і дифузія домішок прискорюється. Якщо у водоймі відсутня стратифікація, на початку пляма домішки зберігає сферичну форму – дифузія ізотропна. При досягненні масштабу Озмідова зростання коефіцієнту (K_z) у вертикальному напрямку припиняється, тобто відбувається її «сплющення». У цей момент процес дифузії стає анізотропним з постійним значенням коефіцієнту вертикальної дифузії та зростаючим, залежно від масштабу явища (розміру плями), коефіцієнтом горизонтальної турбулентної дифузії.

Турбулентність поділяють на великомасштабну та дрібномасштабну [239]. Її інтенсивність ми визначали двома способами під час натурних спостережень на одному із *гідрогенних водойм* Києва – оз. Бабиному. У першому випадку для визначення великомасштабної горизонтальної турбулентності використовуються пінопластові поплавки з «парашутами». Фіксується відстань між індикаторами (l_{n+1}, l_n) за певний проміжок часу (t) [124; 160]:

$$K_L = \frac{(l_{n+1} - l_n)^2}{2\Delta t} = \frac{\Delta l^2}{2\Delta t} \quad (4.1)$$

Для визначення дрібномасштабної турбулентності застосовують дифундуючі індикатори або трасери (уранін, родамін, флуоресцинін та ін.). У момент введення трасерів відмічають час, протягом якого пляма розсіювання досягає максимального візуально видимого розміру. Коефіцієнт горизонтальної турбулентної дифузії розраховується за формулою [90]:

$$K_L = \frac{r_{\max}^2}{4t_{\max}}, \quad (4.2)$$

де r_{\max} – радіус плями при максимальному її розмірі, м; t – час, протягом якого пляма досягає максимального розміру, с.

Результати спостережень за турбулентною дифузиею у водоймі ми представили на графіку (рис. 4.7). Розкид точок знаходиться в межах діапазону у порівнянні з дослідженнями, проведених на внутрішніх водоймах України [223], що свідчить про наявність залежності K_L від розмірів турбулентних вихорів (масштабу явища). Ця залежність для оз. Бабиного представляється рівнянням:

$$K_{L(\text{оз.Б})} = 0,0215 \times l^{1,73}. \quad (4.3.)$$

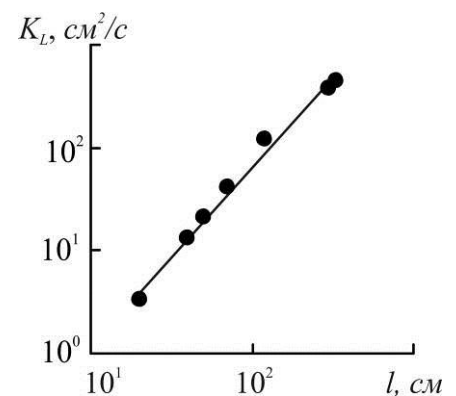


Рис. 4.7. Залежність коефіцієнта горизонтальної турбулентної дифузії від масштабу явища в оз. Бабиному

Виходячи зі схеми розподілу кінетичної енергії в океані, запропонованої Р. В. Озмідом [160], досліджений нами діапазон масштабу явища ($l = 10^1 - 10^{2.5}$, см) відноситься до поверхневих вітрових хвиль.

Отже, аналіз результатів проведених нами натурних вимірів за методикою [166] показав, що в еколого-гідрологічних розрахунках для орієнтовної оцінки залежності коефіцієнта горизонтальної турбулентної дифузії (K_L) від масштабу явища (l) у водоймах Києва та інших водоймах України, правомірно застосовувати «закон ступеня 4/3» [223]:

$$K_L = 0,0216 \times l^{1,33}. \quad (4.4)$$

4.3. Хвильові процеси

Оцінка параметрів вітрових хвиль (висота h_x та довжина λ_x , м) на водоймах Києва проводилася нами за допомогою спостережень та загальновідомих емпіричних формул В. Г. Андріанова, розроблених для озер та водосховищ [27]:

$$h_x = 0,0208 \cdot \omega^{5/4} \cdot l_x^{1/3}, \quad (4.5)$$

$$\lambda_x = 0,3 \cdot \omega \cdot l_x^{1/2}, \quad (4.6)$$

де ω — швидкість вітру, м/с; l_x — довжина розгону, км.

Враховуючи ймовірні величини швидкостей вітру та максимальні довжини його розгону, ми оцінили ймовірні висоти (h_x) та довжини (λ_x) хвиль на різнотипних міських водоймах Києва (рис. 4.8 та 4.9).

Хвилі висотою від 4 до 10 см та довжиною від 30 до 140 см виникають при співпадінні напрямку вітру середньої швидкості з повздовжніми осями водойм. Хвилі таких розмірів спостерігаються у 50% випадків. Ймовірність хвиль, розміри яких знаходяться в межах від 11 до 15 см, становить 15–40 % [17; 50].

При цьому спостерігаються орбітальні знакозмінні переміщення води. На водоймах Києва вони поширюються на глибину не більше 0,5 м. Механічний вплив на донні біоценози за таких умов відчувається приблизно на 1,5–12 % дна водойм. Це достатньо вузькі вздовжберегові смуги. При вітрах 10 м/с висота хвиль на акваторіях водойм зростає до 20–70 см, довжина – до 130–670 см. Відповідно зростає площа дна, де хвилі проявляють динамічний вплив на дно, бентосні організми та інші гідробіоти.

Течії та хвильове перемішування обумовлюють турбулентну дифузію тепла, кисню, завислих речовин, домішок і розчинів по вертикалі та горизонталі. За результатами наших

натурних досліджень та деяких літературних даних встановлено, що у глибоких водоймах Києва турбулентна дифузія відбувається до глибини 2–4 м (рис. 4.10), у мілких – до дна.

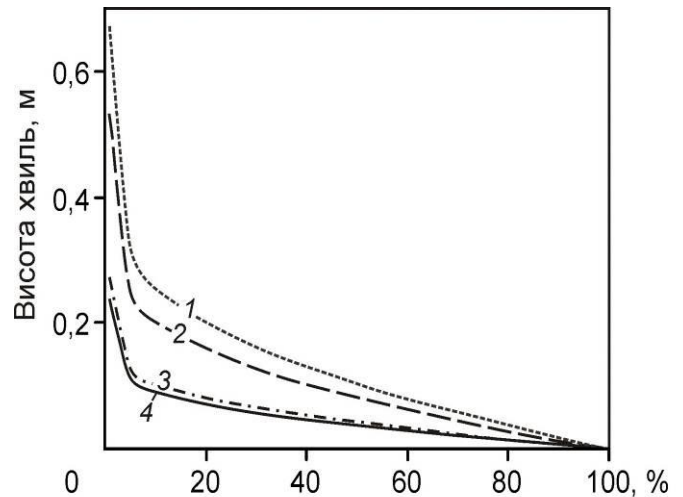


Рис. 4.8. Ймовірні висоти хвиль на водоймах Києва. Тут і на рис. 4.8.: 1 – оз. Алмазне, 2 – оз. Редьчине, 3 – оз. Центральне, 4 – Палладінський ставок №3

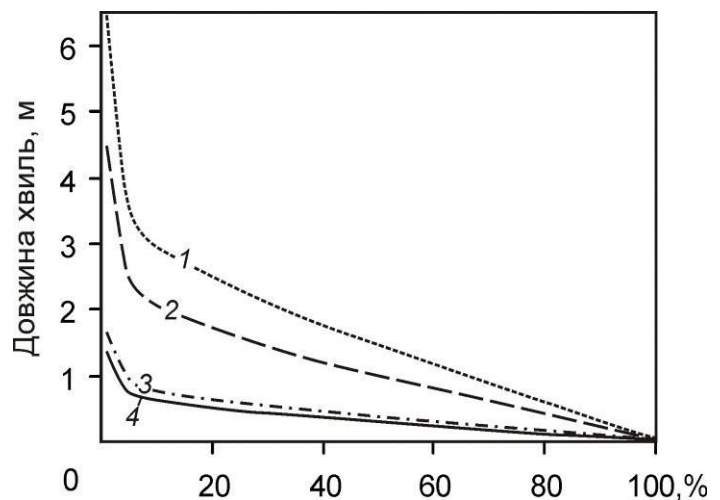


Рис. 4.9. Ймовірні довжини хвиль на водоймах Києва

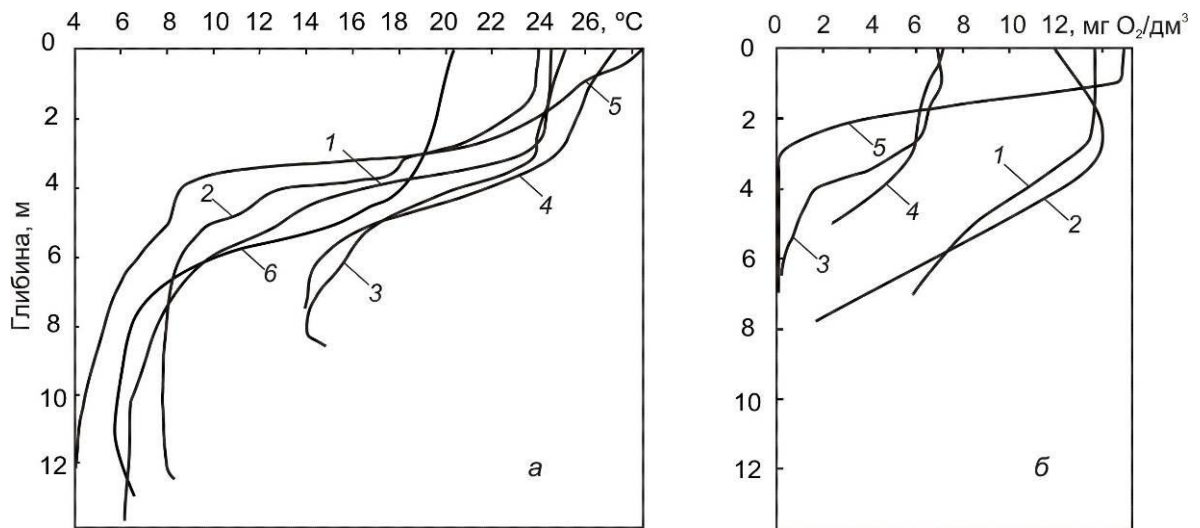


Рис. 4.10. Типовий вертикальний розподіл температури води (а) та розчиненого у воді кисню (б) в літній період (2006–2013 рр.) у водоймах Києва: 1 – оз. Алмазне, 2 – оз. Редьчине, 3 – оз. Центральне, 4 – оз. Райдужне, 5 – оз. Кирилівське, 6 – оз. Видубицьке [70]

4.4. Рівневий режим

Рівневий режим різнотипних водойм Києва досить неоднозначний. У деяких *гідрогенних* та *штучних водоймах*, що зосереджені у заплаві Дніпра, зміна рівнів відбувається у весняний період шляхом фільтрації води через підстилаючі піски. При статистичній оцінці сезонних коливань рівня води та їх тривалості у цих водоймах, ми враховували величини відміток рівнів води у русловій ділянці Канівського водосховища [168] та період добігання (фільтрації) вод через підстилаючі піски від водосховища до них. Виявилось, що тривалість стояння високих рівнів води при проходженні весняного водопілля 50 %-вої забезпеченості у цих водоймах становить 9–68 діб в рік (табл. 4.1). Амплітуда коливання рівня води зменшується з віддаленістю від Київської ГЕС.

Коливання рівня води у *затоках* значною мірою залежить від рівневого режиму Канівського водосховища. Для визначення їх амплітуди (A_L , м) ми використали рівняння трансформації попускових хвиль Київської ГЕС ($A_{ГЕС}$) [218]:

$$A_L = A_{ГЕС} e^{-0,03L}, \quad (4.7)$$

де e – основа натурального логарифму, L – відстань від ГЕС, км.

Таблиця 4.1.

Коливання рівня води у *гідрогенних* (крім підгрупи *заток*) та *штучних* (крім підгрупи *ставки* та деяких представників *кар'єрів*) водоймах при проходженні весняного водопілля 50 %-вої забезпеченості

| Озера | Відстань від Київської ГЕС, км | Підйом рівня води, м | Тривалість високих рівнів, діб |
|-----------------------|--------------------------------|----------------------|--------------------------------|
| <i>Редьчине</i> | 4,50 | 2,80 | 52–67 |
| <i>Центральне</i> | 9,50 | 2,70 | 40–55 |
| <i>Кирилівське</i> | 11,7 | 2,60 | 14–29 |
| <i>Йорданське</i> | 12,2 | 2,60 | 35–50 |
| <i>Вербне</i> | 12,8 | 2,60 | 44–59 |
| <i>Райдужне</i> | 13,5 | 2,50 | 30–45 |
| <i>Бабине</i> | 15,5 | 2,45 | 50–65 |
| <i>Нижній Тельбін</i> | 23,5 | 2,13 | 53–68 |
| <i>Підбірна</i> | 25,5 | 1,90 | 46–61 |
| <i>Мартишів</i> | 27,5 | 1,85 | 14–29 |
| <i>Конча</i> | 36,0 | 1,63 | 9–24 |

Результати наших розрахунків показали, що при проходженні весняного водопілля 50 %-ї забезпеченості рівень води у водосховищі та в цих водоймах підвищується на 1,63–2,80 м. Те ж відбувається і у водоймах, розташованих на заплавної піщаній терасі Дніпра. Так, у весняний період 2013 р. в оз. Редьчиному ми спостерігали підвищення рівня води на 1,0 м (рис. 4.11).

Набагато більше значення для формування екологічного стану та якості води заток мають внутрішньодобові коливання, зумовлені нерівномірними попусками Київської ГЕС. Останні призводять до виникнення в її нижньому б'єфі прямих довгих хвиль, котрі переміщуються вниз за течією і поступово трансформуються. Внаслідок цього рівень води в затоках коливається в діапазоні від 0,054 до 1,00 м (табл. 4.2).



Рис. 4.11. Сезонні коливання рівня води в оз. Редьчиному

Сезонні та внутрішньодобові коливання рівня води у водосховищі відіграють суттєву роль в процесах самоочищення досліджуваних водойм. На фазі підйому рівня води вище рівня ґрунтових вод відбувається фільтрація води через піщані береги, на фазі спаду – просочування її з берегів до водосховища. Фільтрація води через піщані береги забезпечує її очищення. Така самоочисна здатність ґрунтів завдячується життєдіяльністю автотрофних та гетеротрофних гідробіонтів. Один із компонентів біоценозу піщаного ґрунту є мікрофітобентос, який відіграє важливу роль у створенні в ньому сприятливого кисневого режиму. Функціонування гетеротрофних організмів, головним чином бактеріобентосу, визначає процеси деструкції органічної речовини та самоочищення від продуктів розкладу, зокрема мінералізацію сполук азоту, фосфору, сірки тощо [161].

При короткочасних коливаннях рівня води, які обумовлюють водообмін в піщаних берегах, деструкція органічної речовини в 2 рази більша, ніж при статичних умовах [167]. Такі коливання рівня води визначають розмір так званої смуги змочування, на якій сконцентрована найбільш активна біотична компонента екотону. Це обумовлює самоочисну здатність піщаного берега. Ширину смуги можна розрахувати за формулою:

$$b = A_L / \sin \alpha, \quad (4.8)$$

де α – кут ухилу надводної змочуваної частини берега, який на річкових ділянках дніпровських водосховищ складає приблизно 15° .

Таблиця 4.2.

Амплітуда коливання рівня води у затоках Дніпра (за даними автора та літературних джерел [68; 69; 70])

| Водні об'єкти | Відстань від Київської ГЕС, км | Амплітуда коливання рівнів води (м) при різних попусках ГЕС | | |
|--|--------------------------------|---|----------|-------------|
| | | максимальних | середніх | мінімальних |
| <i>затока Верблюд</i> | 7,15 | 1,00 | 0,436 | 0,145 |
| <i>затока Собаче Гирло</i> | 10,2 | 0,920 | 0,398 | 0,133 |
| <i>затока Оболонь</i> | 11,6 | 0,883 | 0,381 | 0,127 |
| <i>затока Київська Гавань</i> | 15,9 | 0,776 | 0,335 | 0,112 |
| <i>Матвіївська затока</i> | 19,6 | 0,694 | 0,300 | 0,100 |
| <i>рукава Горбачів та Русанівський</i> | 20,9 | 0,668 | 0,288 | 0,0962 |
| <i>рукав Довбичка</i> | 20,3 | 0,680 | 0,294 | 0,0979 |
| <i>рукав Десенка</i> | 25,1 | 0,589 | 0,254 | 0,0848 |
| <i>затока Славутич</i> | 23,0 | 0,627 | 0,271 | 0,0903 |
| <i>озеро Видубицьке</i> | 23,2 | 0,623 | 0,269 | 0,0897 |
| <i>затока Берковщина</i> | 24,9 | 0,592 | 0,256 | 0,0853 |
| <i>Княжий затон</i> | 25,0 | 0,590 | 0,255 | 0,0850 |
| <i>затока Осокорки</i> | 25,5 | 0,582 | 0,251 | 0,0838 |
| <i>рукав Коник</i> | 29,8 | 0,511 | 0,221 | 0,0736 |
| <i>затока Старик</i> | 37,8 | 0,402 | 0,174 | 0,0579 |
| <i>затока Вишеньки</i> | 40,0 | 0,376 | 0,163 | 0,0542 |

Результати визначення ширини смуг змочування піщаних берегів заток наведено в табл. 4.3. Її величина при середній амплітуді коливання рівня води варіює від 0,698 до 1,87 м, при максимальній амплітуді – від 1,62 до 4,33 м, при мінімальній – від 0,223 до 0,623 м. Площа піщаних берегів, що періодично змочуються при внутрішньодобових коливаннях рівня води, нами оцінена для кожної із заток з урахуванням довжини їх піщаних берегових смуг за рівнянням:

$$f = b \times P, \quad (4.9)$$

де P – довжина (периметр) піщаних берегових смуг, м; b – ширина смуги, м.

Загальний об'єм води, що фільтрується через смугу змочування до кожної із заток, залежить від площі смуги змочування, фільтраційних характеристик пісків та тривалості фази підйому рівня води. Для оцінки загального об'єму води використано рівняння:

$$W_{\phi} = q \times \tau_{\phi} \times P, \quad (4.10)$$

де q – питома витрата води, м³/с; τ_{ϕ} – час фільтрації, с; P – довжина піщаної берегової смуги, м.

Питома витрата води (q , м³/с), що фільтрується через смугу змочування на один погонний метр берега, визначається за формулою:

$$q = A_L \times v_{\phi\delta}, \quad (4.11)$$

де A_L – амплітуда короточасних коливань, м; $v_{\phi\delta}$ – швидкість фільтрації для піщаних берегів водойм, що розраховується за формулою:

$$v_{\phi\delta} = k \times I, \quad (4.12)$$

де k – коефіцієнт фільтрації для піщаних берегів; I – п'єзометричний ухил – це величина втрати напору на одиницю шляху фільтрації, яка на річкових ділянках дніпровських водосховищ складає приблизно в 0,015.

Результати розрахунків об'ємів фільтрації через піщані береги деяких заток Канівського водосховища в районі Києва представлені в табл. 4.3.

Одержані дані свідчать про те, що за рахунок короточасних коливань рівня при середніх попусках ГЕС в піщаних берегах заток очищується від 5,18 до 220 тис. м³ води за один цикл підйому, при мінімальних – від 1,73 до 73,3 тис. м³, при максимальних – від 12,0 до 509 тис. м³. При цьому, через піщані прибережні смуги київської ділянки Канівського водосховища при дворазовому підйомі рівня води в середньому втікає та відтікає до 55 тис. м³ води. Це сприяє очищенню водних мас, наприклад, від органічних забруднювальних речовин до 200–400 кг/доба за повним біохімічним споживанням кисню (БСК_{повн}). Збільшення амплітуди коливання рівня

Таблиця 4.3.

Параметри фільтрації через піщані береги заток Канівського водосховища

| Водні об'єкти | Параметри при характерних попусках Київської ГЕС | | | | | | | | |
|--|--|---------|------------|---|---------|------------|--|---------|------------|
| | Ширина смуги змочування, м | | | Площа смуги змочування, тис. м ² | | | Об'єм води, що надходить за один цикл підйому рівня, тис. м ³ | | |
| | максимальні | середні | мінімальні | максимальні | середні | мінімальні | максимальні | середні | мінімальні |
| <i>затока Верблюд</i> | 4,33 | 1,87 | 0,623 | 39,4 | 17,0 | 5,67 | 297 | 128 | 42,8 |
| <i>затока Собаче Гирло</i> | 3,95 | 1,71 | 0,569 | 21,3 | 9,21 | 3,07 | 161 | 69,5 | 23,2 |
| <i>затока Оболонь</i> | 3,79 | 1,64 | 0,545 | 13,3 | 5,73 | 1,91 | 100 | 43,2 | 14,4 |
| <i>затока Київська Гавань</i> | 3,33 | 1,44 | 0,479 | 28,3 | 12,2 | 4,07 | 214 | 92,3 | 30,7 |
| <i>Матвіївська затока</i> | 2,98 | 1,29 | 0,429 | 14,9 | 6,43 | 2,15 | 112 | 48,6 | 16,2 |
| <i>рукава Горбачів та Русанівський</i> | 2,86 | 1,24 | 0,413 | 23,2 | 10,0 | 3,34 | 175 | 75,7 | 25,2 |
| <i>рукав Довбичка</i> | 2,92 | 1,26 | 0,420 | 29,5 | 12,8 | 4,25 | 223 | 96,4 | 32,1 |
| <i>затока Довбичка</i> | 2,53 | 1,09 | 0,365 | 7,09 | 3,06 | 1,02 | 53,6 | 23,1 | 7,71 |
| <i>рукав Десенка</i> | 2,53 | 1,09 | 0,364 | 67,4 | 29,1 | 9,71 | 509 | 220 | 73,3 |
| <i>затока Десенка</i> | 2,41 | 1,04 | 0,348 | 21,1 | 9,13 | 3,04 | 160 | 68,9 | 23,0 |
| <i>затока Слаутич</i> | 2,69 | 1,16 | 0,387 | 1,59 | 0,686 | 0,229 | 12,0 | 5,18 | 1,73 |
| <i>озеро Видубицьке</i> | 2,67 | 1,16 | 0,385 | 4,81 | 2,08 | 0,693 | 36,3 | 15,7 | 5,23 |
| <i>затока Берковицина</i> | 2,54 | 1,10 | 0,366 | 6,60 | 2,85 | 0,951 | 49,9 | 21,5 | 7,18 |
| <i>Княжий затон</i> | 2,53 | 1,09 | 0,365 | 2,43 | 1,05 | 0,350 | 18,4 | 7,93 | 2,65 |
| <i>затока Осокорки</i> | 2,50 | 1,08 | 0,359 | 6,54 | 2,82 | 0,941 | 49,4 | 21,3 | 7,11 |
| <i>рукав Коник</i> | 2,19 | 0,948 | 0,316 | 13,5 | 5,85 | 1,95 | 102 | 44,2 | 14,7 |
| <i>затока Старик</i> | 1,73 | 0,745 | 0,248 | 10,4 | 4,47 | 1,49 | 78,2 | 33,8 | 11,3 |
| <i>затока Вишеньки</i> | 1,62 | 0,698 | 0,233 | 6,69 | 2,89 | 0,963 | 50,5 | 21,8 | 7,27 |

води сприяє суттєвому посиленню цього процесу [225].

Рівневий режим ставків менш динамічний. Максимальні рівні води тут обмежені верхніми відмітками дренажних колодязів. Зниження рівня води у ставках спостерігається в межень. В цей період вони в основному живляться підземними водами. Діапазон коливань рівня води, наприклад, у Палладінських ставках протягом року складає 0,1–15 см. Отож, очисна здатність берегових смуг цих водойм незначна, тим більш, що вони складені переважно слабо фільтраційними ґрунтами

Висновки до четвертого розділу

На основі літературних матеріалів та проведених еколого-гідрологічних досліджень визначено, що водойми Києва відзначаються різною гідродинамічною активністю, обумовленою різною інтенсивністю зовнішнього водообміну та гідрометеорологічних умов. Для безстічних *гідрогенних* та *штучних водойм* визначальну роль у формуванні якості вод та функціонуванні їх екосистем відіграють вітрові течії, для стічних – стокові та вітрові течії.

Завдяки процесу перемішування у міських водоймах забезпечується вирівнювання гідрохімічних, гідробіологічних та гідрофізичних показників водних мас по глибині та акваторії. Хвильові процеси у водоймах Києва зумовлені переважно дією вітру на водну поверхню.

Рівневий режим водойм Києва досить неоднозначний. У водоймах, зосереджених у заплаві Дніпра, рівень води у період весняного водопілля може підвищуватися на 1,65–2,80 м. Тривалість стояння високих рівнів води у цих водоймах становить 9–68 діб. Короткочасні коливання рівня води у затоках зумовлені нерівномірними попусками Київської ГЕС, мають широкий діапазон – від 0,054 до 1,00 м. Встановлено, що рівневий режим у затоках сприяє очищенню в берегових пісках від 0,1 до 19 % загального їх

об'єму води. У штучних водоймах, зокрема у ставках амплітуда рівня води не перевищує 15 см.

РОЗДІЛ 5

ГІДРОФІЗИЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ВОДНИХ МАС ТА ДОННИХ ҐРУНТІВ КИЇВСЬКИХ ВОДОЙМ

5.1. Температурний режим

Для оцінки особливостей термічного режиму водойм Києва нами було проведено більше 80 вимірів температури води під час епізодичних досліджень у різні сезони протягом 2010–2016 рр. Переважна більшість таких вимірів була здійснена у весняно-осінній період. Нами було досліджено вертикальний розподіл температури води 28 міських водойм.

Температурний режим водойм Києва формується в межах помірної кліматичної зони та визначається місцевими метеорологічними умовами. За термічною класифікацією А.І. Тихомирова [229], міські водойми відносяться до диміктичних, оскільки у них двічі на рік відбувається вертикальне конвективне перемішування водних мас (при найбільшій щільності води 4° – навесні та восени). У річному температурному циклі виділяються характерні періоди: весняного нагрівання, літнього нагрівання, осіннього охолодження, зимового охолодження та зимового нагрівання. На водну поверхню київських водойм надходить однакова кількість тепла. Однак, найбільш інтенсивно прогріваються мілкі та невеликі за площею водойми, значно повільніше – глибокі.

Для мілких *гідрогенних* та *штучних* водойм характерне переважання гомотермії протягом більшої частини вегетаційного періоду, яка встановлюється внаслідок хвильового перемішування всієї водної товщі. У водних масах цих водойм формуються умови, при яких відбувається вирівнювання гідрофізичних, гідрохімічних та гідробіологічних показників. Такі процеси спостерігаються, наприклад, в оз. Бабиному (підгрупа *природні, частково змінені*). Згідно з результатами досліджень [282], у серпні та жовтні

2014 р. в озері відмічалась гомотермія. У період інтенсивного нагрівання водних мас та за відсутності вітру в тому ж оз. Бабиному у квітні 2014 р. під час наших спостережень відмічалася пряма температурна стратифікація із різницею між температурою поверхневим та придонними шарами більше $5,0^{\circ}$ та найбільшим градієнтом температури у водній товщі на глибині 2–3 м $1,8\text{--}1,9^{\circ}/\text{м}$ (рис. 5.1).

Температурний режим водойм кожної підгрупи *антропогенно змінених водойм, стариць та заток* характеризується певними особливостями, що сформувалися внаслідок антропогенної діяльності [18]. Як вже зазначалося раніше, водойми вищевказаних підгруп зазнали антропогенного перетворення. Наслідком цього, є нехарактерні для таких водойм значні глибини. Це в значній мірі змінило їх температурний режим. Якщо у природному стані у заплавах водоймах спостерігалася гомотермія, то у сучасних умовах у більшості із них розподіл температури відзначається стійкою стратифікацією: влітку – прямою, взимку – зворотною [132].

Під час наших натурних досліджень уже у весняний період у деяких водоймах підгрупи *стариці*, зокрема, в оз. Кирилівському та оз. Вербному, відмічалось інтенсивне нагрівання поверхневих шарів та встановлення прямої температурної стратифікації (рис. 5.2). У цих водоймах спостерігалось чітке розмежування водної товщі по вертикалі на три термічні зони (епілімніон, металімніон, гіполімніон). Різниця температури води по вертикалі у оз. Кирилівському (квітень 2013 р.) становила більше $8,0^{\circ}$, в оз. Вербному (квітень 2012 р.) – $12,0^{\circ}$. Найбільший градієнт температури води, який відмічався в зоні металімніону, в оз. Кирилівському складав $1,8^{\circ}/\text{м}$ на глибині 2–3 м, в оз. Вербному – $4,4^{\circ}/\text{м}$ на відповідній глибині.

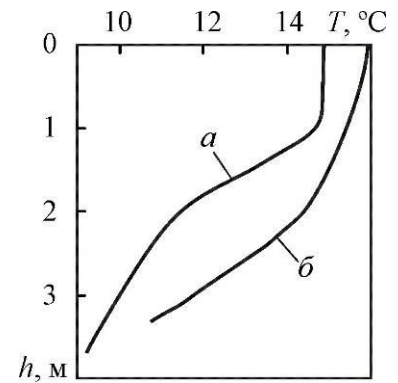


Рис. 5.1. Вертикальний розподіл температури води в центральній частині оз. Бабиного 24 (а) та 29 (б) квітня 2014 р.

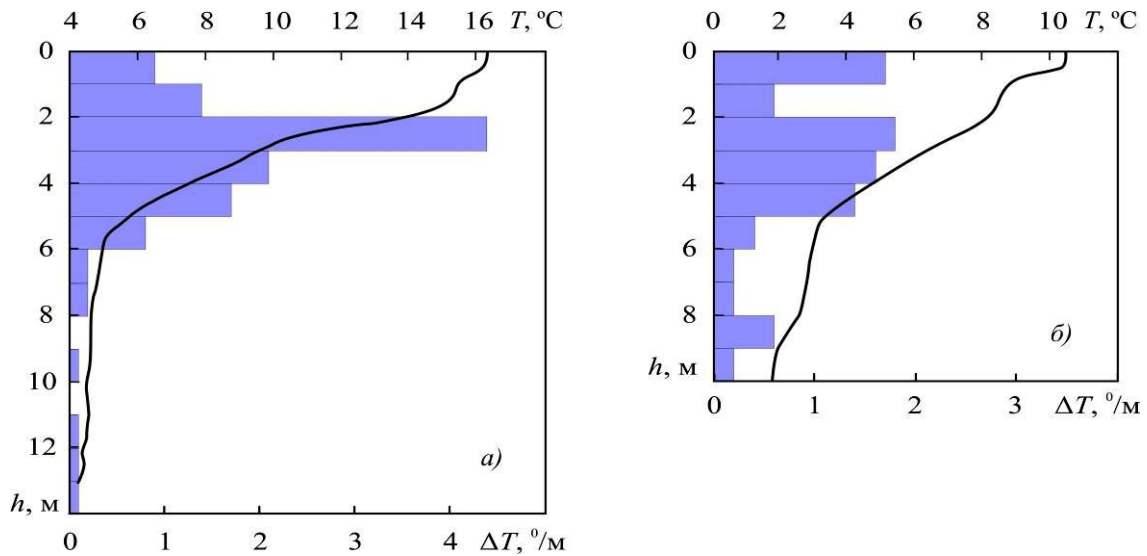


Рис. 5.2. Вертикальний розподіл температури води та її градієнти в оз. Вербному, III декада квітня 2012 р. (а) і оз. Кирилівському, II декада квітня 2013 р. (б)

В літній період розподіл температур у водоймах вищевказаних підгруп, як правило, характеризується прямою стратифікацією. Різниці температур між поверхневою та придонною шарами води в них можуть досягати від 11,1 (оз. Райдужне) до 23,7 ° (оз. Кирилівське).

У *гідрогенних* водоймах поверхневий шар води (епілімніон), який приймає участь у процесах перемішування, характеризується різною потужністю. Наприклад, в оз. Вирлиці (підгрупа *антропогенно змінені*) при південному напрямку вітру зі швидкістю 5–6 м/с потужність епілімніону досягає 3–4 м (рис. 5.3, а).

Потужність зони епілімніону в оз. Редьчиному (підгрупа *стариці*) при північно-східному вітрі зі швидкістю 3 м/с досягає 1–1,5 м (рис. 5.3, б), в оз. Райдужному (підгрупа *антропогенно змінені*) при північному вітрі відповідної швидкості – майже 3 м (рис. 5.3, в).

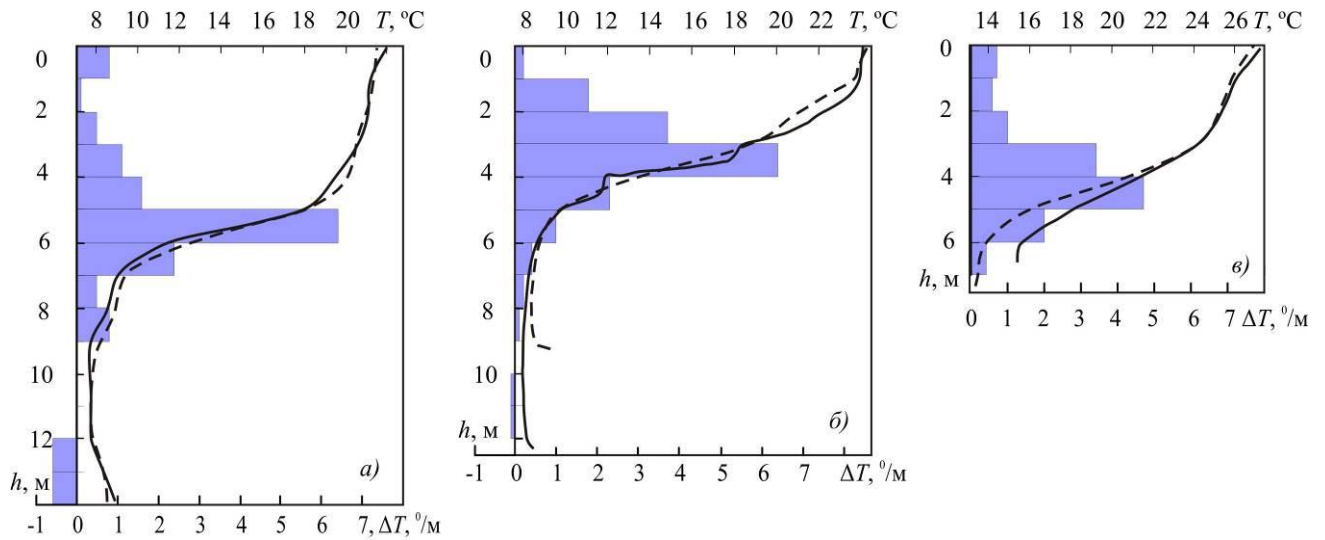


Рис. 5.3. Вертикальний розподіл температури води та її градієнти в оз. Вирлиці*, III декада червня 2006 р.(а), оз. Редьчиному, I декада червня 2011 р. (б) та оз. Райдужному, II декада серпня 2010 р. (в);“*” – графік побудовано за люб’язно наданими даними к.геогр.н. Н.С. Вандюк (тут і рис. 5.6)

В озерах Луговому, Пташиному, Богатирському, Кирилівському та Йорданському (підгрупа *старци*) потужність зони епілімніону при північно-західному та західному напрямках вітру зі швидкістю 5–7 м/с досягає 2–3 м (рис. 5.4).

У деяких *старцях*, зокрема в оз. Кирилівському та оз. Мінському, інколи

відмічається слабке формування або повна відсутність поверхневого ізотермічного шару, що обумовлено незначним перемішуванням водних мас (рис. 5.5).

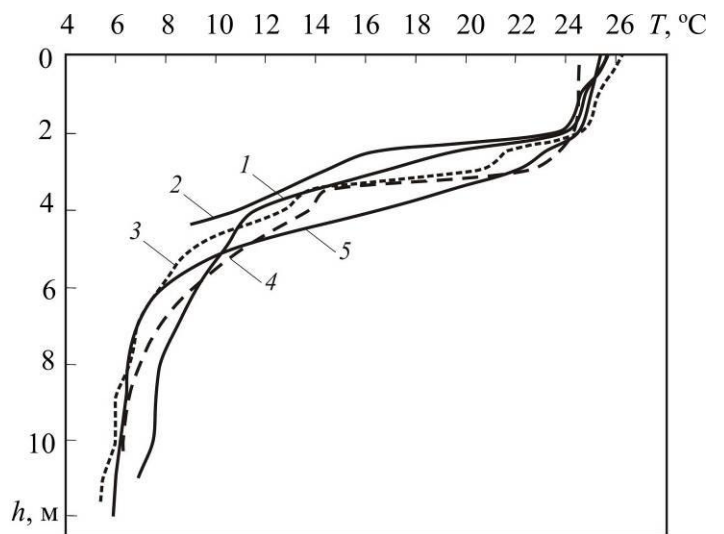


Рис. 5.4. Вертикальний розподіл температури води в озерах Лугове (1), Пташине (2), Богатирське (3), Кирилівське (4) та Йорданське (5), I декада липня 2016 р. [78]

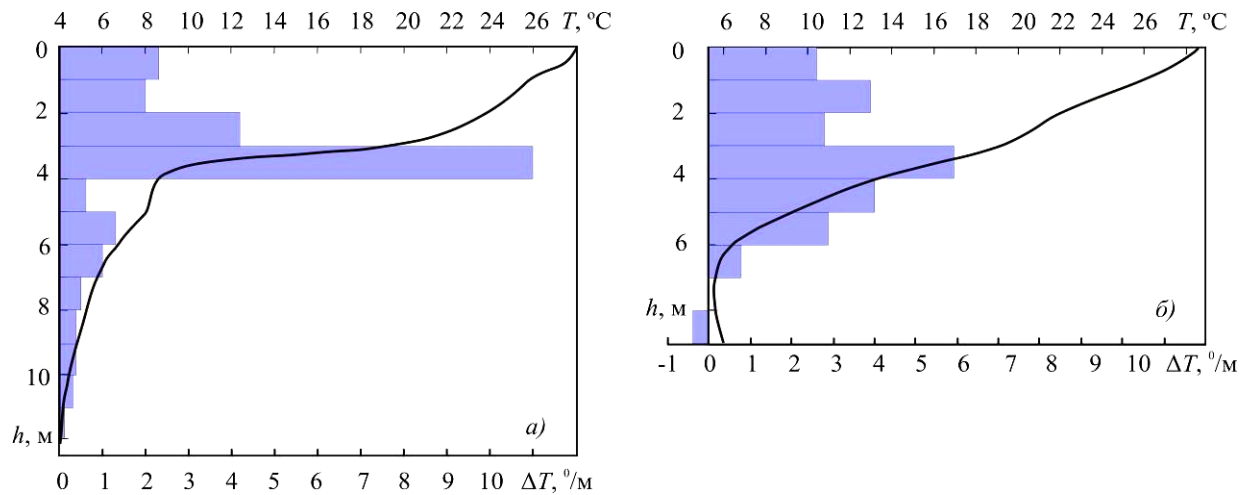


Рис. 5.5. Вертикальний розподіл температури води та її градієнти в оз. Кирилівському, II декада липня 2013 р. (а) і оз. Мінському, I декада серпня 2010 р. (б)

У вищевказаних підгруп водойм шар температурного стрибка (металімніон) знаходиться на глибині від 0,5 до 7 м. Зокрема, в оз. Редьчиному металімніон формується на глибині 2–5 м, в оз. Райдужному – 3–6 м, в оз. Вирлиці – 4–7 м (див. рис. 5.3). Різниця температур в металімніоні озер знаходиться в межах 8,5–8,8 °.

У металімніоні оз. Мінського та оз. Кирилівського нами зафіксовано найбільші різниці температур, величини яких становлять 19,5–22,5 ° (див. рис. 5.5). Серед досліджуваних *гідрогенних водойм* найбільший градієнт температур в метровому шарі води металімніону спостерігався в оз. Кирилівському – 11,0 °/м, найменший в оз. Райдужному – 3,0 °/м.

Різниця температур між верхньою та нижньою межею гіполімніону (придонний шар) у *антропогенно змінених водойм* та *стариць* знаходиться в межах 0,2–1,3 °, що свідчить про слабе перемішування водних мас. Необхідно відмітити, що у придонному шарі деяких водойм відмічалось підвищення температури. Наприклад, в оз. Вирлиці в придонному шарі (на глибині 13–14 м) в кінці червня 2006 р. спостерігалася температура на 0,8–1,2 ° вища за мінімальну (див. рис. 5.3, а).

Вирівнювання температури води по глибині у водоймах зазвичай відбувається у весняний та осінній періоди. Наприклад, в оз. Вирлиці у

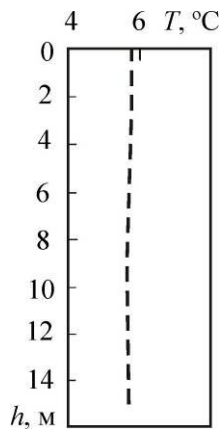


Рис. 5.6 Вертикальний розподіл температури води у оз. Вирлиці* в III декаді листопада 2006 р.

листопаді 2006 р. відмічалася осіння гомотермія. Різниця між температурою поверхневого та придонного шарів не перевищувала $0,1^{\circ}$ (рис. 5.6).

У зимовий період у водоймах даного типу спостерігається зворотна температурна стратифікація. За нашими спостереженнями у період льодоставу у придонному шарі озер Йорданського та Мінського (підгрупи *стариці*) температура води становила $2,4\text{--}3,4^{\circ}\text{C}$ (рис. 5.7).

Температурний режим *заток* значною мірою залежить від теплового режиму річкової ділянки Канівського водосховища. Наприклад, в зат. Оболонь у червні 2010 р. відбувалося поступове прогрівання водної товщі при збереженні прямої стратифікації зі слабким температурним стрибком (рис. 5.8). Найбільший градієнт температур води ($1,0\text{--}1,3^{\circ}/\text{м}$) відмічалася на глибині 9–12 м.

У західній частині зат. Осокорки, яка з'єднана з русловою ділянкою водосховища (див. рис. 3.18), влітку 2014 р. спостерігалася гомотермія. Різниця температури по вертикалі тут становила всього $1,3^{\circ}$ (рис. 5.9, а), що свідчить про суттєвий вплив водообміну з водосховищем. На решті акваторії затоки в цей час спостерігалася пряма температурна стратифікація з найбільшим градієнтом температури ($3,0^{\circ}/\text{м}$) на глибині 10–11 м (див. рис. 5.9, б).

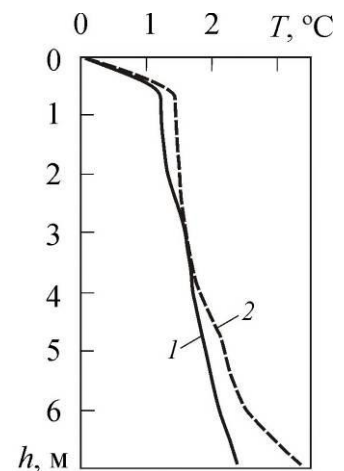


Рис. 5.7. Вертикальний розподіл температури води у оз. Йорданському (1) та оз. Мінському (2) у III декаді лютого 2011 р.

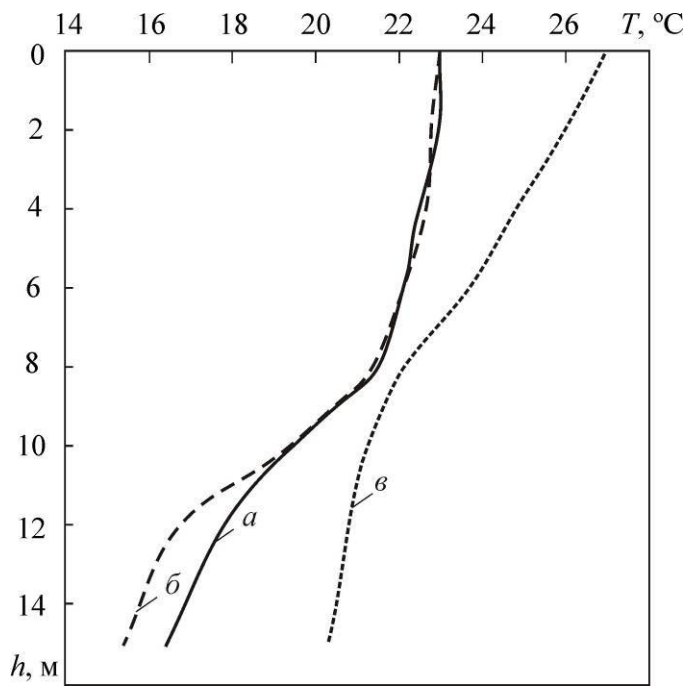


Рис. 5.8. Вертикальний розподіл температури води у зат. Оболонь влітку 2010 р. : *a*, *б*, *в* – відповідно 2, 9 та 16 червня [275]

(на 7–12 м) становила 1,5–2,8° (рис. 5.10).

Термічна структура *штучних водойм* також характеризується неоднорідністю. Протягом кожного гідрологічного року тут відзначається чергування ізотермії з горизонтальною або вертикальною стратифікацією. Типові риси температурного режиму мілких водойм характерні для деяких водойм підгруп *кар'єри* та *ставки*. Так, наприклад, в оз. Синьому (підгрупа *кар'єри*) в аномально жарке літо 2010 р. значення температури поверхневого

Гомотермія у *затоках*, як і в інших міських водоймах, спостерігається у осінній та весняний періоди.

Період зимового охолодження починається зі зміни осінньої гомотермії на зворотну стратифікацію з максимумом температури біля дна і її зниженням у напрямку до поверхні. Температура води у цей період у придонному шарі, наприклад, зат. Осокорки

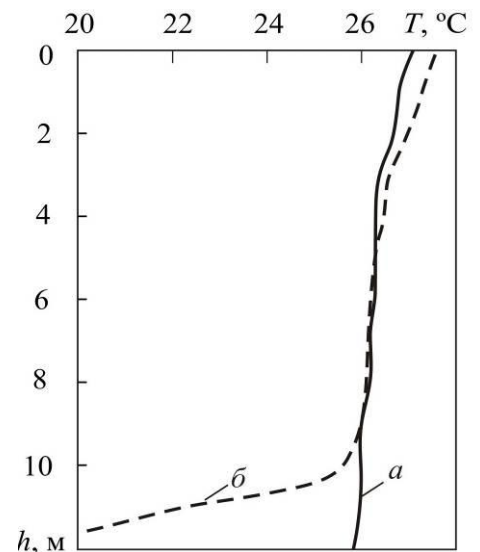


Рис. 5.9. Вертикальний розподіл температури води у зат. Осокорки в серпні 2014 р. : *a* – в місці з'єднання затоки з водосховищем; *б* – у східній частині I ділянки затоки

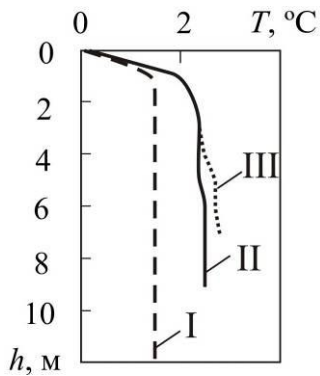


Рис. 5.10. Вертикальний розподіл температури води у зат. Осокорки, I декада лютого 2008 р.: I–III – номери ділянок [69]

температурним стрибком або його відсутністю (рис. 5.12 та 5.13). Різниця між температурою поверхневого та придонного шарів води у ставках знаходилася в межах 0,6–9,9°. Серед досліджуваних водойм найбільший вертикальний градієнт температур був відмічений у Китаївському ставку №2 і становив 3,5 °/м. Температура поверхневого шару води у Китаївських ставках змінювалась в межах від 23,5 до 25,0°C, придонного шару – від 14,0 до 22,0°C.

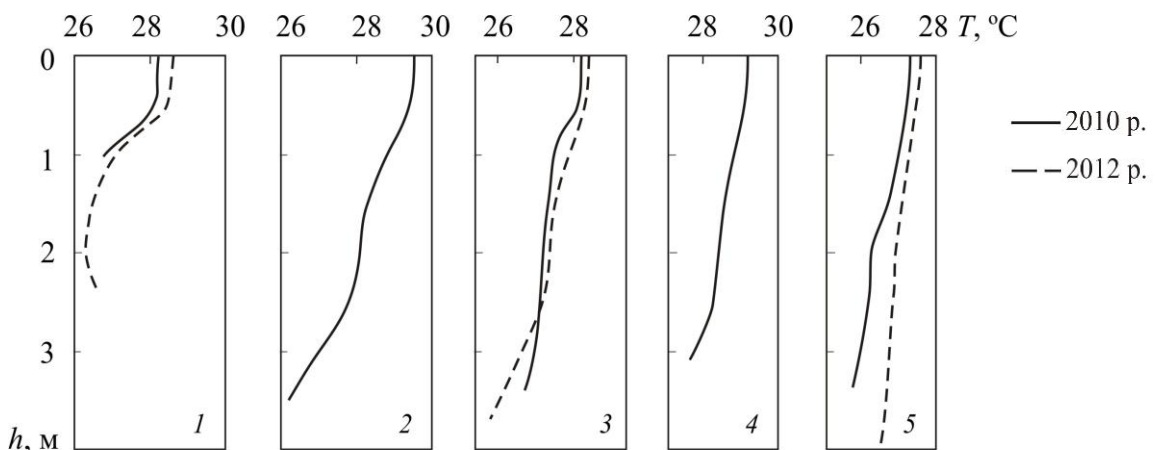


Рис. 5.12. Вертикальний розподіл температури води у Палладінських ставках в I декаді серпня 2010 та 2012 років: 1–5 номери водойм [57]

шару води змінювалися від 26,8°C в центральній акваторії ($h=1,85$ м) до 30°C в прибережній ($h=0,4$ м) [53; 292]. Різниця температури по вертикалі на акваторії досягала близько 2,0° (рис. 5.11).

У Палладінських та Китаївських ставках (підгрупа *ставки*) у літній період 2010 та 2012 рр. відмічалася вертикальна стратифікація зі слабо вираженим

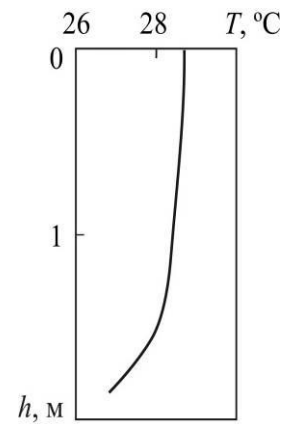


Рис. 5.11. Вертикальний розподіл температур в оз. Синьому 5 серпня 2010 р.

У глибоких *штучних водоймах* у літній період відмічається температурна стратифікація з чітким розмежуванням водної товщі на епілімніон, металімніон, гіполімніон. Різниця між температурою поверхневого та придонного шарів води, наприклад, в оз. Алмазному становила $16\text{--}18^\circ$, в оз. Центральному – $9,0\text{--}10^\circ$ (рис. 5.14).

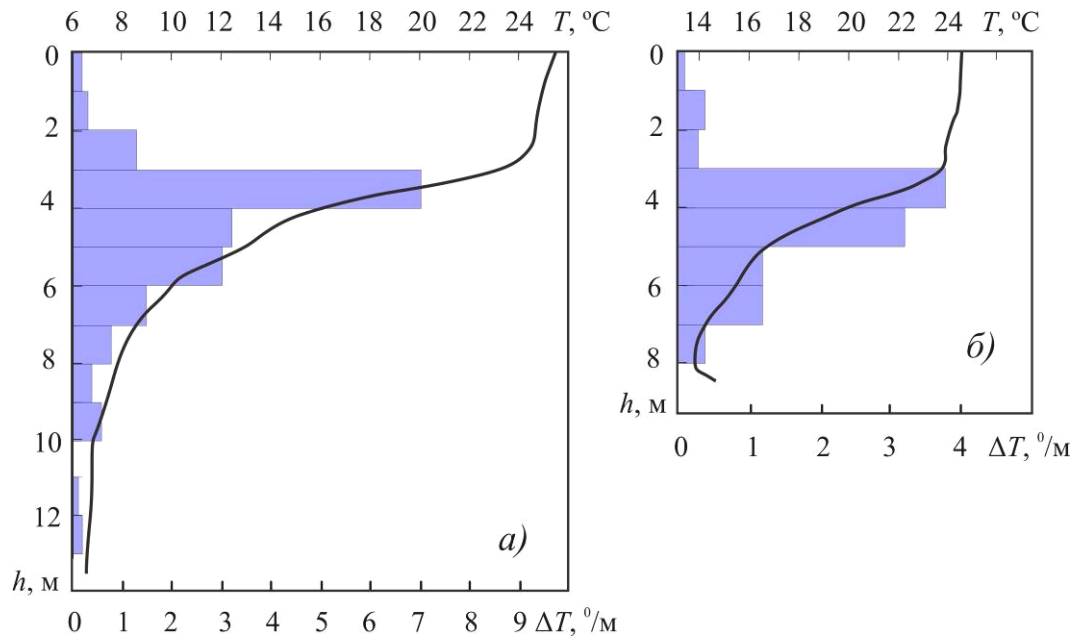


Рис. 5.14. Вертикальний розподіл температур та її градієнт у оз. Алмазному (а) і оз. Центральному (б), I декада та II декада червня 2011 р. відповідно

Потужність епілімніону у вказаних водоймах під час наших досліджень досягала 2–3 м. Температура води в цій зоні становила $24,3\text{--}23,5^\circ\text{C}$. Шар температурного стрибка (металімніон) знаходився на глибині 2,5–5 м. Різниця між температурою верхньої та нижньої його межами складала $7,0\text{--}15^\circ$. В оз. Алмазному найбільший градієнт температур відмічався у водній товщі на глибині 3–4 м і становив $7^\circ/\text{м}$, в оз. Центральному на відповідній

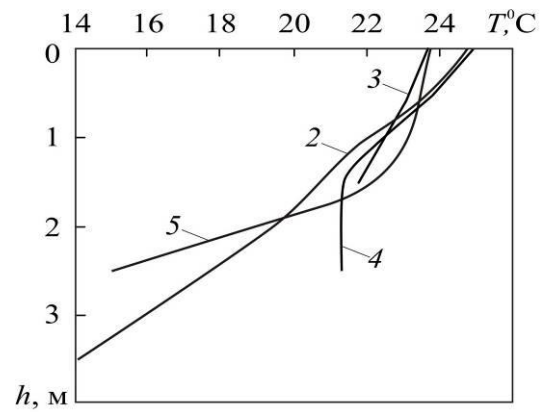


Рис. 5.13. Вертикальний розподіл температури у Китаївських ставках в III декаді липня 2012 р. : 2–5 – номери водойм

глибині – близько 3,8 °/м. Гіполімінон у цих водоймах формується на глибині нижче 5,00 м. Температура води у гіполіміноні оз. Алмазного знаходилася в межах від 6,7 до 12 °С, оз. Центрального – від 13,8 до 15 °С.

5.2. Завислі речовини

Седиментаційний режим *заток* Києва формується зависю алохтонного походження (внаслідок надходження вод з Канівського водосховища) та автохтонної складової (скаламучення донних відкладів, розмиву берегів та продукуванні органічної речовини). Вміст завислих речовин у воді водосховища складає 3,0–7,0 мг/дм³ [69]. При надходженні зависей до заток деяка їх частина седиментує, тому мінеральна їх складова дещо зменшується. При активному розвитку фітопланктону в літній період, можливе загальне підвищення вмісту у воді завислих речовин (до 5,0–10 мг/дм³). При цьому органічна складова може досягати 80–95 %. Частка органічної речовини у складі зависей, наприклад, в окремих ділянках затоки Осокорки значною мірою залежить від їх розміщення відносно водосховища, зовнішнього водообміну, ступеня заростання вищими водними рослинами і чисельності планктону [134].

Вміст завислих речовин у поверхневому шарі води оз. Кирилівського (підгрупа *старшці*) навесні 2013 р. за нашими спостереженнями становив 0,5 мг/дм³. Вони сформовані органічними речовинами, частка яких досягала 85 %. В роботі [72] зазначено, що вміст зависей протягом 2001–2012 рр. тут знаходився в межах 3,0–8,0 мг/дм³. При цьому відмічалось зменшення органічної складової зависей у період з 2007 по 2012 рр.

У *ставках*, зокрема Палладінських (№ 2 та №5), вміст завислих речовин у весняний період за нашими спостереженнями складав 2,3–3,0 мг/дм³, у Горіхуватському ставку №4 – 11,0 мг/дм³. Мінеральна частка зависей досягала 65–73 % [18].

Згідно з літературними даними [72], вміст завислих речовин в оз. Вирлиці (підгрупа *антропогенно змінені*) протягом вегетаційного періоду з 1998 по 2006 рр. знаходився в межах від 9,5 до 11,5 мг/дм³, у період з 2007 по 2012 рр. – від 6,0 до 12,0 мг/дм³. Вміст зависей в оз. Синьому (підгрупа *кар'єри*) у період 2001–2012 рр. становив 5,0–11,0 мг/дм³. Переважна кількість зависей у вказаних підгрупах водойм сформована органічною складовою, величина якої може досягати 80–90%.

5.3. Оптичні властивості водних мас

Прозорість води у водоймах Києва згідно з нашими спостереженнями протягом вегетаційного періоду з 2010 по 2016 рр. змінювалася від 0,30 до 3,50 м (табл. 5.1). В роботі [66], відмічений дещо більший максимум прозорості води, який був зафіксований в оз. Вербному (підгрупа *стариці*) і становив 4,26 м.

Характерною особливістю сезонних змін прозорості води у водоймах Києва є зниження її величини навесні, обумовлене надходженням талих вод та влітку під час інтенсивного розвитку гідробіоценозу і змулювання донних відкладів внаслідок хвильових процесів. Помітне зростання прозорості води відмічається в кінці осені (в результаті поступового відмирання фітопланктону). Максимальних значень прозорість сягає взимку, внаслідок припинення хвильового перемішування, зменшення кількості зависі та відмирання фітопланктону.

Навесні у *гідрогенних водоймах* прозорість води знаходиться в межах від 0,30 до 2,00 м, у *штучних водоймах*, зокрема у *ставках* – від 0,20 до 1,80 м (див. табл. 5.1). Необхідно відмітити, що у каскаді Горіхуватських та Палладінських ставків відмічається розподіл прозорості, найбільші її величини відмічалися у останньому із каскаду ставку.

Таблиця 5.1.

Оптичні властивості водних мас водойм Києва

| Групи | Підгрупи | Водойми | Оптичні показники за даними автора (2010–2016 рр.) | | | | | | Прозорість води за літературними даними |
|----------------|----------------------|-------------------|--|-----------|------------|-------|------------|----------------|---|
| | | | весна | | літо | | осінь | | |
| | | | прозорість | колір | прозорість | колір | прозорість | колір | |
| Гідрогенні | антропогенно змінені | оз. Райдужне | – | – | 0,75 | XIII | – | – | – |
| | | оз. Вирлиця | – | – | – | – | – | – | 3,50*; 2,10 [67] |
| | старіці | оз. Редьчине | 1,40–1,80 | XII-XIII | – | – | 1,80 | – | 3,46 [67] |
| | | оз. Мінське | 0,50 | XVI | 0,60 | XIX | 0,70 | XVII | – |
| | | оз. Лугове | – | – | 0,35 | – | – | – | – |
| | | оз. Богатирське | – | – | 0,65 | – | – | – | – |
| | | оз. Кирилівське | 1,20–1,70 | – | 0,50–0,80 | – | 0,80–0,90 | XVI-XVII | – |
| | | оз. Йорданське | – | – | 0,80 | – | – | – | – |
| | | оз. Вербне | 0,30–2,00 | – | 0,80 | – | 1,50 | XVII | 2,03–4,26 [66]; 1,38 [67] |
| | затоки | оз. Видубицьке | – | – | – | – | – | – | 0,70–2,20 [70] |
| зат. Осокорки | | – | – | 1,85–2,00 | XVI-XVII | – | – | 0,70–2,20 [69] | |
| зат. Оболонь | | – | – | – | – | – | – | 0,80-1,70 [82] | |
| Штучні | кар'єри | оз. Алмазне | – | – | 1,25 | – | – | – | 1,11 [67] |
| | | оз. Центральне | – | – | 1,80 | XIV | – | – | – |
| | | оз. Синє | – | – | 0,35 | – | – | – | 1,64 [67] |
| | ставки | Палладінський №1 | 1,50–1,60 | – | 0,60–1,00 | XIV | – | – | – |
| | | Палладінський №2 | 1,70–1,80 | – | 0,40 | XIV | – | – | – |
| | | Палладінський №3 | 1,55–1,70 | – | 0,60 | XIV | – | – | – |
| | | Палладінський №4 | 1,60–1,70 | – | 0,55 | XIV | – | – | – |
| | | Палладінський №5 | 1,70–1,80 | – | 0,80 | XIV | – | – | – |
| | | Горіхуватський №1 | 0,30–0,40 | – | 0,55 | XIV | – | – | – |
| | | Горіхуватський №2 | 0,20–0,30 | – | 0,60 | XVI | – | – | – |
| | | Горіхуватський №3 | 0,45 | – | 1,00 | XVI | – | – | – |
| | | Горіхуватський №4 | 0,40–0,45 | – | 1,30 | XIX | – | – | – |
| | | Китаївський №2 | – | – | 0,50 | XVIII | – | – | – |
| | | Китаївський №3 | – | – | 1,00 | XV | – | – | – |
| | | Китаївський №4 | – | – | 0,80 | XIII | – | – | – |
| Китаївський №5 | – | – | 1,10 | XIX-XX | – | – | – | | |

“*” – за архівними матеріалами відділу екологічної гідрології та управління водними екосистемами ІГБ НАНУ; “–” – дані відсутні

Влітку у *гідрогенних водоймах (антропогенно змінених водоймах та старицях)* прозорість становить 0,35–0,80 м, у *затоках* –0,80–2,00 м.

У *штучних водоймах*, зокрема у *кар'єрах*, прозорість води знаходиться в діапазоні від 0,35 до 1,80 м, у *ставках* – 0,40–1,30 м. У каскаді Горіхуватських, Китаївських та Палладінських ставків спостерігається розподіл прозорості з найбільшими її величинами в останніх ставках.

Восени прозорість води у водоймах Києва знаходиться в межах від 0,70 до 3,50 м.

Колір води у водоймах Києва, спостережений під час епізодичних досліджень протягом 2010–2014 рр., характеризується діапазоном від жовтувато-зеленого до жовтувато-коричневого (XII–XXI) (див. табл. 5.1).

Оптичні властивості водних мас дозволяють деякою мірою свідчити про рівень трофності водойм, для визначення якого використовують вихідний показник – прозорість води. Індекс трофності (J_{np}), згідно з Р. Карлсоном [288], можна оцінити за відношенням:

$$J_{np} = 60 - 14,4 \cdot \ln P \quad (5.1)$$

де P – прозорість води по диску Секкі, м.

У *гідрогенних та штучних водоймах* Києва індекс трофності Карлсона знаходиться в межах від 40 до 75, що відповідає мезотрофному стану ($J_{np} = 30–50$), евтрофному ($J_{np} = 50–60$) та гіпертрофному ($J_{np} = >60$).

5.4. Донні ґрунти

Формування донних відкладів водойм Києва визначаються фізико-географічними особливостями місцевості та її трансформацією внаслідок антропогенної діяльності. Ґрунтовий покрив території міста, який на правобережжі Дніпра складений лесовими, суглинковими ґрунтами та пісками, а на лівобережжі – піщаними алювіальними відкладами, є формуючим матеріалом для донних відкладів міських водойм.

Донні відклади у прибережних ділянках (на відстані до 2–2,5 м від берега) в більшості водойм Києва переважно сформовані пісками, частка яких в середньому становить 80,0 % [4]. Частка мулових фракцій у прибережних ділянках, наприклад, в оз. Мінського (підгрупа *стариці*) складає 83,4 %, в оз. Алмазного (підгрупа *кар'єри*) – 79,2 %. Частка мулових фракцій у донних відкладах цих ділянок міських водойм в середньому досягає 15,0 % від загальної ваги проб, частка глинистих фракцій – 3,00 %.

Для оцінки гранулометричного складу та водно-фізичних властивостей донних відкладів, нами було відібрано їх зразки у центральних ділянках водойм Києва (глибинах від 1,55 до 13,7 м) під час епізодичних натурних досліджень (2010–2011 рр.). Поділ на фракції проведено відповідно до класифікації П. Л. Безрукова та А. П. Лісіцина [20].

Отримані результати свідчать про те, що донні відклади у центральних ділянках міських водойм сформовані переважно мулами. Решта – глина та пісок.

У *гідрогенних водоймах* частка фракції мулу (0,01–0,10 мм), зокрема в оз. Редьчиному (підгрупа *стариці*) досягає майже 82,0 %, в оз. Райдужному (підгрупа *антропогенно змінені*) – 67,0 % (рис. 5.15). У зат. Осокорки (підгрупи *затоки*), порівняно з іншими гідрогенними водоймами, донні відклади сформовані пісками, частка яких становить 52,1–85,8 % [69].

У *штучних водоймах* підгрупа *кар'єри* частка мулистих фракцій, зокрема в оз. Синьому та оз. Алмазному становить, відповідно, 50,0 та 60,0 %. У Палладінських ставках (підгрупа *ставки*), на відміну від інших *штучних водойм*, донні ґрунти в основному складені пісками, частка яких становить 78,0 %. Решту складають мули (19,5 %) та глина (2,44 %) [18]. Таке співвідношення фракційного складу донних ґрунтів у Палладінських ставках є результатом їх реконструкції, що включала розчищення мілководних ділянок від вищої водної рослинності та вилучення мулових відкладів з їх улоговин. В цілому, донні відклади водойм Києва переважно представлені

пісками (псамітами), мулами (алевритами) та глинами (пелітами), що мають наступні водно-фізичні властивості.

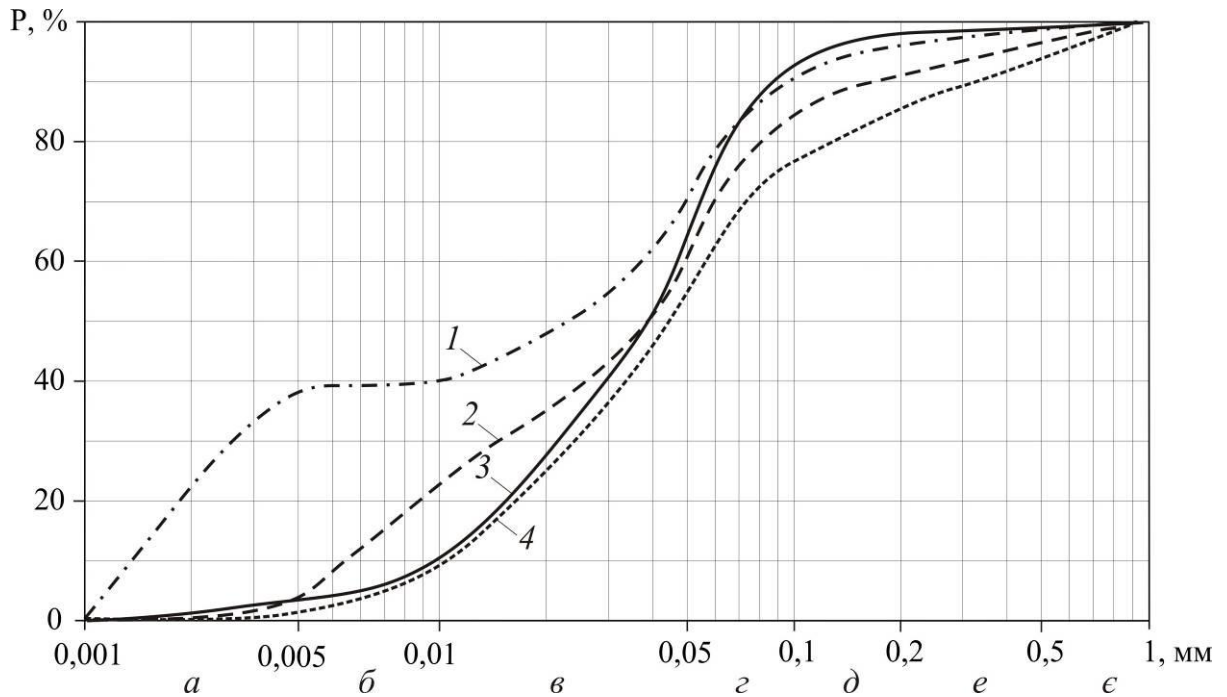


Рис. 5.15. Інтегральні криві фракційного складу донних відкладів на глибоких ділянках водойм Києва: оз. Синьому (1), оз. Алмазному (2), оз. Редьчине (3) та оз. Райдужне (4).
Примітки: а – дрібна глина, б – крупна глина, в – мул дрібний, г – мул крупний, д – пісок дрібний, е – пісок середній, є – пісок крупний

Вологість сягає 135–440 %, пористість – 44,3– 98,0%, об'ємна маса скелету – 0,210–1,98 г/см³ (табл. 5.2). Вміст органічної речовини у донних відкладах водойм становить 0,636–18,4 %.

Згідно з класифікацією В. П. Курдіна [157], донні ґрунти водойм Києва є переважно вторинними ґрунтами, утвореними внаслідок еволюції водойм. Вони власне є донними відкладами, до складу яких входять пісок, пісок замулений, мул піщанистий, мул глинистий (див. табл. 5.2).

За літературними даними [4; 66; 68; 69; 70; 72; 187], у донних відкладах більшості водойм Києва відмічається вміст нафтопродуктів, важких металів та інших забруднювальних речовин.

Таблиця 5.2.

Водно-фізичні властивості донних відкладів водойм Києва

| Групи | Підгрупи | Водойми | Водно-фізичні властивості | | | Органічна речовина, % | Глибина відбору проб, м | Тип ґрунту відповідно до класифікації В. П. Курдіна | |
|------------|----------------------|------------------|---------------------------|---------------|---|-----------------------|-------------------------|---|-----------------|
| | | | Вологість, % | Пористість, % | Об'ємна маса скелета, г/см ³ | | | | |
| Гідрогенні | антропогенно змінені | оз. Райдужне | 205 | 56,2 | 1,10 | 26,2 | 5,00 | супіщаний ґрунт | |
| | стариці | оз. Редьчине | × | × | × | 6,85 | 9,20 | пісок замулений | |
| | | оз. Мінське | 135 | 51,0 | 1,98 | 0,636 | 3,00 | пісок | |
| | затоки | Осокорки* | I ділянка | 216 | 90,6 | 0,410 | 9,33 | – | мул піщанистий |
| | | | II ділянка | 440 | 91,4 | 0,210 | 11,8 | – | мул піщанистий |
| | | | III ділянка | 329 | 98,0 | 0,300 | 8,93 | – | пісок замулений |
| Штучні | кар'єри | оз. Алмазне | × | × | × | 8,03 | 13,7 | супіщаний ґрунт | |
| | | оз. Центральне | 151 | 44,3 | 1,31 | 4,51 | 7,00 | пісок замулений | |
| | | оз. Синє | півн. ділянка | 174 | 52,0 | 1,22 | 18,4 | 1,55 | мул глинистий |
| | | | півд. ділянка | 186 | 53,2 | 1,15 | 16,3 | 1,85 | мул глинистий |
| | ставки | Палладінський №5 | 141 | 49,7 | 1,72 | 3,68 | 3,00 | пісок замулений | |

"×" – не визначали; "–" – відсутні відомості; * – за люб'язно наданими даними О.П. Холодька

У затоках, зокрема в оз. Видубицькому спостерігається найбільший вміст нафтопродуктів (337 мг/кг сухої маси) у мулистих відкладах, забруднення якими відбувалося за рахунок плавзасобів, розміщених на його акваторії [70]. Вміст нафтопродуктів у поверхневому шарі донних відкладів зат. Осокорки, знаходиться в межах 0,500–1,07 мг/кг сухої маси [69]. У відкладах зат. Берковщина навесні 2007 р. вміст цих речовин складає від 2,00 до 24,3 мг/кг сухої маси [68].

Вміст важких металів у відкладах заток різних. Наприклад, в мулистих відкладах оз. Видубицького концентрація мангану взимку 2006 р. знаходилася в межах фонових концентрацій, але в 30–40 разів більша, ніж в слабо замуленому піску. В донних відкладах зат. Осокорки вміст мангану перевищував фонові концентрації в 4–6 разів [69].

У донних відкладах оз. Бабиного, типового представника підгрупи *природні, частково змінені*, протягом 2002 р. відмічалось зростання концентрації нафтопродуктів від 12,1 (навесні) до 65,9 мг/кг сухої маси (восени) [67]. Вміст важких металів у відкладах озера у період 2001–2012 рр. знаходився в межах від 0,800 до 146 мг/кг [72]. Відмічалось, що вміст кадмію, міді та цинку тут перевищував фонові концентрації у відкладах. Вміст плумбуму у декілька разів перевищував значення його граничної допустимої концентрації (ГДК).

Згідно з [72], у мулистих відкладах оз. Вербного (підгрупа *старіші*) зафіксовано досить високий вміст нафтопродуктів 2,58–3,5 г/кг сухої маси. У відкладах озера відмічалось перевищення фонових концентрацій кадмію та цинку. Вміст плумбуму був більше допустимих концентрацій.

Вміст нафтопродуктів у мулистих донних відкладах *кар'єрів*, зокрема оз. Алмазного протягом 2001–2006 рр. становив 30,2–36,2 мг/кг, оз. Синього – 604–777 мг/кг сухої маси. Вміст важких металів у відкладах оз. Алмазного у період 2001–2012 рр. знаходився в діапазоні від 0,300 до 163 мг/кг, оз. Синього – 0,040–183 мг/кг [72]. У відкладах, зокрема, оз. Алмазного відзначалося перевищення фонових концентрацій міді та плумбуму, і

значень ГДК кадмію. Вміст плюмбуму та цинку перевищував їх фонові концентрації у відкладах оз. Синього.

Висновки до п'ятого розділу

Результати досліджень гідрофізичних характеристик водних мас та донних ґрунтів свідчать про певні особливості міських водойм, що обумовлені антропогенною діяльністю. В річному температурному циклі водойм Києва виділяються періоди характерні для диміктичних водойм. Характерною особливістю для поглиблених міських водойм у літній період є формування прямої стратифікації з чітко вираженим температурним стрибком, у яких у природному стані спостерігалася гомотермія.

Завислі речовини у воді більшості міських водойм сформовані органічною складовою, частка яких становить 80–95%. Прозорість води в них протягом року варіює від 0,30 до 3,50 м. Колір води у водоймах змінюється від жовтувато-зеленого до жовтувато-коричневого забарвлення (XII–XX).

За гранулометричним складом донні відклади водойм Києва переважно представлені пісками, мулами та глинами. У мулистих відкладах водойм відзначаються значні концентрації нафтопродуктів, важких металів та інших забруднювальних речовин, що можуть обумовлювати вторинне забруднення водної товщі при формуванні анаеробних умов.

РОЗДІЛ 6

ВПЛИВ ГІДРОЛОГІЧНИХ ФАКТОРІВ НА КОМПОНЕНТИ ЕКОСИСТЕМ ВОДОЙМ КИЄВА ТА ЙМОВІРНІ ЗАХОДИ ЩОДО ЇХ РЕГУЛЮВАННЯ З МЕТОЮ СТАБІЛІЗАЦІЇ ТА ПОКРАЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ

6.1. Вплив зовнішнього водообміну на біотичну складову екосистем водойм Києва

Наведені вище матеріали еколого-гідрологічних досліджень свідчать про те, що існуючий гідрологічний режим водойм Києва в умовах постійного антропогенного впливу з часом призведе до незворотних негативних наслідків у більшості компонентів екосистеми. Зі зменшенням інтенсивності водообміну відбуватимуться застійні явища, які сприятимуть поступовому накопиченню органічного та мінерального забруднення. Перебіг цих процесів в сукупності з іншими внутрішньоводоймовими процесами стане причиною значного погіршення якості води.

Інтенсивність зовнішнього водообміну є важливою абіотичною характеристикою екосистеми будь-якого водного об'єкту. Від співвідношення його складових, зокрема водного балансу, залежить інтенсивність та направленість процесів кругообігу речовин у водоймі. Це впливає на рівень продукційних процесів в екосистемі та її функціонуванні в цілому [58].

Як інтегральні показники інтенсивності зовнішнього водообміну в практиці еколого-гідрологічних досліджень застосовуються коефіцієнт та період водообміну. Як відомо, перший із них дає уявлення про те, скільки разів за заданий період (найчастіше всього за рік) у водоймі змінюється водна маса. Другий вказує на те, за який час відбувається ця зміна. Обидва показники умовні, оскільки не враховують особливості процесу змішування

вод при їх зміні. Тим не менше, вони найбільш прийнятні при гідроекологічних оцінках, розрахунках та прогнозах.

Результати багатьох досліджень, проведених на різних водних об'єктах України та світу [58; 162; 217; та ін.], свідчать про вплив зовнішнього водообміну на біотичні компоненти екосистем, визначаючи їх трофічний стан. Зі зменшенням інтенсивності водообміну посилюються процеси евтрофікації водних об'єктів, обумовлюючи зміну типу – з лотичного (річкового) на лентичний (озерний). При цьому потамофільні водні організми поступово витісняються лімнофільними [324].

Одним із індикаторних показників стану водойм є фітопланктон, який досить швидко реагує на водообмінні процеси. Зменшення біомаси водоростей при інтенсивному зовнішньому водообміні, зокрема внаслідок адвекції водних мас, відбувається швидше, ніж формування нової біомаси, що лімітується швидкістю поглинання доступних біогенних елементів клітинами водоростей. При цьому накопичення біомаси та процес «цвітіння» фітопланктону не відбуваються. Тобто, у водоймах з досить високою проточністю біогенне лімітування процесу первинної продукції є вторинним фактором у порівнянні з впливом адвекції на розвиток фітопланктону [58].

Існує деяке граничне значення періоду водообміну, при якому адвекція не впливає на продуктивність фітопланктону у водоймі. Ці процеси обумовлені швидкістю розвитку клітин фітопланктону, величини якої в лабораторних умовах варіюють від 0,25 до 4 днів. Спостереження в реальних умовах у водоймах свідчать про те, що швидкість їх розвитку значно повільніша і досягає 7–8 днів [297]. Вплив водообміну на зростання продуктивності проявляється тільки у водоймах з дуже високим значенням коефіцієнту водообміну (50 років⁻¹ або періоду водообміну – 7 діб). При нижчих його значеннях первинна продукція водойми стає незалежною від горизонтальної адвекції [58].

Одним із підтверджень цього факту є встановлені закономірності впливу зовнішнього водообміну на формування структурно-функціональних

характеристик екосистем заплавлених водойм гирлової ділянки Дніпра [162] та річкової ділянки Канівського водосховища [217; 277]. Результати натурних досліджень свідчать про те, що біомаса фітопланктону у водних об'єктах залежить від об'ємів попусків води через ГЕС, які визначають їх проточність та режим швидкості течії води. Зростання стоку води, і відповідно швидкості течії, призводить до зниження біомаси фітопланктону в будь-якій водоймі. Лімітуюча швидкість течії води для діатомових водоростей складає 0,7 м/с, для зелених (хлорококових) – 0,5 м/с, для синьозелених, що обумовлюють «цвітіння» води – 0,2 м/с. Критичними швидкостями течії для цих водоростей є 2,0, 1,5 та 0,6 м/с відповідно [276].

Для оптимального розвитку фітопланктону та зменшення вірогідності «цвітіння» води період водообміну не повинен перевищувати 7–9 діб. При посиленні проточності (до 4–6 діб) збільшення продукції фітопланктону сприятиме підвищенню трофічного статусу водойм та активізуватиме фотосинтетичну аерацію водної товщі, що забезпечить оптимальне функціонування гідробіонтів вищих трофічних рівнів [162].

Крім цього, зовнішній водообмін відіграє не менш важливу роль у продукуванні вищої водної рослинності. Наприклад, у заплавлених водоймах гирлової ділянки Дніпра з періодом водообміну 2–4 доби відмічається найбільша питома продукція вищої водної рослинності, яка безпосередньо приймає участь у формуванні якості води. Зі зменшенням інтенсивності водообміну продукція послаблюється [217]. Необхідно відмітити, що у водоймах, які зазнають антропогенного впливу, вища водна рослинність розвивається дуже погано та її питома продуктивність набагато нижча, ніж в інших водоймах при відповідних величинах зовнішнього водообміну. В цілому, результати досліджень свідчать про те, що досить екологічно благополучними є водойми з періодом водообміну 4–7 діб.

Найсприятливіші умови для розвитку зообентосу, що є основною кормовою базою для іхтіофауни, формуються при зовнішньому водообміні до 2 діб. У водоймах з періодом водообміну від 5 до 11 діб відмічається зміна

видів зообентосних мікроорганізмів з оксифільних понто-каспійських ракоподібних на менш цінні пелофільні види [162].

У водоймах зі слабким водообміном (більше 15–20 діб) формуються застійні зони із дефіцитом кисню, високою концентрацією органічних речовин, сполук важких металів, що свідчить про розвиток процесу їх дистрофікації.

Встановлені особливості стану водних екосистем гирлової ділянки Дніпра допомагають зіставити та оцінити роль зовнішнього водообміну у функціонуванні *гідрогенних* і *штучних водойм* м. Києва. Розраховані показники коефіцієнту та періоду зовнішнього водообміну міських водойм наведені в табл. 6.1 та 6.2.

Найбільш проточними серед водойм Києва є *затоки* Дніпра. Умовна зміна води у них, що зумовлена внутрішньодобовими коливаннями рівня води у Канівському водосховищі різної інтенсивності, відбувається протягом 1,5–70 діб (див. табл. 6.2). Такого типу водойми повинні були б мати добрий трофічний статус [162]. На жаль, більшість із заток відноситься до урбанізованих заплавних водойм [68; 69; 70] та стан їх екосистем в значній мірі визначається ступенем антропогенного впливу.

Достатньо високою проточністю характеризуються водойми підгруп *ставки* (Горіхуватські, Китаївські, Палладінські та ін.) та *природні, частково змінені водойми* (оз. Бабине), *кар'єри* (оз. Синє). Вода в них оновлюється в середньому 1,88–2,92 рази за рік. Саме завдяки хорошому зовнішньому водообміну вони існують та виконують свої рекреаційні функції.

До малопроточних міських водойм (з періодом водообміну більше року) належать типові представники водойм підгруп *антропогенно змінені* (оз. Вирлиця, Райдужне), *стариці* (оз. Редьчине, Вербне) та *кар'єри* (оз. Алмазне, Центральне). Їх благополучні гідроекологічні показники формуються, скоріш за все, за рахунок внутрішньоводоймової динаміки, яка відповідальна за направленість та інтенсивність процесів формування якості вод і стану екосистем.

Таблиця 6.1.

Річний зовнішній водообмін *гідрогенних* і *штучних водойм* м. Києва

| Групи | Підгрупи | Характерні водойми | Річний коефіцієнт водообміну, роки ⁻¹ | Період водообміну, роки |
|------------------------|-----------------------------------|--|--|-------------------------|
| <i>Гідрогенні</i> | <i>природні, частково змінені</i> | <i>оз. Бабине</i> | 1,99 | 0,500 |
| | <i>антропогенно змінені</i> | <i>оз. Райдужне</i> | 0,94 | 1,06 |
| | | <i>оз. Вирлиця</i> | 0,07 | 13,9 |
| | <i>стариці</i> | <i>оз. Редьчине</i> | 0,56 | 1,78 |
| | | <i>оз. Вербне</i> | 0,47 | 2,10 |
| | <i>затоки</i> | <i>затока Верблюд</i> | 41,9 | 0,024 |
| | | <i>затока Собаче Гирло</i> | 33,5 | 0,030 |
| | | <i>затока Оболонь</i> | 27,3 | 0,037 |
| | | <i>затока Київська Гавань</i> | 39,8 | 0,025 |
| | | <i>Матвійвська затока</i> | 54,4 | 0,018 |
| | | <i>рукава Горбачів та Русанівський</i> | 73,7 | 0,014 |
| | | <i>рукав Довбичка</i> | 45,4 | 0,022 |
| | | <i>рукав Десенка</i> | 50,9 | 0,020 |
| | | <i>затока Славутич</i> | 32,8 | 0,030 |
| | | <i>озеро Видубицьке</i> | 31,9 | 0,031 |
| | | <i>затока Берковщина</i> | 21,3 | 0,047 |
| | | <i>Княжий затон</i> | 103 | 0,010 |
| | | <i>затока Осокорки</i> | 45,4 | 0,021 |
| | | <i>рукав Коник</i> | 81,5 | 0,012 |
| | | <i>затока Старик</i> | 38,0 | 0,026 |
| <i>затока Вишеньки</i> | 17,3 | 0,058 | | |
| <i>Штучні</i> | <i>ставки</i> | <i>Палладінські</i> | 2,00 | 0,500 |
| | | <i>Горіхуватські</i> | 1,88 | 0,530 |
| | | <i>Китаївські</i> | 2,85 | 0,350 |
| | <i>кар'єри</i> | <i>оз. Алмазне</i> | 0,10 | 10,3 |
| | | <i>оз. Центральне</i> | 0,83 | 1,21 |
| | | <i>оз. Синє</i> | 2,92 | 0,340 |

Таблиця 6.2.

Показники зовнішнього водообміну *заток* за рахунок внутрішньодобових коливань рівня води в Канівському водосховищі (за даними автора та літературних джерел [68; 69; 70; 218; 220])

| Водні об'єкти | Показники зовнішнього водообміну при діапазоні коливання рівня води (м) в нижньому б'єфі Київської ГЕС | | | | | |
|--|--|---------------|----------------------------|---------------|----------------------------|---------------|
| | максимальних (1,25 м) | | середніх (0,54 м) | | мінімальних (0,18 м) | |
| | K_v , доба ⁻¹ | τ , доба | K_v , доба ⁻¹ | τ , доба | K_v , доба ⁻¹ | τ , доба |
| <i>затока Верблюд</i> | 0,265 | 3,77 | 0,117 | 8,57 | 0,039 | 26,2 |
| <i>затока Собаче Гирло</i> | 0,212 | 4,72 | 0,093 | 10,8 | 0,031 | 32,7 |
| <i>затока Оболонь</i> | 0,172 | 5,80 | 0,076 | 13,2 | 0,025 | 40,3 |
| <i>затока Київська Гавань</i> | 0,252 | 3,97 | 0,112 | 8,97 | 0,037 | 27,6 |
| <i>Матвіївська затока</i> | 0,344 | 2,91 | 0,148 | 6,76 | 0,050 | 20,2 |
| <i>рукава Горбачів та Русанівський</i> | 0,264 | 3,79 | 0,199 | 5,02 | 0,038 | 14,9 |
| <i>рукав Довбичка</i> | 0,287 | 3,48 | 0,110 | 9,09 | 0,037 | 24,2 |
| <i>рукав Десенка</i> | 0,320 | 3,16 | 0,189 | 5,29 | 0,063 | 15,9 |
| <i>затока Славутич</i> | 0,203 | 4,92 | 0,090 | 11,1 | 0,030 | 33,5 |
| <i>озеро Видубицьке</i> | 0,200 | 5,00 | 0,087 | 11,5 | 0,029 | 34,5 |
| <i>затока Берковщина</i> | 0,134 | 7,44 | 0,056 | 17,8 | 0,018 | 55,8 |
| <i>Княжий затон</i> | 0,650 | 1,50 | 0,268 | 3,70 | 0,082 | 11,5 |
| <i>затока Осокорки</i> | 0,371 | 2,69 | 0,154 | 6,51 | 0,051 | 20,2 |
| <i>рукав Коник</i> | 0,515 | 1,94 | 0,221 | 4,53 | 0,074 | 13,6 |
| <i>затока Старик</i> | 0,240 | 4,17 | 0,086 | 11,6 | 0,029 | 34,7 |
| <i>затока Вишеньки</i> | 0,110 | 9,00 | 0,047 | 21,5 | 0,014 | 70,0 |

6.2. Вплив внутрішнього водообміну на самоочисні процеси у водоймах різного типу

Самоочищення водойм – це сукупність взаємопов'язаних гідрологічних, гідродинамічних, фізико-хімічних та гідробіологічних процесів, що сприяють відновленню фонового стану їх екосистем [217].

В еколого-гідрологічних дослідженнях однією із основних задач є визначення ролі динаміки вод у процесі самоочищення водойми. Для визначення ролі рухомості водного середовища кількісно виражають через загальний коефіцієнт трансформації (K^*). При постійній температурі цей коефіцієнт являє собою суму [169]:

$$K^* = K_{cm} + K_{\delta} = K_{cm} + \eta \frac{v}{h_{cp}}, \quad (6.1.)$$

де K_{cm} – коефіцієнт біохімічного окиснення речовин у нерухомому водному середовищі (в стандартних склянкових дослідженнях); K_{δ} – динамічна складова коефіцієнта; v – середня швидкість течії; h_{cp} – середня глибина водойми; η – коефіцієнт динамічності, що є функцією процесу турбулентності, морфометричних та гідравлічних параметрів потоку (водойми), складу та концентрації забруднювальних речовин.

Найбільш активно трансформація забруднювальних речовин відбувається при зростанні швидкості течії від 0 до 0,2 м/с. Така залежність $K_{\delta} / K_{cm} = f(v)$ [169] аналітично апроксимується рівнянням [217]:

$$K_{cm} / K_{\delta} = v / (0,0031 + 0,0348 \times v). \quad (6.2)$$

Так, при вищевказаному діапазоні швидкості течії трансформація забруднювальних речовин посилюється у 20 разів. При зростанні швидкості течії (понад 0,20 м/с) ріст значення динамічної складової коефіцієнта трансформації (K_{δ}) сповільнюється та в природних водоймах досягає 29,7 K_{cm} [125].

Для оцінки ролі гідродинамічних процесів в самоочищенні водойм Києва нами проведено математичне моделювання течій за допомогою моделі А.І. Фельзенбаума [238] при різних гідрометеорологічних умовах та з урахуванням впливу зовнішнього водообміну.

Результати моделювання свідчать про те, що при середній швидкості вітру (3 м/с) динаміка водних мас посилює самоочисну здатність водойм Києва в 4–7 разів порівняно з нерухомим станом вод (табл. 6.3). При посиленні вітру до 5 м/с динамічна складова самоочисного потенціалу водойм зростає в 6–10 разів, при 10 м/с – до 10–15 разів.

Результати розрахунків течій методом повних потоків дозволили нам районувати акваторії водойм Києва за динамічною складовою самоочисного потенціалу, тобто за відношенням динамічного коефіцієнту трансформації забруднювальних речовин до статичного K_d / K_{cm} .

На рис. 6.1, як приклад, наводиться районування оз. Райдужного (підгрупа *антропогенно змінені*) за співвідношенням K_d / K_{cm} , з якого слідує, що при вітрах широтного напрямку центральна акваторія водойми має низьку самоочисну здатність, у порівнянні з прибережною смугою. За таких умов цей коефіцієнт у центральній водній акваторії лише в 2 рази перевищує статичний, а в прибережній смузі – в 12 разів. При вітрах меридіонального напрямку величини останнього дещо більші.

Подібний розподіл динамічної складової самоочисного потенціалу відмічається і в оз. Редьчиному (підгрупа *стариці*). Так, при вітрах меридіонального напрямку у прибережних смугах озера відносний коефіцієнт (K_d / K_{cm}) в 6–20 разів перевищує статичний, у центральній акваторії – лише в 2–4 рази (рис. 6.2, а). Результати розрахунків свідчать про те, що самоочисні процеси за рахунок динаміки біля берега озера значно посилюються при меридіональних вітрах, ніж при широтних (рис. 6.2, б).

Таблиця 6.3.

Показники динамічної складової самоочисного потенціалу водойм
Києва при вітрі середньої швидкості (3 м/с)

| Групи | Підгрупи | Водойми | Середня швидкість течії, см/с | | Відносний коефіцієнт трансформації забруднювальних речовин (K_d/K_{cm}) | | |
|------------|----------------------|-----------------|---|---------------------------------------|--|---------------------------------------|------|
| | | | при меридіональ- ному напрямку вітру | при широтному напрямку вітру | при меридіональ- ному напрямку вітру | при широтному напрямку вітру | |
| Гідроґенні | антропогенно змінені | оз. Райдужне | 2,20 | 1,90 | 5,65 | 5,10 | |
| | | оз. Вирлиця | 1,80 | 1,60 | 4,83 | 4,38 | |
| | стариці | оз. Мінське | 2,50 | 1,60 | 6,38 | 4,38 | |
| | | оз. Редьчине | 2,10 | 1,70 | 5,48 | 4,61 | |
| | | оз. Кирилівське | 3,00 | 2,50 | 7,24 | 6,28 | |
| | | оз. Вербне | 1,56 | 2,50 | 4,28 | 6,30 | |
| | затоки | Берковщина | 2,00 | 2,22 | 5,27 | 5,70 | |
| | | Видубицьке | 2,10 | 2,22 | 5,48 | 5,70 | |
| Штучні | кар'єри | оз. Алмазне | 1,90 | 2,70 | 5,05 | 6,68 | |
| | | оз. Центральне | 2,60 | 2,30 | 6,40 | 5,86 | |
| | | оз. Синє | 2,50 | 2,70 | 6,30 | 6,68 | |
| | ставки | Палладінські | №1 | 3,10 | 2,50 | 7,42 | 6,30 |
| | | | №3 | 2,73 | 3,00 | 6,74 | 7,24 |
| | | Горіхуватські | №1 | 2,54 | 2,60 | 6,38 | 6,49 |
| | | | №2 | 2,35 | 2,66 | 6,00 | 6,61 |
| | | | №3 | 2,81 | 2,62 | 6,89 | 6,53 |
| | | | №4 | 2,55 | 1,94 | 6,40 | 5,14 |
| | | Китаївські | №2 | 2,15 | 2,47 | 5,60 | 6,24 |
| | | | №3 | 2,50 | 2,60 | 6,30 | 6,49 |
| | | | №4 | 2,29 | 2,27 | 5,88 | 5,84 |
| | | | №5 | 2,33 | 2,06 | 5,96 | 5,40 |

Самоочисна
спроможність за рахунок
динамічної активності
водних мас
оз. Видубицького
(підгрупа *затоки*), що
обумовлена вітровим
фактором та посиленням
її періодичним
знакоперемінним
переміщенням води за
рахунок водообміну з
водосховищем, в цілому
посилюється в 5,5 разів у
порівнянні з відсутністю

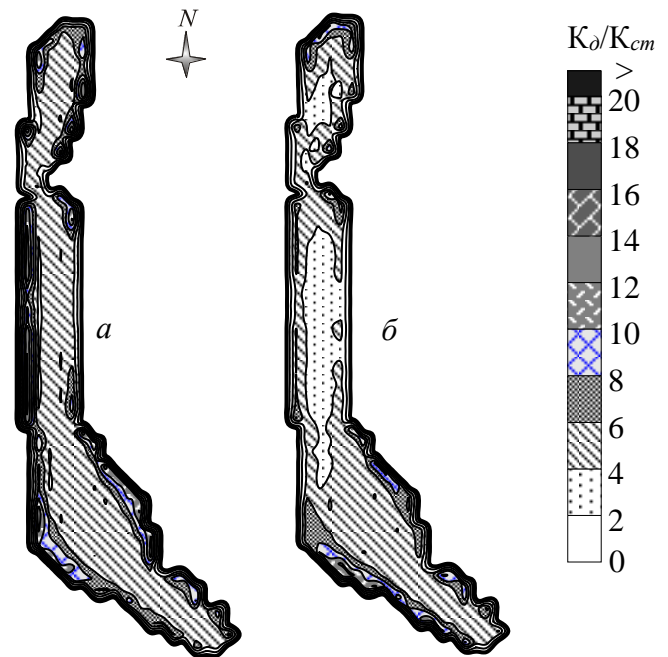


Рис. 6.1. Динамічна складова самоочисного потенціалу оз. Райдужного (підгрупа *антропогенно змінені*) при вітрі зі швидкістю 3 м/с північного (а) та східного (б) напрямків. Тут і на рис. 6.2–6.5: цифри біля шкали – діапазони K_0 / K_{cm}

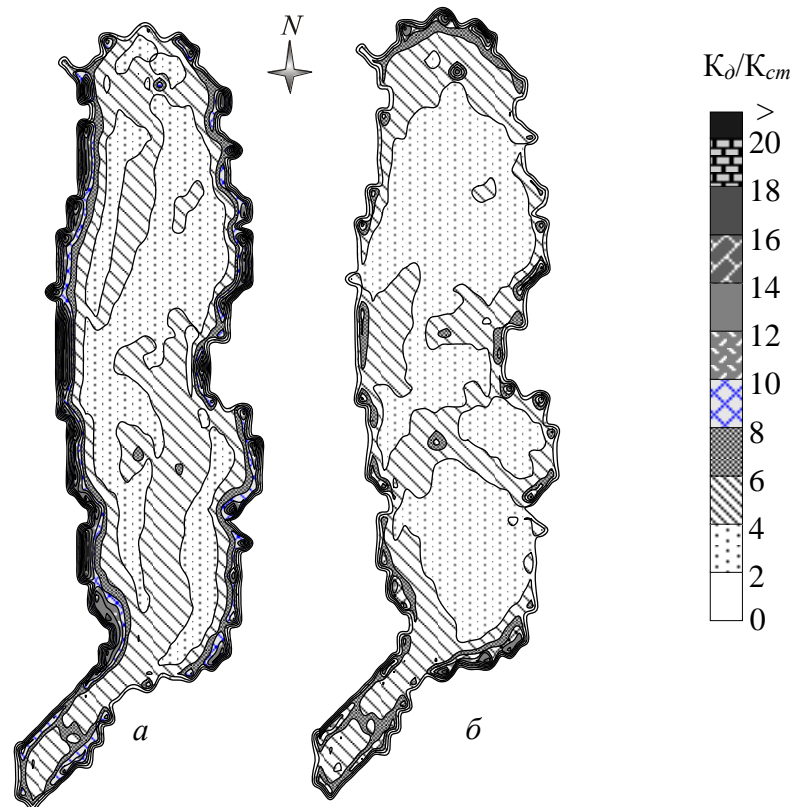


Рис. 6.2. Динамічна складова самоочисного потенціалу оз. Редьчиного (підгрупа *стариці*) при вітрі зі швидкістю 3 м/с північного (а) та східного (б) напрямків

вітру (2,25 разів). За таких умов прибережна смуга водойми має вищу самоочисну здатність, ніж центральна акваторія. Відносний коефіцієнт K_{∂}/K_{cm} прибережної смуги в 8–16 разів перевищує статичний, центральної акваторії – лише в 2–4 рази (рис. 6.3).

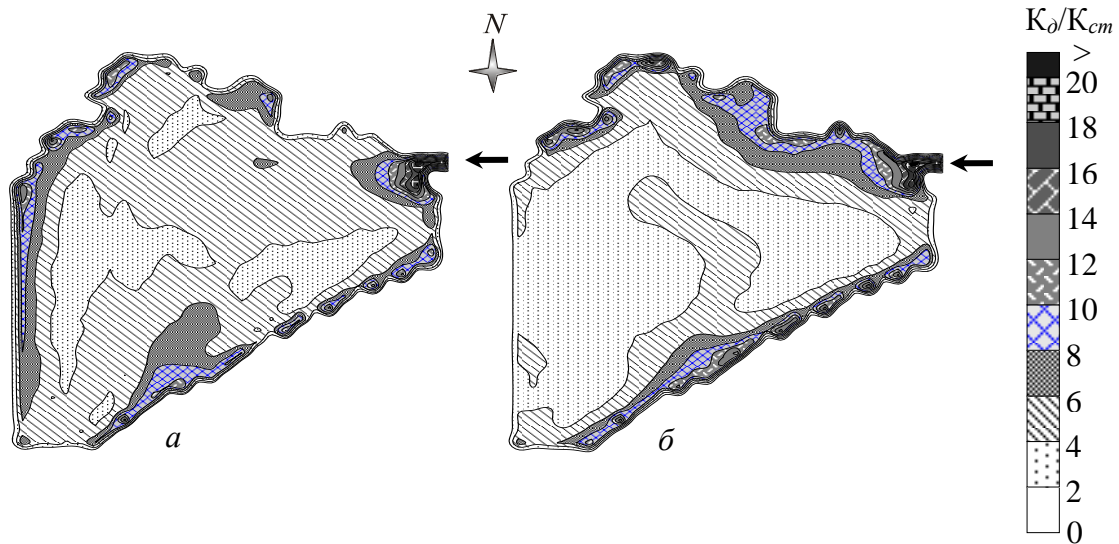


Рис. 6.3. Динамічна складова самоочисного потенціалу оз. Видубицького при середньому вітрі північного (а) та східного (б) напрямків (на фазі підйому рівня води)

Процеси самоочищення в оз. Алмазному (підгрупа *кар'єри*) значно посилюються при широтному напрямку вітру. При таких вітрах формуються течії зі швидкістю більше 2 см/с, які обумовлюють посилення самоочисної спроможності водойми майже в 7 разів. За таких умов формуються зони, де величина відносного коефіцієнту K_{∂}/K_{cm} дорівнює більше 16 (рис. 6.4).

У Горіхуватському ставку №4 (підгрупи *ставки*) за спільної дії вітрового та стокового фактору самоочисні процеси в 5–6 разів інтенсивніші, ніж за наявності дії лише стокового фактору. При вітрах меридіонального напрямку процеси самоочищення найбільш інтенсивно відбуваються вздовж прибережних смуг. Величини відносного коефіцієнту K_{∂}/K_{cm} тут досягають 10–12. По акваторії ставка величини цього коефіцієнту знаходяться в діапазоні від 4 до 6, що свідчить про нижчу самоочисну здатність у порівнянні з прибережними смугами (рис. 6.5).

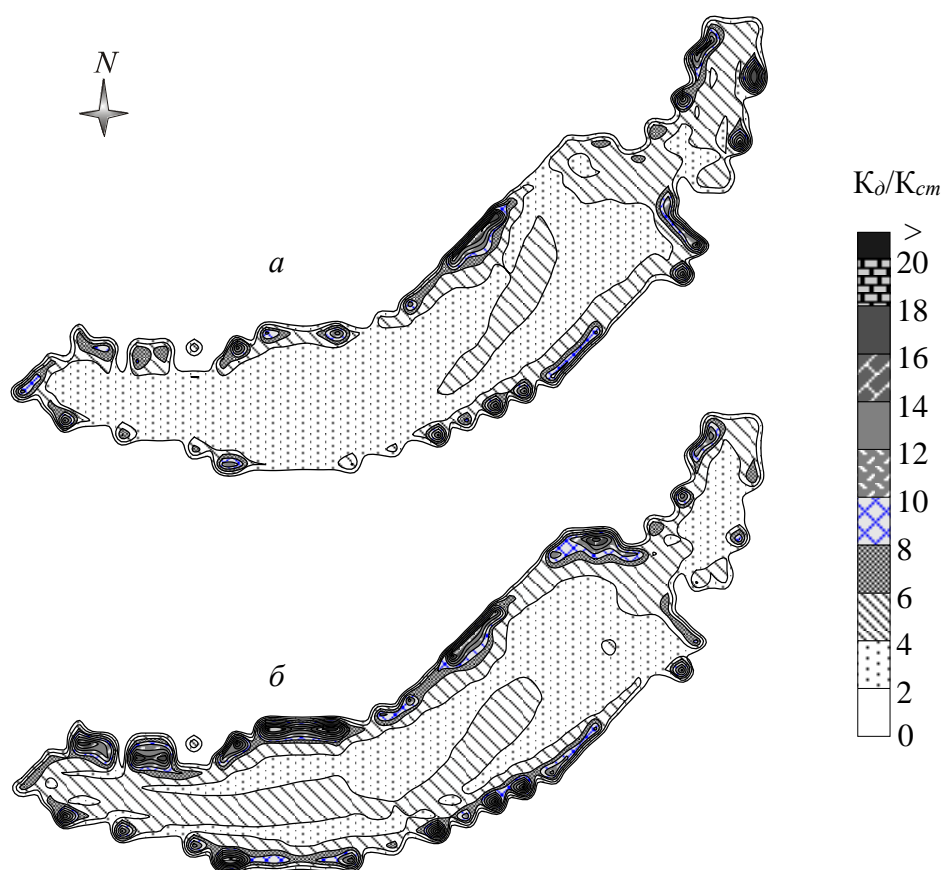


Рис. 6.4. Динамічна складова самоочисного потенціалу оз. Алмазного при середньому вітрі північного (*a*) та східного (*б*) напрямків

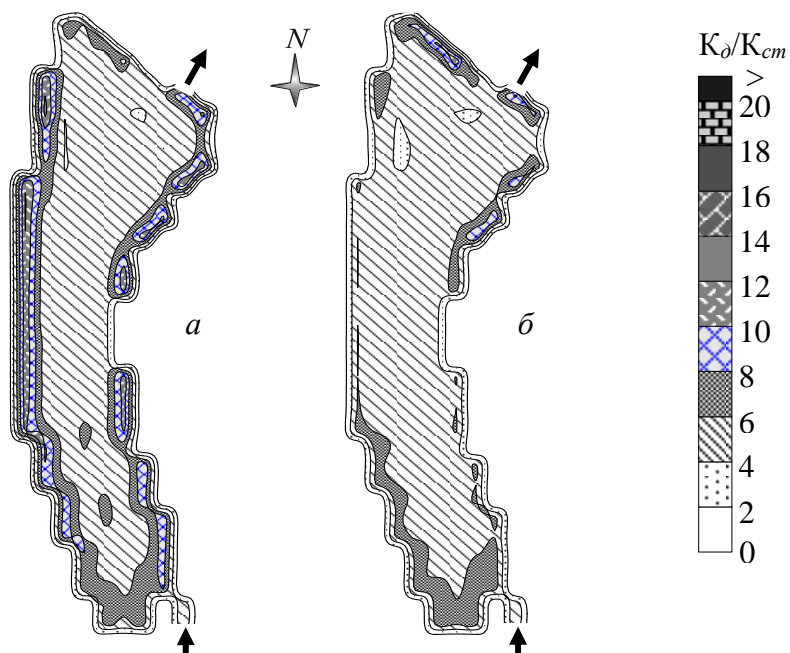


Рис. 6.5. Динамічна складова самоочисного потенціалу Горіхуватського ставка №4 при вітрі 3 м/с північного (*a*) та східного (*б*) напрямків

Отже, водойми Києва та окремі ділянки їх акваторій відзначаються досить суттєвою самоочисною здатністю за рахунок динаміки водних мас. Таким чином, гідродинаміка сприяє поліпшенню їх екологічного стану та якості водного середовища.

6.3. Вплив гідродинамічних процесів на розподіл гідробіонтів

Динаміка вод відіграє важливу роль у концентруванні, розсіюванні та переміщенні фіто-, зоопланктону й інших гідробіонтів. Вона безпосередньо впливає на інтенсивність процесу фотосинтезу, сприяє неперіодичному зростанню чисельності та біомаси фітопланктону, формує структуру угруповань планктону [278].

Переміщення фітопланктону у водоймах, гідравлічно пов'язаних з Канівським водосховищем, зазвичай, обумовлене вітровою та стоковою течіями. Результати багаторічних екогідрологічних досліджень свідчать про те, що значні концентрації фітопланктону відзначаються у мілководних ділянках водойм, які, зазвичай, зайняті вищою водною рослинністю. Це відбувається внаслідок переміщення поверхневих шарів води разом з фітопланктоном дрейфовими течіями в напрямку прибережних заростей. Ці водні маси, потрапляючи в зарості вищої водної рослинності, в значній мірі очищуються від завислих речовин (зокрема, фітопланктону) та потім з компенсаційною течією і циркуляційними потоками повертаються на відкриту ділянку водойми [29].

На відкритій ділянці водойми в місцях з інтенсивним однонаправленим переносом водних мас у фотичному шарі спостерігається найменший вміст хлорофілу. При ослабленні швидкості потоку концентрація фітопланктону поступово зростає і найбільших значень досягає після виникнення локального круговороту з мінімальними швидкостями течій [181].

Встановлення факту впливу цього абіотичного фактору на стан та розподіл планктонних організмів проведено на основі результатів еколого-

гідрологічних досліджень оз. Видубицького (підгрупа *антропогенно змінені*), проведених в серпні 2006 р. [70]. Схему циркуляцій вод побудовано за методом повних потоків на основі вихідних гідрометеорологічних умов, спостережених у період зйомки (рис. 6.6). Вітер був переважно східного напрямку, інколи змінювався – на південно-східний та північно-східний. Його швидкість досягала 2 м/с. Відбір проб води проводився на фазі підняття рівня води, обумовленого попуском Київської ГЕС. На цій фазі вода надходила з водосховища до водойми, підпираючи водні маси, що в ній знаходилися. За вказаних умов на акваторії водойми сформувалися циклональні та антициклональні вихори потужністю 1–5 м³/с (див. рис. 6.6).

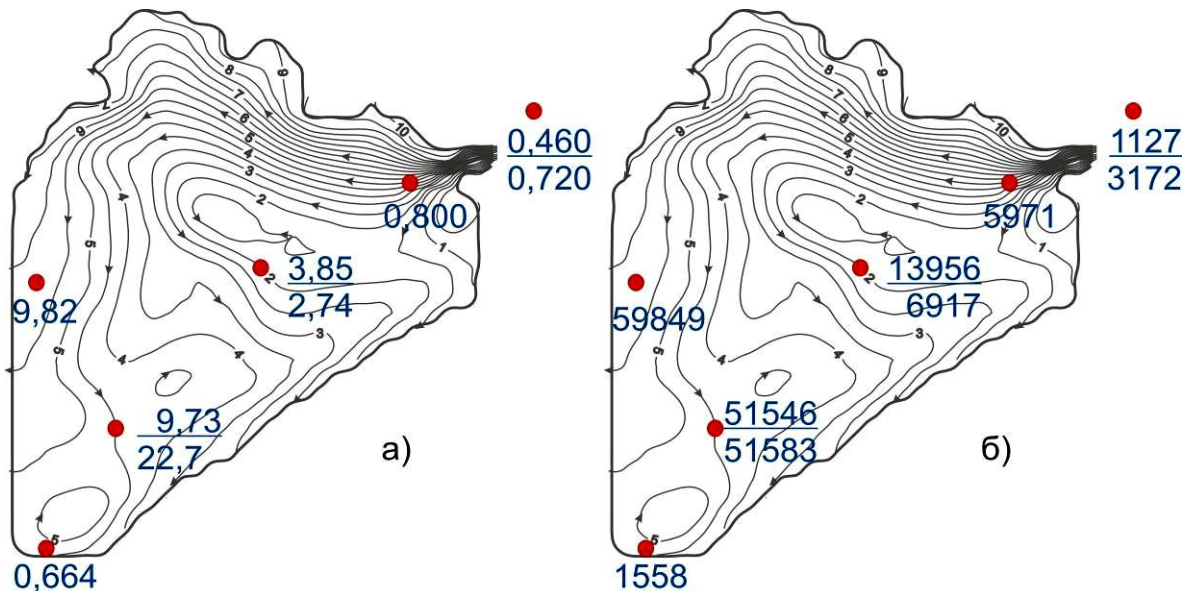


Рис. 6.6. Схеми циркуляцій вод (функцій токів, м³/с) та розподілу фітопланктону за біомасою (а, г/дм³) і чисельністю (б, тис. кл/дм³) на фазі підйому рівня води у оз. Видубицькому: цифри біля точок – кількісні показники у поверхневому (чисельник) та у придонному (знаменник) шарах води [70]

Відповідно до [148; 189] в центрі антициклональних вихорів біомаса планктонних організмів зростає, на периферії – зменшується. В центрі циклональних вихорів спостерігається нижча біомаса з поступовим зростанням до периферії. Наприклад, в оз. Видубицькому найбільші величини біомаси та чисельності фітопланктону відповідали розміщенню антициклональних вихорів та знаходилися поблизу зон дивергенції

(розходження) повних потоків – зон найменших швидкостей інтегрального переносу, які локально формувалися у південній ділянці акваторії (див. рис. 6.6). Поблизу циклональних вихорів спостерігалось зменшення концентрації біомаси фітопланктону майже у 2,5 рази.

Розподіл зоопланктону в затоці відповідав вищезазначеній закономірності (рис. 6.7). Розміщення угруповань зоопланктону, на відміну від фітопланктону, залежить від біологічних особливостей самих організмів, на які впливає динаміка водних мас [278].

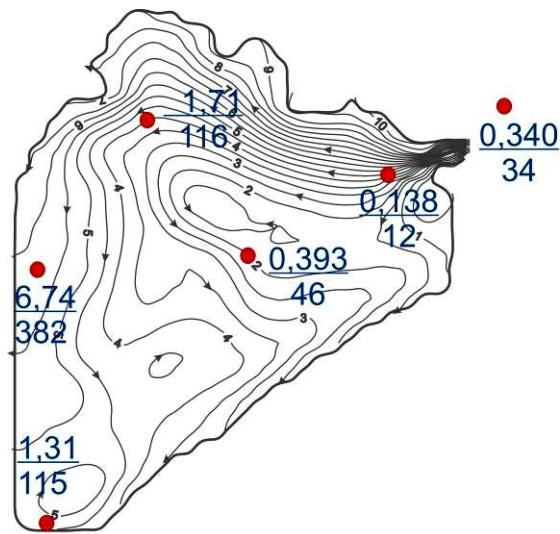


Рис. 6.7. Схема циркуляції вод (функцій токів, м³/с) та розподілу зоопланктону на фазі підйому рівня води у оз. Видубицькому. Цифри біля точок: чисельник – біомаса, г/дм³; знаменник – чисельність, тис. екз/м³ [70]

6.4. Вплив температурного режиму на вертикальний розподіл розчиненого кисню та розвиток фітопланктону

Температура води є однією із важливих гідрофізичних характеристик та відіграє визначальну роль у функціонування водних екосистем. Вона суттєво впливає на гідрохімічні та гідробіологічні процеси у водоймах. Найбільший вплив на гідрохімічний режим, особливо режим розчинених газів та біогенних речовин, температура води здійснює через інтенсифікацію біологічних процесів. Загальновідомо, що динаміка розчиненого у воді

кисню значною мірою залежить від сезонних особливостей температурного режиму водойм, а також від атмосферного тиску, турбулентного перемішування тощо. Важливість показника вмісту розчиненого кисню обумовлена тим, що зміна його концентрації у воді інтегрально відображає складний комплекс продукційно-деструкційних та динамічних процесів в екосистемі водойми.

Під час натурних спостережень водойм Києва нами було відібрано та оброблено проби води для оцінки вмісту розчиненого у воді кисню, що виконувалася із застосуванням титриметрично йодометричного методу (за Вінклером) [7]. За результатами досліджень підтверджено, що вміст розчиненого у воді кисню залежить від вертикального розподілу температури води. В цілому, вміст розчиненого у воді кисню протягом року у водоймах Києва змінювався від 0 до 16 мг/дм³.

У літній період в глибоких водоймах формується температурна стратифікація з чітко вираженим стрибком. Вона перешкоджає надходженню біогенних речовин з нижніх горизонтів у епілімніон, що послаблює фотосинтетичні процеси і лімітує продукування органічної речовини фітопланктоном. У епілімніоні завдяки фотосинтезу водоростей та вищої водної рослинності відбувається насичення води киснем. В дуже спекотні дні відбувається загальне зниження вмісту розчиненого у воді кисню у зв'язку зі зменшенням його розчинності з атмосфери, а також використанням його на хімічне окиснення органічних речовин. У металімніоні, у зв'язку з послабленням фотосинтетичних та посиленням деструкційних процесів, відзначається зменшення концентрації кисню. Дефіцит кисню у водоймах спостерігається, наприклад, при «цвітінні» води внаслідок масового розвитку фітопланктону. Гострий дефіцит кисню часто встановлюється в гіполімніоні, в результаті чого відбуваються заморні явища.

Таким чином, зі встановленням у глибоких водоймах Києва температурної стратифікації відзначається чітко виражена стратифікація

кисню. Це стосується перш за все *гідрогенних* та *штучних водойм* (рис. 6.8, *а*).

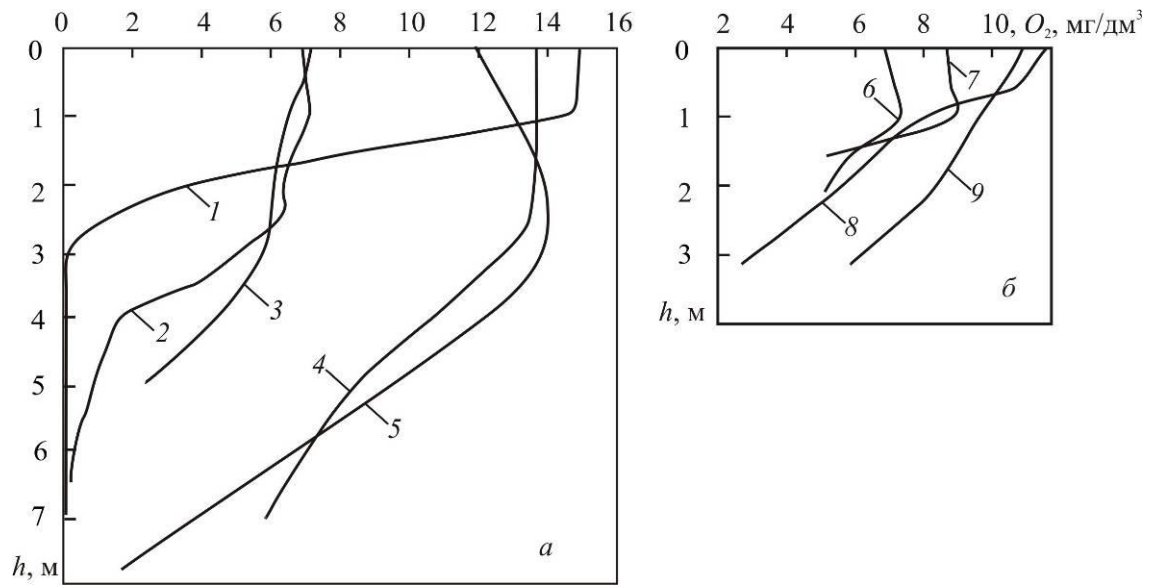


Рис. 6.8. Типовий вертикальний розподіл розчиненого у воді кисню в літній період (2010–2013 рр.) у глибоких (*а*) та мілких (*б*) водоймах Києва: 1 – оз. Кирилівське; 2 – оз. Центральне, 3 – оз. Райдужне, 4 – оз. Алмазне, 5 – оз. Редьчине, 6 – оз. Синє, 7–9 – Палладінські ставки № 1, 3 та 5 відповідно

У мілких водоймах температурна стратифікація нечітко виражена (як правило, без стрибка), що сприяє формуванню відповідного розподілу розчиненого у воді кисню (рис. 6.8, *б*).

Температура є репрезентативним показником по відношенню до більшості гідробіологічних процесів. Сезонна динаміка температури води визначає сезонні міграції гідробіонтів, початок та кінець вегетації й інших біологічних процесів.

Існує низка робіт, у яких наведено результати досліджень сезонної динаміки кількісних та якісних показників розвитку фітопланктону у різнотипних водоймах Києва [82; 111; 204]. За літературними даними [111; 204] та люб'язно наданими к.б.н. Н. Є. Семенюк, нами встановлено залежності загальної біомаси фітопланктону від температури води озер Бабиного (підгрупа *природні, частково змінені*), Синього (підгрупа *кар'єри*)

та затоки Собаче Гирло (підгрупа *затоки*) (рис. 6.9, 6.10, 6.11). Отримані залежності свідчать про досить відчутний зв'язок цих показників.

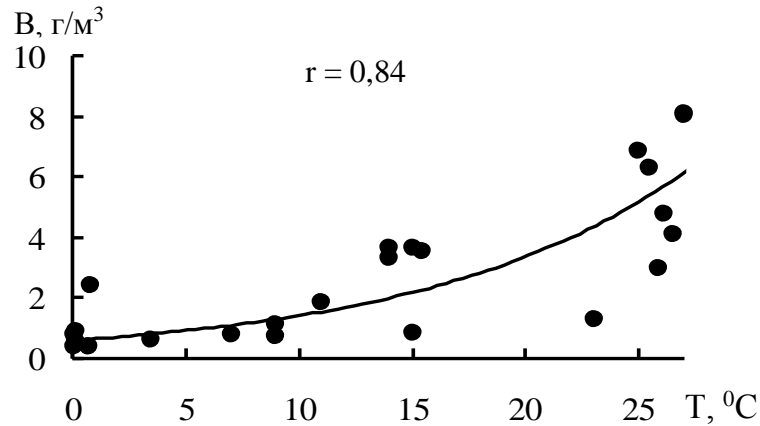


Рис. 6.9. Залежність біомаси фітопланктону (B , г/м³) від фактичної температури води в оз. Бабиному в період досліджень (2004–2005 рр.)

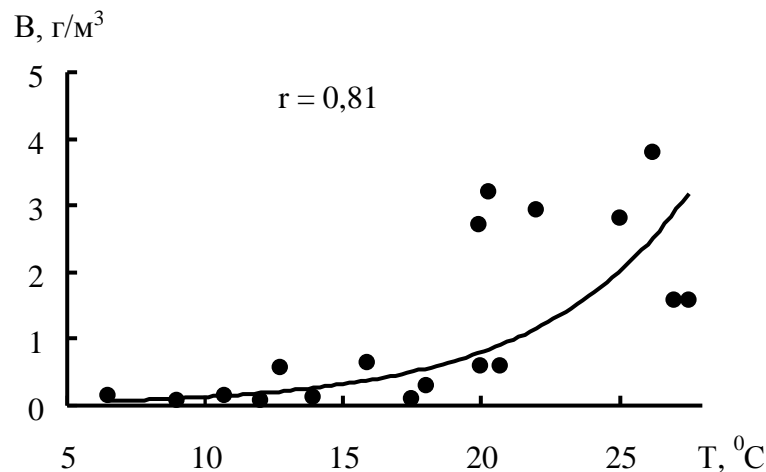


Рис. 6.10. Залежність біомаси фітопланктону (B , г/м³) від фактичної температури води в оз. Синьому в період досліджень (2004–2005 рр.)

У водоймах інших груп та підгруп, зокрема у оз. Кирилівському (підгрупа *стариці*) та Горіхуватському ставку №4 (підгрупа *ставки*), залежності фітопланктону від температури води не відзначалось (рис. 6.12), що свідчить про вплив інших абіотичних факторів або антропогенної діяльності.

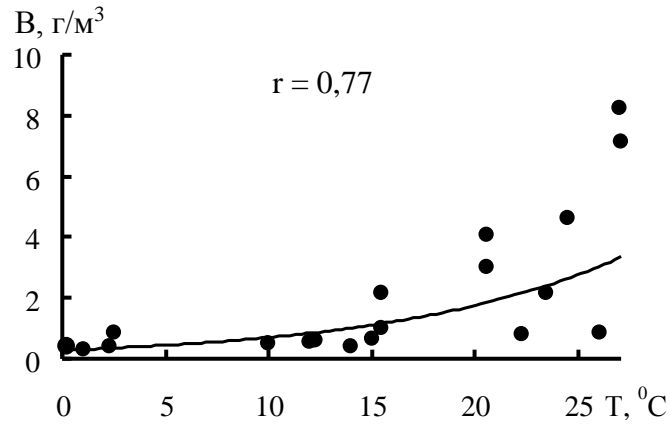


Рис. 6.11. Залежність біомаси фітопланктону (B , g/m^3) від фактичної температури води у затоці Собаче гирло в період досліджень (2004–2005 рр.)

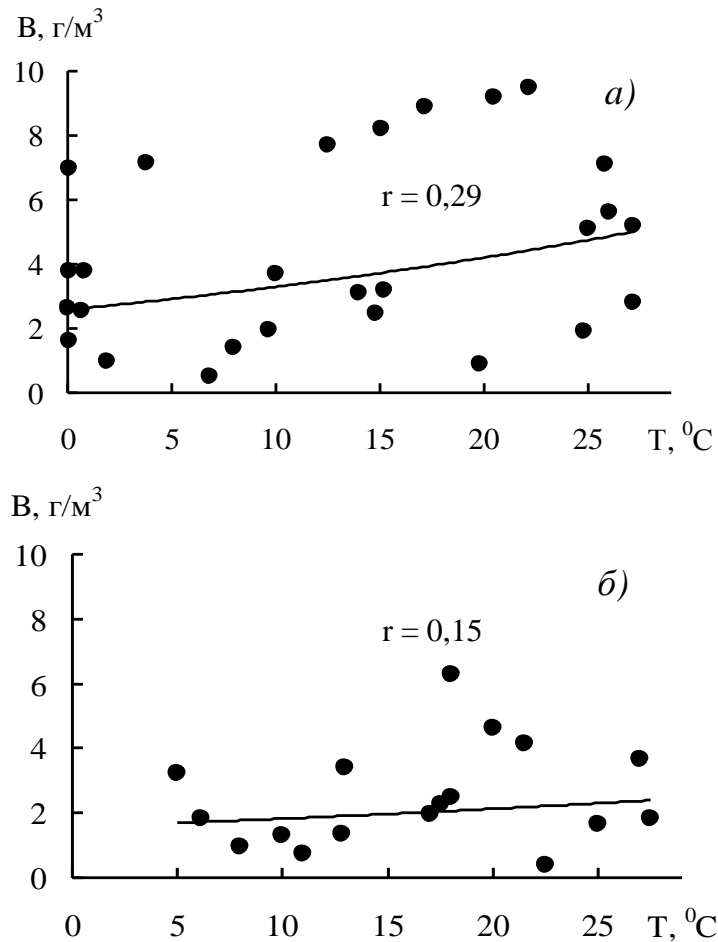


Рис. 6.12. Співвідношення біомаси фітопланктону (B , g/m^3) та фактичної температури води у оз. Кирилівському (а) (2004–2005 рр.) та Горіхуватському ставку №4 (б) (2001, 2003 рр.)

Сезонна динаміка фітопланктону співпадає з особливостями температурного режиму водойм. Відомо, що вплив температурного фактору

відображається на розвитку фітопланктону через деякий час. Так, для підтвердження цього факту, нами встановлено залежність біомаси фітопланктону від суми температур води за попередні 10 діб у вегетаційний період для озер Бабиного та Синього (рис. 6.13, 6.14).

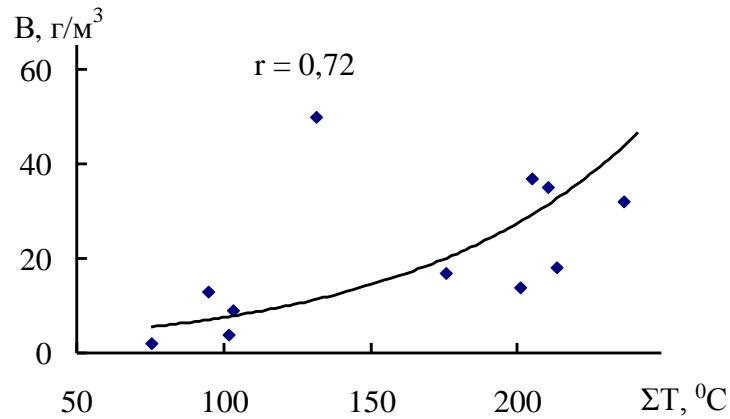


Рис. 6.13. Залежність біомаси фітопланктону (B) від суми розрахованих температур води за попередні 10 діб (ΣT , $^{\circ}\text{C}$) в оз. Бабиному

Для оз. Кирилівського та Горіхуватського ставка № 4 таку залежність не було встановлено. В цих водоймах на розвиток фітопланктону, крім температури, впливають інші фактори (скиди забруднених стічних вод, надходження нафтопродуктів та інших хімічних речовин, тощо).

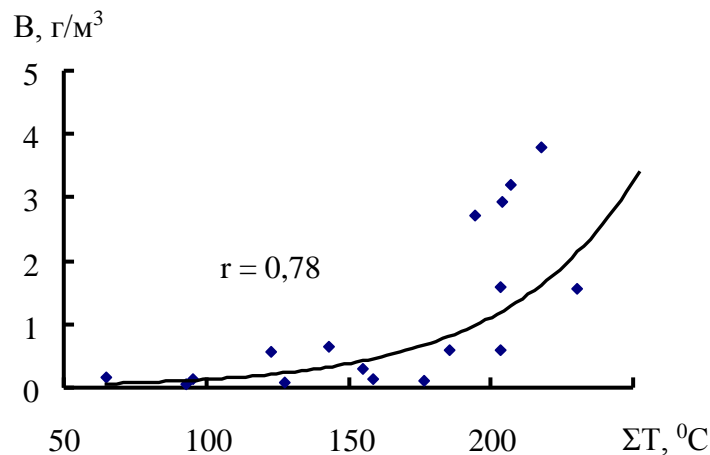


Рис. 6.14. Залежність біомаси фітопланктону (B) від суми розрахованих температур води за попередні 10 діб (ΣT , $^{\circ}\text{C}$) в оз. Синьому

Температура води впливає на інтенсивність протікання процесів дихання, росту та розмноження гідробіонтів. Результати гідробіологічних

досліджень [82], проведених у зат. Оболонь, свідчать про пряму залежність кількості видів, чисельності та біомаси водоростей від температури води. З підвищенням температури води кількість видів водоростей зростає та досягає максимальних показників при 22–23 °С. За аномально високих температур води, відзначається тенденція до зниження кількості видів.

6.5. Методичні аспекти оцінки впливу гідрологічних факторів на стан екосистем та якість води водойм Києва

Важливим етапом еколого-гідрологічних досліджень є оцінка стану водних екосистем та якості їх водного середовища за ключовими (інтегральними) показниками. На їх основі базуються методи управління з метою підтримання або покращення стану водойм шляхом штучного регулювання гідрологічних умов.

Досвід багаторічних гідроекологічних досліджень на багатьох прісноводних об'єктах України [165; 276; та ін.] свідчить про те, що у більшості випадків за такі ключові показники стану водних екосистем правомірно використовувати вміст розчиненого у воді кисню (O_2) або величини концентрації органічної речовини (за біохімічним споживанням кисню – *БСК*).

Динаміка показників O_2 та *БСК* відображає співвідношення основних процесів функціонування водних екосистем – первинного продукування органічної речовини і забруднення ним ззовні, з одного боку, та його деструкції, з іншого [217; 276]. Збільшення вмісту O_2 свідчить про посилення процесів самоочищення та покращання стану екосистеми. Зі зростанням концентрації органічної речовини в екосистемі відбуваються протилежні процеси, що характеризують забруднення водних мас та погіршення їх стану [227].

Як ключові показники стану екосистем водних об'єктів можуть виступати й інші гідрохімічні (загальна мінералізація, біогенні речовини,

важкі метали), гідрофізичні (завислі речовини, теплозапас тощо) та радіоекологічні характеристики. Вони можуть свідчити про перебіг внутрішньоводоймових процесів та вплив зовнішніх факторів. За відсутності відомостей щодо кількісних величин ключових показників, проводять натурні спостереження та їх виміри безпосередньо на водному об'єкті.

Оцінка стану водних екосистем та якість їх водного середовища виконується за обраними ключовими показниками, що встановлюються кількісно і порівнюються з нормативними значеннями [141; 142]. Динаміку їх стану можна оцінити, аналізуючи зміну цих показників протягом певного часу.

Для оцінки стану екосистем водойм Києва як інтегральний показник нами обрано вміст розчиненого у воді кисню. Можливість застосування цього показника було розглянуто на прикладі оз. Кирилівського (*гідрогенна водойма, підгрупа стариці*). Озеро Кирилівське було поглиблено до 14–16 м при видобутку піску. Це обумовило зміну його температурного режиму, який в теперішній час відзначається стійкою стратифікацією – влітку прямою, взимку зворотною [18]. Наявність температурної стратифікації з чітко вираженим стрибком перешкоджає надходженню біогенних речовин з нижніх горизонтів у трофогенний шар, обумовлює послаблення фотосинтетичних процесів і лімітує продукування органічної речовини фітопланктоном. Це спричиняє формування тут кисневої стратифікації [16; 18].

Інтерес до цієї водойми викликаний наявністю низки екологічних проблем. Однією із них є те, що оз. Кирилівське є водоприймачем забруднених вод з промислових підприємств та житлових масивів, які без належного очищення потрапляють до озера разом з водами р. Сирець та оз. Богатирського. Проблема посилюється внаслідок забудови прибережної ділянки водойми та її водозбірної території. В результаті цього значна частка забруднювальних речовин (нафтопродукти, синтетичні поверхнево-активні та інші хімічні речовини) надходить у воду. Частина їх акумулюється в

донних відкладах. За тривалої температурної та кисневої стратифікації у придонному шарі формуються анаеробні умови, при яких відбувається вторинне забруднення водного середовища. Це негативно позначається на якості водних мас, функціонуванні гідробіонтів та водної екосистеми в цілому.

В основу методу розрахунку нами покладено визначення балансу ключового для оз. Кирилівського показника розчиненого у воді кисню O_2 . Враховувалися внутрішньоводоймові процеси (фізичні, хімічні та біологічні), оцінювалися в добовому інтервалі.

Крім внутрішньоводоймових процесів, метод враховує також водо- та масообмін внаслідок поверхневого притоку з оз. Богатирського та р. Сирець.

В цілому, баланс вмісту розчиненого у воді кисню для оз. Кирилівського ΔC_{O_2} визначається як сума:

$$\Delta C_{O_2} = C_k - C_n = \Delta C_{oz.K} + \Delta C_{oz.B} + \Delta C_{p.C}, \quad (6.3)$$

де C_n та C_k – початкова та кінцева концентрація кисню у воді; $\Delta C_{oz.K}$ – частка зміни концентрації розчиненого у воді кисню, обумовлена впливом внутрішніх процесів в самому озері; $\Delta C_{oz.B}$, $\Delta C_{p.C}$ – частка зміни концентрації розчиненого у воді кисню за рахунок поверхневого притоку з оз. Богатирського та р. Сирець.

Перша складова балансу розчиненого у воді кисню для оз. Кирилівського ($\Delta C_{oz.K}$) залежить від інтенсивності продукційних ($A_{oz.K}$) та деструкційних ($R_{oz.K}$) процесів, надходження у воду кисню внаслідок атмосферної аерації ($At_{oz.K}$) та витрат кисню на хімічне окиснення органічних та неорганічних речовин ($G_{oz.K}$), що відбуваються у самій водоймі. Перебіг внутрішньоводоймових процесів у деякій мірі залежить від зовнішнього водообміну, інтенсивність якого визначається поверхневим притоком вод з оз. Богатирського ($W_{oz.B}$) та р. Сирець ($W_{p.C}$).

Розрахункове рівняння в такому разі має вигляд:

$$\Delta C_{O_2} = (A_{oz.K} - R_{oz.K} + At_{oz.K} - G_{oz.K}) + \frac{W_{oz.B}}{V_{oz.K}}(C_{oz.B} - C_{oz.K}) + \frac{W_{p.C}}{V_{oz.K}}(C_{p.C} - C_{oz.K}), \quad (6.4)$$

де $V_{oz.K}$ – об'єм оз. Кирилівського, (m^3); $C_{oz.K}$, $C_{oz.B}$, $C_{p.C}$ – вміст розчиненого у воді кисню в самому озері та у воді оз. Богатирського і р. Сирець ($mg\ O_2/dm^3 \cdot \text{доба}$).

Функціональні характеристики екосистем будь-яких водних об'єктів (A , R , At , G) визначаються з урахуванням результатів багаторічних гідроекологічних досліджень на водних об'єктах. Розрахунок складових продукційно-деструкційних процесів виконується згідно з методикою, наведеною в літературі [165; 276].

Наприклад, виділення кисню при первинній продукції ($A_{oz.K}$, $mg\ O_2/dm^3 \times \text{доба}$) визначається на основі урахування продукційної здатності фітопланктону, епіфітону, вищої водної рослинності (a , $mg\ O_2/dm^3 \times \text{доба}$) та їх біомаси (B , mg/dm^3):

$$A_{oz.K} = a \times B. \quad (6.5)$$

Деструкція органічної речовини у воді включає дихання гідробіонтів. Споживання кисню бактеріями ($R_{\text{бакт.}}$, $mg\ O_2/dm^3 \times \text{доба}$) залежить від концентрації органічної речовини ($C_{\text{БСК}}$, $mg\ O_2/dm^3$) і визначається з використанням коефіцієнта бактеріальної деструкції ($k_{\text{бакт.}}$, $mg\ O_2/dm^3 \times \text{доба}$):

$$R_{\text{бакт.}} = k_{\text{бакт.}} \times C_{\text{БСК}} \quad (6.6)$$

Значення коефіцієнта $k_{\text{бакт.}}$ встановлюється експериментальними дослідженнями [165].

Дихання гідробіонтів ($R_{\text{гб}}$, $mg\ O_2/dm^3 \times \text{доба}$), зокрема фітопланктону, зоопланктону та макрофітів розраховується за даними про їх біомасу ($B_{\text{гб}}$, mg/dm^3) і питома дихання (r , $mg\ O_2/dm^3 \times \text{доба}$):

$$R_{\text{гб}} = r \times B_{\text{гб}}, \quad (6.7)$$

Коефіцієнт r також визначається експериментально.

Кількість кисню, що надходить у водні маси із атмосфери, визначається інтенсивністю атмосферної аерації ($At_{оз.К}$), яка залежить від коефіцієнта атмосферної аерації (k_a), тривалості аерації (t) та від початкового вмісту розчиненого у воді кисню (C_0):

$$At_{оз.К} = (C_s - C_0) \times (1 - 10^{-k_a \times t}), \quad (6.8)$$

де C_s – концентрація насичення води киснем, мг $O_2/дм^3$. Це рівняння описує процес абсорбції газу без урахування хімічних реакцій та за відсутності інших джерел кисню.

Загальний коефіцієнт аерації з урахуванням залежності його від температури водного середовища визначається за емпіричним рівнянням [217]:

$$k_a = 1,024^{T-20} (0,067 \times w \times h^{-1} + 1,6 \times u^{0,5} \times h^{-1,5}), \quad (6.11)$$

де w – швидкість вітру, м/с; h – середня глибина, м; u – швидкість течії, м/с; T – температура води, °С.

Хімічне поглинання кисню (G , мг $O_2/дм^3$) має місце при окисненні неорганічних (марганець, залізо) та органічних речовин (вуглеводи, білкоподібні та гумусові речовини). За результатами досліджень [127; 163], проведених на дніпровських водосховищах встановлено, що міграційна рухливість марганцю в системі «донні відклади – вода» зростає при зниженні концентрації кисню до мінімальних його величин. Так, концентрація марганцю (II) у воді в умовах дефіциту кисню зростає до 0,8–2,0 мг/дм³ за рахунок виходу із донних відкладів. Важливу роль в цьому відіграє також кислотність середовища. Обмін іонами Mn^{2+} між донним відкладами та водними масами, що з ними контактують, відбувається постійно, оскільки саме форма марганцю, домінуюча в порових розчинах, найбільш рухлива та спроможна до обміну. Роль хімічного окиснення в кисневому балансі водойм досить мала. Але в окремі періоди за певних умов споживання кисню на хімічне окиснення може стати істотним.

Поглинання кисню на хімічне окиснення враховується у розрахунках при зростанні вмісту розчиненого у воді кисню від 0,5–2,5 до більше 4,0 мг O_2 /дм³. За даними [163], на окиснення 0,1 мг/дм³ іонів Mn^{2+} необхідно 0,03 мг O_2 /дм³ кисню. Результати експериментальних досліджень поглинання кисню на хімічне окиснення гумусових речовин [128] свідчать про те, що на окиснення 1,0 мг фульвокислот поглинається близько 0,05 мг O_2 /дм³×доба, на 1,0 мг гумінових кислот – 0,2 мг O_2 /дм³×доба. Загальну втрату кисню на хімічні процеси необхідно встановлювати експериментально.

Для верифікації запропонованого підходу нами було проведено у літньо-осінній період (5 липня та 13 вересня 2016 р.) натурні дослідження. Проводився відбір проб води та вимір її температури на акваторії оз. Кирилівського і його притоках. Крім цього, вимірювався об'єм поверхневого притоку води з оз. Богатирського та р. Сирець. Аналіз проб на вміст розчиненого у воді кисню здійснювали за допомогою титриметрично йодометричного методу Вінклера [7]. Результати досліджень представлені в табл. 6.4.

Таблиця 6.4.

Деякі гідрологічні та гідрохімічні показники оз. Кирилівського та його приток

| Вихідні параметри | | 05.07.2016 | 13.09.2016 |
|---|--|------------|------------|
| <i>оз. Кирилівське</i> | Швидкість течії (u), м/с | 0,075 | |
| | Середня температура води ($T_{оз.К}$), °С | 14,5 | 15,8 |
| | Вміст кисню ($C_{оз.К}$), мг O_2 /дм ³ | 7,30 | 3,60 |
| | Нормальна концентрація кисню (C_s), мг/дм ³ | 10,2 | 9,86 |
| Притік води з <i>оз. Богатирського</i> | Витрата ($W_{оз.Б}$), м ³ /доба | 4700 | |
| | Вміст кисню ($C_{оз.Б}$), мг O_2 /дм ³ | 10,5 | 7,25 |
| | Температура води ($T_{оз.Б}$), °С | 25,0 | 23,4 |
| Притік води з <i>р. Сирець</i> | Витрата ($W_{р.С}$), м ³ /доба | 3800 | |
| | Вміст кисню ($C_{р.С}$), мг O_2 /дм ³ | 8,50 | 6,30 |
| | Температура води ($T_{р.С}$), °С | 19,0 | 18,4 |
| Швидкість вітру (w), м/с | | 6 | 5 |

Спеціальних досліджень для визначення продукції та деструкції органічної речовини у оз. Кирилівському в цей період не проводилось. Тому, для її орієнтовної оцінки ми враховували результати попередніх досліджень, що були виконані науковцями Інституту гідробіології НАН України безпосередньо на цій та подібних їй водоймах (табл. 6.5).

Згідно з літературними даними [204], біомаса фітопланктону в оз. Кирилівському протягом 2004–2005 рр. змінювалася в діапазоні від 0,23 до 70,0 мг/дм³. Концентрація органічної речовини (за БСК₅) в озері протягом 2001–2012 рр. знаходилася в межах від 5,30–11,0 мг O₂/дм³ [72].

Результати досліджень вищої водної рослинності в оз. Кирилівському свідчать про те, що домінуючими видами серед повітряно-водних макрофітів є очерет звичайний, серед занурених – кушир занурений та елодея канадська [72]. При цьому фітомаса кожного з них відзначається різними величинами [91]. Продукування та поглинання кисню у поверхневих шарах води водойм придаткової мережі Канівського водосховища зануреною частиною повітряно-водних рослин, таких як очерет звичайний, дуже малі і становлять, відповідно, 0–0,91 та 0–0,71 мг O₂/г вологої маси рослини за добу [209]. Занурені рослини характеризуються інтенсивним виділенням кисню, що перевищує його поглинання в поверхневих шарах води в 2–3 рази [209]. Так, величини виділення та поглинання кисню куширом складають 6,46 та 3,42 мг O₂/г вологої маси рослини за добу.

Вища водна рослинність є хорошим субстратом для розвитку епіфітних водоростей. Проведені дослідження колег-гідробіологів свідчать про суттєву роль епіфітних водоростей у продукуванні органічної речовини у водоймах, що знаходяться в умовах посиленого антропогенного навантаження [249]. Наприклад, в оз. Луговому, що є складовою озер системи Опечень, продукція епіфітних водоростей очерету звичайного становить 0,91 мг O₂/г доба, їх деструкція – 0,41 мг O₂/г доба.

Таблиця 6.5.

Літературні дані, що використані для розрахунку продукційно-деструкційних процесів у оз. Кирилівському

| Параметри | | Значення | Джерела інформації та примітки |
|---|---|--------------------------|--------------------------------|
| Біомаса фітопланктону в оз. Кирилівському, мг/дм ³ | | 3,0 | [204] |
| Біологічне споживання кисню (БСК ₅), мг О ₂ /дм ³ | за 2001–2006 рр. | <u>8,0–11,0*</u> 9,20 | [72] |
| | за 2007–2012 рр. | <u>5,3–9,0*</u> 7,00 | |
| Біомаса мікрофітобентосу, мг/10 см ² | у мілководній зоні (1,0 м) | 0,006–0,061 | [49] |
| | у глибоководній зоні (6,0 м) | 0,003–0,036 | |
| Продукція | епіфітону очерету звичайного, мг О ₂ /г сухої маси рослини за добу | 0,91 | [249] |
| Деструкція | | 0,41 | |
| Продукція | епіфітону куширу зануреного, мг О ₂ /г сухої маси рослини за добу | 16,56 | |
| Деструкція | | 0,48 | |
| Фітомаса | очерету звичайного кг/м ² | 2,40 | [91] |
| | куширу зануреного, кг/м ² | 0,37 | |
| Продукція | очерету звичайного, мг О ₂ /г вологої маси рослини за добу | 0,91 | [209] |
| Деструкція | | 0,71 | |
| Продукція | куширу з епіфітоном, мг О ₂ /г вологої маси рослини за добу | 6,46 | |
| Деструкція | | 3,42 | |

Відомості щодо функціональних характеристик мікрофітобентосу в оз. Кирилівському відсутні. Проте у сусідній водоймі, що нижче за течією, оз. Йорданському, біомаса мікрофітобентосу знаходиться в межах від 0,006 до 0,061 мг/10 см² [49]. Такі гідробіологічні характеристики можуть бути прийнятним для орієнтовної оцінки продукції та деструкції органічної речовини всіх біотичних підсистем оз. Кирилівського. Результати розрахунків представлені в табл. 6.6.

Таблиця 6.6.

Продукція та деструкція органічної речовини в оз. Кирилівському (мг О₂/дм³ доба)

| Підсистеми | Продукція | Деструкція |
|------------------------|-----------|------------|
| Фітопланктон | 0,870 | 1,17 |
| Мікрофітобентос | 0,002 | 1,51 |
| Епіфітні водорості | 0,018 | 0,003 |
| Вища водна рослинність | 0,010 | 0,006 |
| Всього | 0,90 | 2,69 |

З урахуванням результатів натурних досліджень ми оцінити частку зміни концентрації кисню за рахунок атмосферної аерації та притоку з оз. Богатирського і р. Сирець за досліджуваний період – 70 діб (табл. 6.7).

Як зазначалося раніше, вміст розчиненого у воді кисню досить добре характеризує процес хімічного окиснення речовин у водоймі. Необхідно відмітити, що у період наших натурних спостережень в оз. Кирилівському спостерігалася киснева стратифікація. У придонному шарі води озера вміст розчиненого кисню в липні становив близько 4,0 мг О₂/дм³, у вересні – близько 0,1 мг О₂/дм³ (рис. 6.15). Згідно з [163], тільки при достатньому вмісті розчиненого у воді кисню, а саме при 4,0 мг О₂/дм³, відбувається процес хімічного окиснення. При меншій концентрації кисню марганець (II) із донних відкладів надходить у водну товщу і практично не окиснюється.

Результати розрахунку деяких складових кисневого балансу для оз. Кирилівського

| Показники \ дата | | 05.07.2016 | 13.09.2016 | Середні величини показників за досліджуваний період |
|--|----------------------------------|------------|------------|---|
| Коефіцієнт аерації | | 0,073 | 0,075 | 0,074 |
| Частка зміни концентрації кисню (мг O ₂ /дм ³ доба) за рахунок | атмосферної аерації | 0,440 | 0,990 | 0,715 |
| | притоку води з оз. Богатирського | 0,011 | 0,013 | 0,012 |
| | притоку води з р. Сирець | 0,004 | 0,008 | 0,006 |

Визначення загального споживання кисню на хімічне окиснення речовини безпосередньо в оз. Кирилівському потребує проведення додаткових досліджень. Базуючись на результатах натурних досліджень, здійснених на Київському водосховищі в січні 1999 р. [163], загальне споживання кисню на хімічне окиснення органічних та мінеральних речовин у воді може досягати 0,80–1,2 мг O₂/дм³ за місяць. Такі величини хімічного окиснення речовин в умовах дефіциту кисню можуть бути прийнятними для орієнтовної оцінки балансу кисню для оз. Кирилівського, у якому часто формуються відповідні умови.

Враховуючи всі складові рівняння 6.4 ми оцінили орієнтовну частку зміни концентрації розчиненого у воді кисню для оз. Кирилівського за літньо-осінній період:

$$\Delta C_{O_2} = (0,90 - 2,69 + 0,715 - 0,80) + 0,012 + 0,006 = - 1,86 \text{ мг} O_2 / \text{дм}^3.$$

Результатом розрахунку є від'ємний баланс продукційно-деструкційних процесів в оз. Кирилівському, що свідчить про зменшення вмісту розчиненого у воді кисню протягом досліджуваного періоду. Тобто у водоймі в цей період превалюють процеси деструкції органічної речовини, частка яких складає майже 70 % витратної частини кисневого балансу.

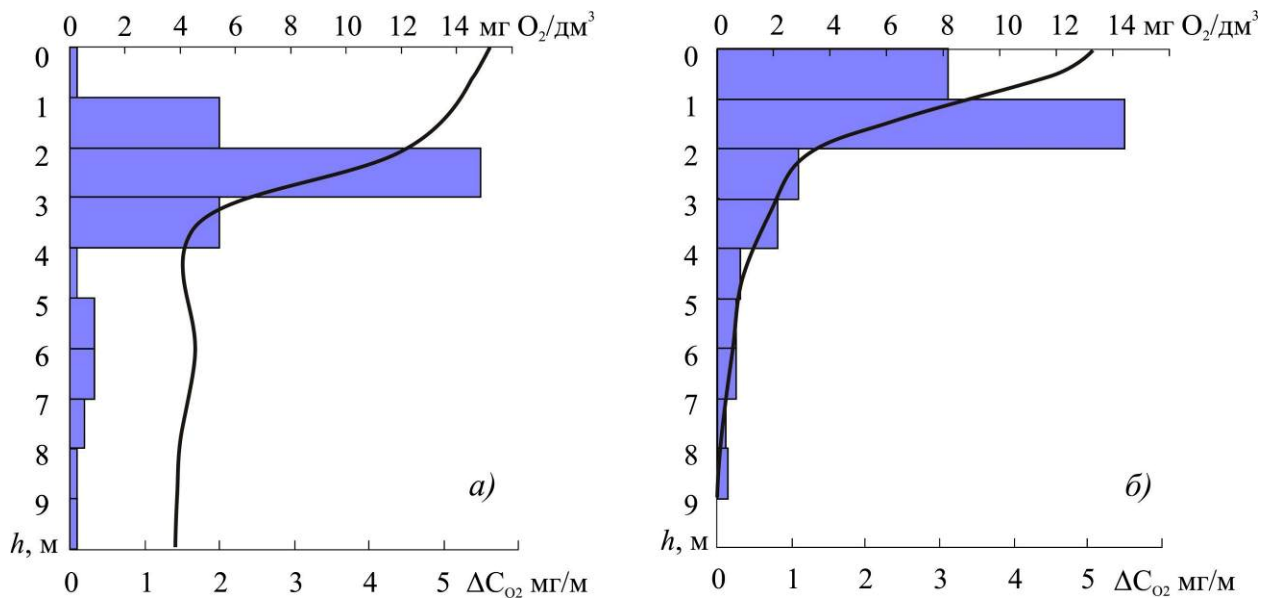


Рис. 6.15. Вертикальний розподіл вмісту розчиненого у воді кисню та його градієнтів в оз. Кирилівському в липні (а) та вересні (б) 2016 р.

Аналіз всіх складових кисневого балансу цієї водойми дозволяє зробити висновок про те, що зміна концентрації розчиненого кисню переважно залежить від її внутрішньоводоймових процесів. Приріст кисню за рахунок зовнішнього водообміну не значний.

Тенденцію зменшення концентрації кисню у оз. Кирилівському підтверджують дані наших натурних спостережень, які мають добру схожість з розрахунковими. Звичайно, для більш точної оцінки балансу кисню цієї водойми необхідно проводити додаткові дослідження вихідних умов, зокрема продукції та деструкції всіх біотичних підсистем, хімічного окиснення органічних та неорганічних речовин.

Отже, запропонований підхід оцінки стану водойм Києва за вмістом розчиненого у воді кисню є досить інформативним при проведенні гідроекологічних розрахунків та прогнозів. А також є основою для подальших розробок методів управління та прогнозування їх стану, біопродуктивності та якості водного середовища шляхом регулювання гідрологічних умов.

6.6. Заходи по регулюванню стану водойм Києва та якості їх вод шляхом зміни гідрологічних умов

Незадовільний екологічний стан водойм Києва [66; 67; 72], які є невід'ємною складовою урбоєкосистеми, може негативно впливати на здоров'я та обумовлювати виникнення несприятливих епідеміологічних умов. Крім цього, занедбаність водних об'єктів, спричинена неконтрольованим надходженням забруднених зливових та промислових стічних вод, порушує естетичність міста.

Процеси відновлення водних екосистем, що зазнають значного та постійно діючого антропогенного впливу, відбуваються повільно. Поліпшення стану та умов функціонування водних екосистем можливо шляхом проведення комплексу оздоровлювальних водоохоронних заходів, що базуються на методах басейнового та внутрішньоводоймового підходів. Тобто включають проведення меліоративних заходів безпосередньо на водозборах водойм та їх акваторіях.

Першим і обов'язковим заходом поліпшення екологічного стану водойм Києва має бути ліквідація джерел та припинення надходження забруднювальних речовин разом з поверхневим та підземним притоком з водозбірної території (зі скидами забруднених стічних та промислових вод, з несанкціонованих звалищ побутових та інших відходів) (рис. 6.16). Для забезпечення надходження до водойм очищених поверхневих вод необхідно посилити процес інфільтрації вод через ґрунти, тобто збільшити поглинальну спроможність останніх, шляхом зменшення заасфальтованих площ водозборів (території паркування, прилеглих територій до житлових масивів, автодоріг поблизу водойм тощо).

Наступним і найбільш екологічно ефективним заходом є штучне регулювання гідрологічних умов, що полягає у зміні абіотичних факторів. На нашу думку, проведення комплексу заходів забезпечить суттєве поліпшення стану водойм Києва (див. рис. 6.16).

Ефективним серед локальних методів оздоровлення екосистем водойм Києва є штучне посилення їх зовнішнього водообміну за рахунок додаткового

притоку вод з інших водних об'єктів. Такий спосіб обумовить збільшення частки поверхневого притоку у відношенні до інших складових водного балансу водойми. Зовнішній водообмін *гідрогенних водойм*, зокрема, підгрупи *заток* можливо посилити за рахунок внутрішньодобових коливань рівня води в Канівському водосховищі.



Рис. 6.16. Ймовірні заходи покращання екологічного стану водойм Києва шляхом регулювання їх гідрологічних умов

З урахуванням допустимих величин підйому рівня води у нижньому б'єфі Київської ГЕС, відповідно до Правил експлуатації водосховищ дніпровського каскаду [184], нами проведено розрахунки інтенсивності зовнішнього водообміну у затоках. При величині підйому рівня води при попусках ГЕС у нижньому б'єфі 0,18 м, добовий коефіцієнт водообміну в затоках знаходиться в діапазоні від 0,014 до 0,082 рази, період водообміну – від 11,5 до 70 діб (табл. 6.2). При середніх попусках ГЕС з величиною підйому рівня води у

нижньому її б'єфі (0,54 м) показники водообміну заток дещо відмінні, ніж при мінімальних. Обмін водними масами у затоках відбувається протягом 3,7–21,5 діб.

Якщо підвищити рівень води при максимальних попусках ГЕС у нижньому б'єфі до 1,25 м, зовнішній водообмін у затоках буде в 1,3–2,8 разів інтенсивніший порівняно з середніми попусками. При цьому, водообмін в них здійснюватиметься 0,110–0,650 рази за добу, період водообміну – 1,5 до 9 діб.

Допустимо, що рівень води в нижньому б'єфі ГЕС при попусках становитиме 2,00 м, тоді добовий коефіцієнт водообміну буде знаходитися в межах від 0,175 до 1,03 рази, період водообміну – від однієї до майже 7 діб (табл. 6.8).

Таблиця 6.8.

Показники зовнішнього водообміну *гідрогенних водойм* Києва (підгрупа *затоки*) за даними автора та літературних джерел [68; 69; 70; 218; 220]

| Водні об'єкти | Показники зовнішнього водообміну при проектних коливання рівня води (м) в нижньому б'єфі Київської ГЕС | |
|--|--|---------------|
| | K_v , доба ⁻¹ | τ , доба |
| <i>затока Верблюд</i> | 0,433 | 2,31 |
| <i>затока Собаче Гирло</i> | 0,346 | 2,89 |
| <i>затока Оболонь</i> | 0,282 | 3,54 |
| <i>затока Київська Гавань</i> | 0,415 | 2,41 |
| <i>Матвіївська затока</i> | 0,551 | 1,81 |
| <i>рукава Горбачів та Русанівський</i> | 0,738 | 1,36 |
| <i>рукав Довбичка</i> | 0,407 | 2,45 |
| <i>рукав Десенка</i> | 0,437 | 2,29 |
| <i>затока Славутич</i> | 0,334 | 2,99 |
| <i>озеро Видубицьке</i> | 0,322 | 3,10 |
| <i>затока Берковицина</i> | 0,212 | 4,71 |
| <i>Княжий затон</i> | 1,03 | 0,970 |
| <i>затока Осокорки</i> | 0,409 | 2,44 |
| <i>рукав Коник</i> | 0,818 | 1,22 |
| <i>затока Старик</i> | 0,320 | 3,12 |
| <i>затока Вишеньки</i> | 0,175 | 5,72 |

Отже, результати розрахунків свідчать про те, що інтенсивність зовнішнього водообміну в затоках суттєво посилюється з підвищенням рівня

води при попусках Київської ГЕС у нижньому її б'єфі. Такі умови сприятимуть покращанню екологічного стану заток в цілому.

Посилення зовнішнього водообміну можливо шляхом розчищення захаращених малих водотоків та джерел. Як зазначалося у розділі 3, поверхневий притік з малих водотоків є визначальним у формуванні водного балансу *штучних водойм* підгрупи *ставки*. Під час досліджень Китаївських ставків виявлено, що русло однойменного струмка дуже захаращене поваленими деревами, листям, залишками органічних решток, тощо. Це суттєво обмежує формування поверхневого притоку води (рис. 6.17). При цьому, витрата води у Китаївському струмку у вегетаційний період становить 0,001–0,010 м³/с.

Зменшення витрат води, постійне надходження до ставків органічних речовин разом з поверхневими водами сприяють посиленню евтрофікації вод, заростанню мілководних ділянок водойм і старінню водних екосистем в цілому. Зростання вмісту органічної речовини у воді та донних відкладах призводить до інтенсифікації процесів її деструкції, поглинання розчиненого у воді кисню на хімічне окиснення, зміни окисно-відновних умов водного середовища, зростання вмісту у донних відкладах лабільних (рухливих) мінеральних форм азоту та фосфору, і посилення рухливості цих речовин у системі «донні відклади – вода». При цьому, у евтрофних водоймах відбувається вторинне забруднення їх вод біогенними речовинами [58]. Такі гідрохімічні умови характерні для Китаївських ставків [65; 79; 93; 150].

Розчищення русла водотоку разом з вилученням органічних решток, на нашу думку, суттєво покращить водообмінні процеси всього каскаду ставків. Якщо витрата води у струмку зросте в 2,5–2,8 рази (до 0,02 м³/с), тоді річний коефіцієнт водообміну складатиме 6,82, період водообміну – 1,78 місяця (табл. 6.9). У проектних умовах інтенсивність зовнішнього водообміну каскаду ставків у порівнянні з сучасними посилиться у 2,4 рази. Період водообміну становитиме майже два місяці.

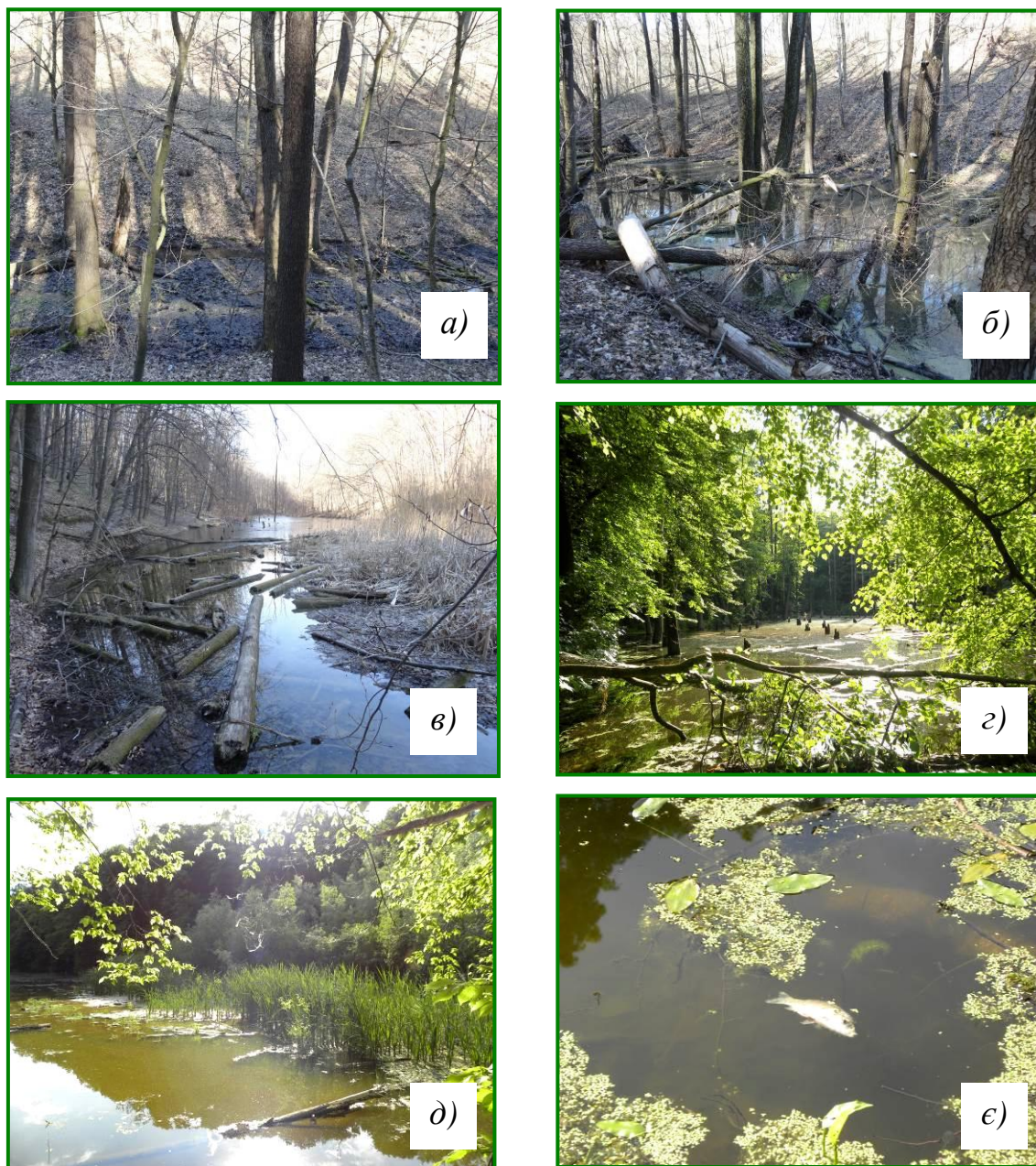


Рис. 6.17. Вигляд русла Китаївського струмка нижньої його течії (а, б) та верхньої ділянки Китаївського ставка №1 (в, г, д, е). Фотографії автора навесні 2015 та 2012 р.

При цьому зменшиться надходження біогенних речовин з поверхневими водами. Це безумовно позитивно вплине на гідрохімічні умови у Китаївських ставках.

Існуючі та перспективні характеристики зовнішнього водообміну каскаду Китаївських ставків

| Стан | Об'єм всього каскаду ставків, тис. м ³ | Середня витрата води у струмку, м ³ /с | Середня величина прибуткової та витратної частин водного балансу, тис. м ³ | Річний коефіцієнт водообміну, разів | Період водообміну, місяці |
|---------------|---|---|---|-------------------------------------|---------------------------|
| Сучасний | 96,4 | 0,004 | 274 | 2,85 | 4,30 |
| Перспективний | | 0,020 | 658 | 6,83 | 1,78 |

Одним із заходів поліпшення стану *гідрогенних* та *штучних водойм* Києва є посилення зовнішнього водообміну шляхом зміни їх морфометричних характеристик, зокрема зменшення їх максимальних глибин. Критерієм визначення оптимально можливих глибин може бути наявність температурної та кисневої стратифікації. Відомо, що у придонних шарах глибоких ділянок водойм, починаючи з періоду літнього нагрівання до кінця осіннього охолодження, формуються сірководневі зони. За таких умов тут відбувається вторинне забруднення водних мас важкими металами та іншими розчиненими речовинами, що вивільняються з донних відкладів.

Так, наприклад, в оз. Кирилівському (підгрупа *стариці*) влітку 2016 р, спостерігалася температурна та киснева стратифікація (див. рис. 5.4 та 6.15, *а*). При цьому, у придонному шарі водойми вміст розчиненого у воді кисню знаходився на межі рибогосподарських гранично допустимих концентрацій (4 мг О₂/дм³). В осінній період 2016 р, на глибині 8 м відмічався повний дефіцит кисню (рис. 6.15, *б*), що свідчить про формування анаеробної зони. Необхідно відзначити, що об'єм безкисневих водних мас восени складав 13,5 % від загального об'єму озера.

Якщо середні глибини оз. Кирилівського зменшити до 8 м, об'єм в ньому зменшиться до 1,10 млн м³. При цьому, річний коефіцієнт водообміну збільшиться від 2,58 до 2,98, період водообміну зменшиться від 4,72 до 4,08 місяців (табл. 6.10). За нашими розрахунками при перспективних умовах в озері посиляться процеси зовнішнього водообміну. Так, період водообміну

зменшиться на 20 діб від сучасного стану. Зменшення максимальних глибин може значно покращити внутрішньоводоймові процеси та гідрофізичні умови.

Таблиця 6.10.

Існуючі та перспективні характеристики зовнішнього водообміну оз. Кирилівського

| Стан | Максимальна глибина, м | Об'єм водойми, млн м ³ | Середня величина прибуткової та витратної частин водного балансу, млн м ³ | Річний коефіцієнт водообміну, разів | Період водообміну, місяці |
|---------------|------------------------|-----------------------------------|--|-------------------------------------|---------------------------|
| Сучасний | 15,6 | 1,32 | 3,40 | 2,58 | 4,72 |
| Перспективний | 8,0 | 1,10 | 3,40 | 2,98 | 4,08 |

Діяльність людини є потужним фактором, що обумовлює зміну характеру внутрішньоводоймових процесів. Перерозподіл внутрішньорічного стоку, зменшення швидкостей течії та мутності води, надходження у воду біогенних речовин тощо, сприяють інтенсивному розвитку вищої водної рослинності, що є одним із індикаторів евтрофування водойм. При цьому, вища водна рослинність в деякій мірі впливає на гідродинамічний режим водойм. Так, найбільші швидкості води в угрупованнях вищої водної рослинності спостерігаються у заростях рдеста блискучого, найменші – в заростях латаття білого та рогозу вузьколистого. Швидкість течії у заростях рослинності з плаваючим листям значно менша, ніж в інших заростях. Це пояснюється тим, що значні скупчення цих рослин формуються тільки у застійних зонах, часто під прикриттям видів-едифікаторів – очерету та рогозу [97]. Відповідні процеси відмічаються у Горіхуватських ставках (підгрупа *ставки*) (рис. 6.18).

Так, сумарна площа заростей вищої водної рослинності на акваторії Горіхуватського ставка №1, що зайнята в основному очеретом звичайним (*Phragmites australis*) та рдесником плавучим (*Potamogeton natans*), становить більше 90 %. За ступенем покриття акваторії рослинністю ця водойма відноситься до повністю зарослих (більше 75 %) [97]. При цьому на ділянках, закритих від вітро-хвильового впливу, де переважає повітряно-водна

рослинність з проектним покриттям більше 70 %, вища водна рослинність в 10–100 разів зменшує водообмін [219].



Рис. 6.18. Заростання вищої водної рослинності акваторії Горіхуватських ставків №1 (а, б), №2 (в) та №3 (з). Фотографії автора навесні 2012 та 2013 роки

Тому, для посилення гідродинамічних процесів у повністю зарослих макрофітами водоймах можливо шляхом розчищення та регулювання їх розвитку на акваторії. Ці заходи включають механічне викошування і вилучення рослинності, заселення рослиноїдних риб. При цьому, виконання цих заходів має бути в межах розумного. Необхідно пам'ятати і про позитивну роль вищої водної рослинності у функціонуванні водних екосистем. Адже, макрофіти є первинною ланкою живлення для гетеротрофних організмів, основним місцем для нересту фітофільних риб, укриттям для молоді риб та зоопланктону. Завдяки своєму розташуванню вздовж берегів макрофіти мають можливість перехоплювати біогени, що надходять з водозбору, та першими освоювати їх з придонного шару літеральної зони [97]. Угрупування повітряно-водної рослинності, затіняючи водну поверхню та поглинаючи біогенні речовини, виступають антагоністами синьозелених водоростей у забезпеченні

поживних речовин, в результаті чого пригнічують їх розвиток і цим усувають процес «цвітіння» води [140].

Результати наукових досліджень свідчать про те, що посилення внутрішньоводоймових процесів позитивно впливає на стан водних екосистем [31; 92]. Ці процеси у водоймах Києва можливо активізувати шляхом встановленням аераційних установок. Так, у місцях дії аераторів локально зростають швидкості течій та посилюються хвильові процеси. Відомо, що зростання швидкості течій призводить до зниження чисельності синьозелених водоростей, які у штильову та сонячну погоду, зазвичай, формують плями «цвітіння» водних мас. Посилення гідродинамічних процесів за допомогою аераторів забезпечує додаткове насичення киснем водних мас, вирівнювання їх за іншими гідрохімічними, гідрофізичними, гідробіологічними характеристиками, сприяє інтенсифікації процесів самоочищення і в цілому покращанню умов функціонування екосистеми водойми. Особливо, це актуально для евтрофних стратифікованих водойм, що характеризуються анаеробними умовами у придонній зоні. Адже, насичення води киснем зменшує десорбцію з донних відкладів важких металів, сполук фосфору та інших речовин.

На нашу думку, аераційні установки необхідно встановлювати на водоймах, що відзначаються слабкою інтенсивністю зовнішнього водообміну та гідродинамічною активністю водних мас. При їх встановленні необхідно враховувати морфометричні та гідрологічні особливості водойми. Вибір аераційних установок має базуватися на складності та тривалості обслуговування, безпеці при їх експлуатації, технічних характеристиках, а також їх ефективності насичення води киснем.

Існує багато різних видів аераторів, що поділяють на гравітаційні або кінетичні (водоспади, пороги та водоскиди), дифузійні (пневматичні), гідродинамічні (турбінні) та механічні [92; 146; 235]. При цьому вирізняються конструкції, у яких поєднуються різні ознаки. За місцем розташування поділяють на поверхневі (фонтани, горизонтальні лопаті, екофлоркси тощо) та придонні (дифузори та інші розпилувачі).

Кінцева концентрація насичення розчиненим киснем водних мас у водних об'єктах за дії аераційних установок залежить також від багатьох факторів, а саме температури води, вихідної концентрації кисню у воді, продукційно-деструкційних процесів, хімічного споживання кисню внаслідок розкладання органічної речовини, гідродинамічного режиму водойми та ін.

З огляду технічних характеристик існуючих аераторів та літературних даних [235], поверхневі аератори (фонтани) забезпечують насичення киснем води від 0,4 до 2,3 кг O_2 /годину, аератори із зануреними у воді гвинтами – 0,8–4,9 кг O_2 /годину, турбінні аератори з розпилювачами – 1,5–1,8 кг O_2 /годину. Аналіз наявних матеріалів свідчить про те, що більш широко розповсюджена пневматична аерація водойм. Наприклад, за рахунок повітря, який подавали по перфорованим трубам на глибину 30–40 м, аерували воду оз. Вульдорф (Лос-Анжелес, США). Його площа становить 900 тис. m^2 , об'єм води – 8,64 млн m^3 . Максимальна глибина озера 24 м. Компресор потужністю 36,8 тис. Вт подавав 6 m^3 O_2 /хвилину. Після безперервної подачі повітря за 40% робочого часу киснева стратифікація була порушена. Покращився санітарний стан озера [321].

Подібні заходи проводилися на озерах Мале Ведмеже та Велике Ведмеже (Московська область) [33]. Перше з них характеризується температурною стратифікацією зі стійким термострибком та формуванням анаеробних умов в гіполіміоні (на глибині від 4 до 8,5 м). Аерацію на озерах проводили в періодичному та безперервному режимах шляхом подачі стисненого повітря через перфоровані гумові труби (довжиною 80 м), прокладені в зоні максимальних глибин на висоті 0,5 м над їх дном. При цьому мінімальна питома витрата повітря на 1 m^3 води становила 0,2 (періодично), максимальна – 1,8 л/ m^3 добу (безперервно). Повна дестратифікація водойм та формування стійкої придонної аеробної зони були досягнуті через два місяці з періоду аерації їх вод.

Необхідно відмітити, що аерація водних мас впливає на деякі гідродинамічні (швидкість течій, коефіцієнт турбулентного перенесення) та гідрохімічні (концентрація біогенних речовин) показники [33]. Наприклад, при роботі аератора з максимальною його витратою повітря в оз. М. Медвежому

формувався течії, однак зона, де швидкість їх перевищувала б фоніві швидкості (4–6 см/с при швидкості вітру до 5 м/с), була відносно невелика (менше 20–25 м від вісі труби). Максимальна швидкість течії на поверхні, що спостерігалася в межах 2 м від вісі труби, дорівнювала 7,5 см/с та експоненціально зменшувалася зі збільшенням відстані. Коефіцієнт турбулентного перенесення в зонах металімніону та гіполімніону від початку до тривалої роботи аератора зріс в 10 разів. При досягненні гомотермії перенесення речовини та тепла відбувалося зі швидкостями, характерними для режиму вільної конвекції.

Динаміка біогенних речовин при аерації водних мас, зокрема фосфору як елемента, лімітуючого розвиток фітопланктону, обумовлена дією двох факторів. Один із них, що сприяє зменшенню виходу фосфатів з донних відкладів, є зростання концентрації розчиненого кисню. Другим фактором є суттєве підвищення температури в гіполімніоні, що зумовлює збільшення вмісту цієї речовини [33].

Згідно з літературними матеріалами, найбільш ефективними у покращенні гідродинамічних процесів та аерації водних мас є механічні аератори. На світовому ринку представлена досить велика кількість таких аераторів, що відзначаються різними технічними характеристиками та функціональними можливостями.

Прикладом механічних аераторів є аератор FLOBULL (рис. 6.19). Принцип його роботи полягає у безперервному затягуванні більш холодної води, виштовхуючи у повітря щільний круговий потік вод у вигляді гриба. При цьому створюється максимальний контакт цих вод з атмосферою. Насичені киснем водні маси розповсюджуються по акваторії водойми, формуючи локальні циркуляції вод. Таким чином, аератор FLOBULL забезпечує перемішування поверхневих та глибоких шарів води. Перевагою цього аератора є можливість його використання у зимовий період, під час якого відмічаються заморні явища.

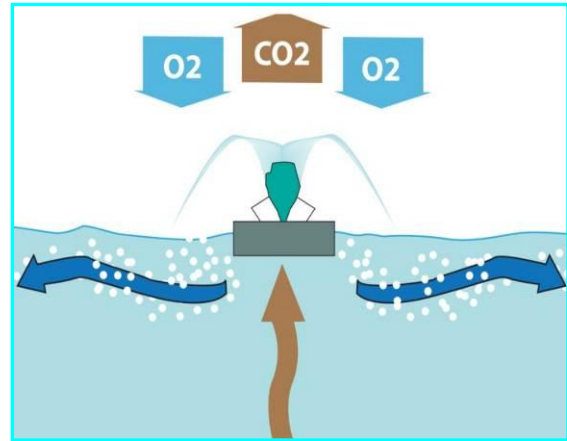


Рис. 6.19. Вигляд аератора FLOBULL [285]

Згідно з технічними характеристиками [285], такого типу аератор забезпечує насичення киснем площі від 100 до 1000 м². Діаметр активної зони при роботі аератора (залежно від моделі) становить 15–44 м. Пропускна спроможність аераторів варіює від 75 до 380 м³/годину. Під час їх роботи забезпечується насичення водних мас киснем від 0,42 до 2,2 кг O₂/ годину.

Встановлення одного такого типу аератора (з максимальною витратою 0,105 м³/с) на акваторії Горіхуватського ставка №2 (підгрупа *ставка*) забезпечить проходження водних мас протягом доби об'ємом 9,1 тис. м³. При безперервній роботі аератора протягом доби умовно відбудеться проходження та насичення киснем водних мас, частка яких становить 80 % від загального об'єму ставка (11,1 тис. м³). Насичення водних мас киснем у цій водоймі відбудеться менше, ніж за 2 доби.

На сьогодні на двох водних об'єктах Києва реалізовано проекти по встановленню аераторів з метою поліпшення їх екологічного стану та інтенсифікації самоочисних процесів. На замовлення комунального підприємства «Плесо», ТОВ «Енерго-Інвест» розроблено та встановлено спеціальну систему аерації водних мас оз. Тельбін (підгрупа *антропогенно змінена водойма*). Ця система складається з 8 локальних аераторів, розміщених через кожні 100 м, з потужною компресорною станцією та фонтаном (рис.

6.20), вздовж берега прокладено трубопровід зі стисненим повітрям [153].

Робота аераторів виконується у весняно-осінній період.



Рис. 6.20. Сучасний вигляд оз. Тельбін. Літо 2017 р. [153]

Біля кожного аератора встановлено датчики контролю показників вмісту розчиненого у воді кисню, водневого показника (рН), температури та мутності води. На основі вимірних показників проводиться подальше автоматичне занурення аераторів по глибині з метою насичення водної товщі [153]. Відмітимо, що максимальна глибина водойми становить 11 м.

Згідно з інформацією ТОВ «Енерго-Інвест», після запуску аераційних установок вже відмічаються позитивні зміни в стані оз. Тельбін. За спостереженнями науковців, за перший місяць їх роботи вдалось максимально відстрочити початок періоду «цвітіння» води синьозеленими водоростями, нормалізувати рівень рН, вирівняти температуру та збільшити товщу насиченим киснем поверхневого шару води від 2 до 5 м [153].

На Русанівському каналі (підгрупа затоки) відновлено роботу фонтанів, що були замінені на нові світломузикальні фонтани протягом 2016–2017 рр. (рис. 6.21). На сьогодні їх нараховується 12. Вага кожного фонтану становить більше 2 тон. Глибина занурення фонтанів 2,80 м. У кожному з них працюють 5

насосів, 5 перетворювачів частоти, 20 світильників та 16 периферійних форсунок. Максимальна висота струменів досягає 35 метрів [154].



Рис. 6.21. Встановлення світломузикального фонтану на Русанівському каналі [74]

Не менш важливим заходом регулювання гідрологічних умов є зниження токсичної дії забруднених донних ґрунтів, який можливо проводити шляхом виїмки або захоронення (екранування) донних відкладів. Внаслідок значного забруднення поверхневого шару донних ґрунтів проводять їх виїмку. Вилучення донних відкладів з водойм здійснюють механічним способом за допомогою бульдозера після просушення дна або земснаряду на воді [146]. На ділянках водойм, де вилучення забруднених ґрунтів не можливе, рекомендується екранування дна – присипання донних відкладів шаром чистого піску, глини або сорбуючого матеріалу товщиною 15–30 см. Ці заходи проводять для запобігання вивільнення біогенних та забруднювальних речовин з донних відкладів.

Як відмічалось у підрозділі 5.4, у донних відкладах більшості водойм Києва відмічаються значні концентрації нафтопродуктів, важких металів та інших забруднювальних речовин. Виконання вищезазначених заходів на міських водоймах сприятиме припиненню процесів вторинного забруднення водних мас за рахунок донних відкладів та їх замулення.

При виконанні комплексу заходів на міських водоймах важливим водоохоронним заходом також є проведення адміністративно-господарського контролю [144]. Його суть полягає у регламентації та контролі промислових скидів за рибогосподарськими нормативами гранично-допустимими

концентраціями забруднювальних речовин; діючому контролю державних природоохоронних органів за виконанням природоохоронного режиму водойм; винесенні меж земель водного фонду в натуру з метою ліквідації на берегах водойм звалищ, садово-городних ділянок, дачних та селітебних забудов без централізованої каналізаційної системи, тощо.

Запропоновані заходи поліпшення стану водойм Києва і якості водного середовища мають комплексний підхід у регулюванні кожного елемента їх гідрологічного режиму, що є визначальними у функціонуванні їх екосистем. При розробці та реалізації цих заходів мають враховуватися гідрологічні особливості кожної водойми окремо.

Висновки до шостого розділу

Результати наших еколого-гідрологічних досліджень дозволили встановити роль елементів гідрологічного режиму у функціонуванні екосистем водойм Києва. Відмічено, що інтенсивний зовнішній водообмін суттєво може впливати на біотичну складову екосистем міських водойм.

Гідродинамічні процеси, що обумовлені переважно вітровою діяльністю, забезпечують досить добру самоочисну спроможність міських водойм. При вітрі середньої швидкості (3 м/с) величина їх динамічної складової самоочисного потенціалу варіює від 4,28 до 7,42.

Динаміка водних мас відіграє вирішальну роль у просторовому розподілі фіто- та зоопланктону й інших гідробіонтів. Встановлено факт цього впливу на кількісні показники фітопланктону та зоопланктону у оз. Видубицькому (підгрупа *затоки*). Відмічено, не менш важливий вплив температурного режиму на абіотичну та біотичну складові водних екосистем, що відзначається сезонними особливостями.

З метою управління станом екосистем водойм Києва нами розроблено модель оцінки зміни ключового показника стану (вміст розчиненого у воді кисню). Результати орієнтовних розрахунків кисневого балансу свідчать про перебіг деструкційних процесів у водоймах.

Розроблено загальний комплекс заходів для поліпшення стану водойм Києва. Вони базуються на регулюванні гідрологічного режиму шляхом проведення меліоративних робіт на водозборах водойм та їх акваторіях.

ВИСНОВКИ

1. Особливістю території м. Києва, розташованій на межі фізико-географічних зон та орографічних областей, є наявність досить розвинутої гідрографічної мережі, яка включає близько 430 водних об'єктів.

2. Для оцінки особливостей гідрологічного режиму водойм Києва, як одного з провідних абіотичних компонентів водних екосистем, розроблено їх типізацію, в основу якої покладено генетичні ознаки водойм і ступінь антропогенного навантаження. Виділено дві групи міських водойм: – *гідрогенні*, сформовані під впливом природних процесів, та *штучні*, що виникли в результаті антропогенної діяльності. Перша група включає чотири підгрупи водойм: а) *природні, частково змінені*; б) *антропогенно змінені*; в) *стариці* та г) *затоки*. До другої групи відносяться підгрупи *ставки* та *кар'єри*.

3. Для дослідження гідрологічного режиму виділених груп і підгруп водойм Києва використано методологію та методичну базу екологічної гідрології. Основними екологічно значущими елементами гідрологічного режиму всіх водойм є зовнішній водообмін, внутрішньоводоймова динаміка, гідрофізичні властивості водних мас та донних ґрунтів. Проведено оцінку вказаних елементів для кожного типу водойм Києва.

4. Визначено, що найбільш проточними (3,5–21,1 доби) є *затоки*. Їх водообмін зумовлюється прямим гідравлічним зв'язком з Канівським водосховищем. Достатньо високою проточністю (4,1–6,5 місяців) характеризуються водойми підгруп *ставки* та *природні, частково змінені водойми*, деякі *кар'єри*. Малопроточними (період водообміну від 1 до 14 років) є *антропогенно змінені водойми, стариці* та більшість *кар'єрів*.

5. За результатами натурних досліджень, розрахунків та математичного моделювання оцінено екологічно значущі елементи гідродинаміки водойм. Визначено параметри течій, хвиль і коливань рівнів води та оцінено гідродинамічну активність водних мас за різних гідрометеорологічних умов. Швидкість течій у всіх водоймах за середньої швидкості вітри варіює в межах від 1,7 до 2,7 см/с. За сумісної дії стокового та вітрового чинників швидкість

течій зростає до 3–3,5 см/с. З'ясовано, що турбулентне перемішування водних мас у міських водоймах забезпечується поверхневими вітровими хвилями, висота яких становить 4–10 см, довжина – 30–140 см.

Амплітуда сезонних коливань рівня води *гідрогенних* та *штучних водойм*, розміщених у заплаві Дніпра, становить від 1,6 до 2,8 м. Внутрішньодобові коливання рівня в затоках, зумовлені нерівномірними попусками Київської ГЕС, сягають 0,05–1,00 м.

6. За гідрофізичними властивостями водних мас та донних ґрунтів водойми Києва досить неоднорідні. Особливістю антропогенно поглиблених водойм є формування в літній період прямої температурної стратифікації. За отриманими натурними даними, найбільший градієнт температури в метровому шарі води *гідрогенних водойм* становив 11 °С/м. Більшість мілких водойм характеризується переважанням гомотермії протягом більшої частини вегетаційного періоду.

Прозорість води має широкий діапазон – від 0,30 до 3,50 м. Колір води змінюється в межах XI–XX поділок стандартної шкали. Вміст у воді завислих речовин коливається в межах від 0,5 до 12,0 мг/дм³. Частка органічної складової становить до 80–95%. Ґрунти прибережних ділянок більшості водойм представлені піском (0,1–0,5 мм), центральних – мулом (0,01–0,10 мм).

7. Встановлено закономірності впливу гідрологічних умов на абіотичні та біотичні компоненти екосистем водойм Києва. Так визначено, що зовнішній водообмін є провідним чинником формування стану екосистем кожної із водойм. Кількісно оцінено роль динаміки вод у самоочищенні водойм та її вплив на розподіл гідробіонтів. Встановлено тісну залежність показників фітопланктону від температурного режиму.

8. Автором адаптовано існуючу математичну модель оцінки стану екосистем за ключовим показником (вмістом розчиненого у воді кисню) для водойм Києва. Результати контрольних розрахунків підтверджені матеріалами натурних спостережень на оз. Кирилівському.

9. Розроблено комплекс заходів із поліпшення стану водойм Києва шляхом регулювання екологічно значущих елементів гідрологічного режиму.

Він включає припинення або обмеження забруднення вод; штучне посилення зовнішнього водообміну; активізацію внутрішньоводоймових гідродинамічних процесів (зміна морфометрії, розчищення акваторій від заростей макрофітів, встановлення аераційних установок); зниження токсичної дії забруднених донних ґрунтів шляхом їх виїмки або захоронення.

Запропоновані рекомендації можуть бути використані при розробці техніко-економічних обґрунтувань та проектів покращання екологічного стану водойм Києва.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Абіотичні компоненти екосистеми Київського водосховища / В. М. Тімченко, П. М. Линник, О. П. Холодько та ін. – Київ: ЛОГОС, 2013. – 60 с.
2. Абросов В. Н. Термическая классификация смешанных озер умеренных широт / В. Н. Абросов // Природа и хозяйственное использование озер. – Псков : 1971. – С. 3–5.
3. Адаменко В. Н. Радиационный режим и оптические свойства озер / В. Н. Адаменко, К. Я. Кондратьев, Д. В. Поздняков, Л. В. Чехин. – Ленинград : Гидрометеиздат, 1991. – 300 с.
4. Акімова О.Р. Літологічна характеристика і геохімічний розподіл важких металів у поверхневих водах і донних відкладах Київського мегаполісу / О.Р. Акімова, І.В. Кураєва, К.С. Злобіна // Екологія і природокористування. – 2013. – Випуск 17. – С. 98–104.
5. Алекин О. А. Основы гидрохимии / О. А. Алекин – Ленинград : Изд-во Гидрометеиздат, 1970. – 444 с.
6. Алексеевский Н. И. Тенденции развития гидрологии / Н. И. Алексеевский // Вестник Московского университета, 1998. – Серия 5. География, № 4. – С. 49–54.
7. Аналітична хімія поверхневих вод / Б. Й. Набиванець, В. І. Осадчий, Н. М. Осадча, Ю. Б. Набиванець. – К. : Наукова думка, 2007 – 456 с.
8. Андроникова И. Н. Биологические черты гумифицированных озер умеренной зоны СССР / И. Н. Андроникова // Вопросы современной лимнологии. – Ленинград : 1973. – С. 159–182.
9. Анучин А. Н. Верхневолжские озера и верховья Западной Двины / А. Н. Анучин // Труды экспедиции для исследования источников главнейших рек Европейской России. Под ред. А. А. Тилло. – Москва : 1897. – 156 с.
10. Арсан О. М. Еколого-токсикологічна характеристика водойм та водотоків міської зони Києва / О. М. Арсан, Ю. М. Ситник, П. Д. Клоченко та

ін. // Наук. записки Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія : Біологія. – 2005. – 3(26). – С. 16–18.

11. Афанасьев С. А. Санитарно-гидробиологическое состояние озер и заливов жилого массива Оболонь г. Киева / С. А. Афанасьев, М. П. Колесник, Т. В. Давиденко и др. // Гидроэкологические проблемы внутренних водоемов Украины : Сб. науч. тр. – Киев : 1991. – С. 98–109.

12. Афанасьев С. А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоемов г. Киева / С. А. Афанасьев // Вестник экологии. – 1996. – № 1–2. – С. 112–118.

13. Баклановская В. Ф. Численная нестационарная модель течений в Северном Каспии / В. Ф. Баклановская, А. С. Блатов, А. Н. Косарев и др. // Водные ресурсы. – 1985. – № 6. – С. 91–97.

14. Баранов И. В. Лимнологические типы озер СССР / И. В. Баранов. – Ленинград : 1962. – 226 с.

15. Барщевский Н. Е. Рельеф территории Киева и проблемы экологии / Н. Е. Барщевский, Р. П. Купраш // Геологический журнал. – 1991. – №2. – С. 3–14.

16. Батог С. В. Визначення інтегрального показника стану екосистем водойм м. Києва / Мат. IV Наук.-практ. конф. молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» / Батог С.В. – Київ : 2017. – С. 9–11.

17. Батог С. В. Гідродинамічна характеристика водойм м. Києва / С. В. Батог // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – Київ, 2015. – Т. 2 (37). – С. 55–68.

18. Батог С. В. Гідрофізичні характеристики водних мас водойм м. Києва / С. В. Батог // Мат. III наук.-практ. конф. молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» – Київ : 2016. – С. 9–11.

19. Батог С. В. Розвиток еколого-гідрологічних досліджень в Україні та за кордоном / Мат. всеукр. конф. молодих вчених «Метеорологія, гідрологія,

моніторинг довкілля в контексті екологічних викликів сьогодення» / Батог С.В. – Київ : 2016. –С. 7–9.

20. Безруков П.Л. Классификация осадков современных морских водоемов / П.Л. Безруков, А.П. Лисицына // Тр. Ин-та океанологии АН СССР. – 1960. – Т. 32. – С. 3–14.

21. Белінг Д. О. Розміщення молоді риб по дніпровських заплавах водоймах / Д. О. Белінг // Тр. ін-ту гідробіол. – Київ : 1934. – №7.

22. Белов В. П. Расчет уровня и течений Днепро-Бугского лимана при естественном и зарегулированном водообмене с Черным морем / В. П. Белов, Ю. Г. Филиппов // Тр. гос. океанографического ин-та. – Москва, 1986. – № 168. – С. 32–35.

23. Бискэ Г. С. Генетическая классификация озерных котловин Карелии / Г. С. Бискэ, А. Д. Лукашов // Режим озер. – Вильнюс : 1970. – Т. 2. – С. 258–274.

24. Блакитні плеса Києва : Фотоальбом. / В. І. Вишневецький, М. С. Щепець. – Київ : Інтерпрес ЛТД, 2006. – 21 с.

25. Богданов В. В. Морфологические типы озер и их роль во взаимоотношении лимнических и терригенных факторов в озерном круговороте / В. В. Богданов // Проблемы региональной лимнологии. – Иркутск : 1979. – С. 3–20.

26. Богословский Б. Б. Водный баланс и термика озер и водохранилищ / Б. Б. Богословский. – Ленинград : Изд-во ЛГМИ, 1979. – 72 с.

27. Богословский Б. Б. Общая гидрология (гидрология суши) / Б. Б. Богословский, А. А. Самохин, К. Е. Иванов, Д. П. Соколов – Ленинград : Гидрометеиздат, 1984. – 423 с.

28. Богословский Б. Б. Внешний водообмен водоемов и некоторые особенности водных масс пресных озер / Б. Б. Богословский // Тр. Всесоюз. симпозиума по основным проблемам озер. – Вильнюс, 1970. – Т. 1. – С. 237–258.

29. Брагинский Л. П. «Пятна цветения», нагонные массы, выбросы синезеленых водорослей и происходящие в них процессы / Л. П. Брагинский, В. Д. Береза, И. М. Величко и др. // «Цветения» воды. – Киев, 1968. – С. 92–149.
30. Браславский А. П. Нормы испарения с поверхности водохранилищ / А. П. Браславский, З. А. Викулина – Л.: Гидрометеиздат, 1954. – 212 с.
31. Бреховских В.Ф. Влияние искусственной аэрации на внутриводоемные процессы в стратифицированном озере / В.Ф. Бреховских, И.А. Корнеев // Гидробиологический журнал. – 1984. – Т. 20, №1. – С. 69–76.
32. Бульон В. В. Первичная продукция планктона и классификация озер / В. В. Бульон // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. – Ленинград : 1987. – С. 45–51.
33. Буторин Н. В. Горизонтальная циркуляция вод в Рыбинском водохранилище и возможные ее изменения при перераспределении стока / Н. В. Буторин, А. С. Литвинов, И. Ф. Фомичев, С. А. Поддубный // Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. – Ленинград : Наука, 1981. – С. 150–167.
34. Валяшко М. Г. Основные химические типы вод и их формирование / М. Г. Валяшко // Доклады АН СССР. – 1955. – Т. 102, № 2. – С. 315–318.
35. Верещагин Г. Ю. Методы морфометрической характеристики озер / Г. Ю. Верещагин // Тр. Олонецкой научной экспедиции. – Ленинград : 1930. – Ч. 2, вып. 1 – 116 с.
36. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов / Г. Г. Винберг/ – Минск : Изд-во АН БССР, 1960. – 328 с.
37. Винников С. Д. Гидрофизика (физика вод суши). / С. Д. Винников Б. В. Проскуряков – Ленинград: Гидрометиздат, 1988. – 248 с.
38. Водний фонд України: Штучні водойми – водосховища і ставки: Довідник / [В.В. Гребінь, В.К. Хільчевський, В.А. Сташук, О.В. Чунар'юв, О.Є. Ярошевич] / За ред. В.К. Хільчевського, В.В. Гребеня. – К. : «Інтер-прес ЛТД», 2014. – 164 с.
39. Водні ресурси : Гідрографічна мережа. Озера. Штучні водойми. Водоводи. – Режим доступу : www.kyivvodresursiv.kiev.ua/menus/view/67

40. Галкин Л. М. Об одной возможной классификации водоемов / Л. М. Галкин // Тр. Лимнол. ин-та СО АН СССР. – Л. : 1970. – Т. 14 (34). – С. 169–178.
41. Герд С. В. Влияние болотных вод на фауну и флору озер / С. В. Герд // Учен. зап. Карельск. пед. ин-та. – 1961. – Т. 11, вып. 2. – С. 3–14.
42. Гідробіологічні дослідження континентальних водойм в Національній академії наук України (до 90-річчя НАН України) / за ред. В. Д. Романенка. – Київ : «СПД Москаленко О. М.», 2008. – 264 с.
43. Голдина Л. П. Летний термический режим тундровых озер / Л. П. Голдина. – Изд-во. ВГО : 1965. – Т. 97, вып. 4. – С. 364–370.
44. Головки Т.В. Особенности функционирования бактериопланктона верхнего участка Каневского водохранилища на современном этапе его существования / Т.В. Головки, В.М. Якушин, Н.И. Тронько // Гидробиологический журнал. – 2010. – Т. 46, №5. – С. 90–101.
45. Голуб О. О. Сучасний видовий склад іхтіофауни деяких озер міста Києва / О. О. Голуб, Ю. М. Ситник, В. А. Кундієв // Рибне господарство. – 2004. – Вип. 43. – С.43–45.
46. Гомля Л. М. Прибережно-водні макрофіти, як показник екологічного стану водойм / Л. М. Гомля, Л. Г. Оляницька // Екологічні проблеми та шляхи їх вирішенням. – Київ : 2002. – С. 122–128.
47. Григорьев С. В. Опыт гидрологической типологии озер Латвийской ССР / С. В. Григорьев // Рыбное хозяйство внутренних водоемов Латвийской ССР. – П. – Рига: 1958. – С. 245–248.
48. Гуляева О. А. Эколого-гидрологическая характеристика водохранилищ Днестровского энергетического комплекса / О. А. Гуляева // Гидробиологический журнал. – 2013 – Т. 49, №6. – С. 92–105.
49. Давидов О.А. Влияние антропогенного воздействия на развитие микрофитобентоса водоемов урбанизированной территории / О. А. Давидов, Д. П. Ларионова // Интегроване управління водними ресурсами: Наук. Збірник / Відп. Ред. В.І.Щербак. – К.: ДІА, 2013. – С. 99–104.

50. Дараган С. В. Гідродинамічна характеристика водойм м. Києва / С. В. Дараган // Сучасна гідроекологія : місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем : зб. мат. наук.-практ. конф., присвяченої 75-річному ювілею Інституту гідробіології НАН України – Київ, 2015. – С. 26–27.
51. Дараган С. В. Гідрологічні умови функціонування екосистем водойм Києва / С. В. Дараган // Актуальні проблеми сучасної гідроекології : мат. наук.-практ. конф. для молодих вчених, присвяченої 95-річчю НАН України – Київ, 2013. – С. 24–26.
52. Дараган С. В. Еколого-гідрологічні показники озера Райдужне (Київ) / С. В. Дараган // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Том 2 (23). – С. 75–84.
53. Дараган С. В. Озеро Синє – еколого-гідрологічні характеристики / С. В. Дараган // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Том 3 (24). – С. 145–150.
54. Дараган С. В. Озеро Синє – еколого-гідрологічні характеристики / С. В. Дараган // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : Мат. 5-ої Всеукр. наук. конф. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2011. – С. 78–79.
55. Дараган С. В. Проточність водойм м. Києва / С. В. Дараган // Мат. VI Всеукр. наук. конф. з міжнар. участю «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології» – Дніпропетровськ : ТОВ «Акцент ПП», 2014. – С. 86–88.
56. Дараган С. В. Еколого-гідрологічні дослідження озера Редьчине (Київ) / С. В. Дараган // Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решения: Мат. III научн. конф. – Херсон, ПП Вишемирский В.С., 2012.– С. 332–336.
57. Дараган С. В. Эколого-гидрологическая характеристика Палладинских прудов (г. Киев – Урочище Феофания) // Географические и геоэкологические исследования в Украине и сопредельных территориях : сборник научных статей / под общ. ред. Б. А. Вахрушева. – Симферополь : ДИАЙПИ, 2013. – Т. 1. – С. 32–36.
58. Даценко Ю. С. Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты / Ю.С. Даценко. – Москва: ГЕОС, 2007. – 252 с.

59. Демчишин М. Г. Геологическая среда Киева / М. Г. Демчишин // Геологический журнал. – 1991. – №2. – С. 14–24.
60. Долгов Г. И. Морфология водохранилища как фактор зарастания макрофитами и цветения воды / Г. И. Долгов // Памяти акад. С.А. Зернова. – М.–Л. : 1948. – С. 115–131.
61. Домрачев П. Ф. К вопросу о классификации озер Сев. Зап. Края / П. Ф. Домрачев // Изд-во. ГГИ. – 1922. – Вып. 4, №5. – С. 1–43.
62. Дубняк С. С. Деякі проблеми еколого-гідроморфологічного зонування урбанізованих водойм (на прикладі озера Видубицького в м. Києві) / С. С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. збірник. – Київ: ВГЛ „Обрії”. – 2009 б. – Т.16. – С. 35–49.
63. Дубняк С. С. Еколого-гідроморфологічний аналіз умов та наслідків підвищення рівня ґрунтових і поверхневих вод в районі оз. Вирлиця в м. Києві / С. С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2009. – Т. 17. – С. 62–76.
64. Дубняк С. С. Оцінка водного режиму і пропускної здатності верхньої ділянки Канівського водосховища в умовах інтенсивної урбанізації // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2004. – Том 6. – С. 145–158.
65. Екологічний стан водних об'єктів урбанізованих територій. Китаївські ставки / [П.М. Линник, В.А. Жежеря, С.В. Батог та ін.] – Ін-т гідробіології НАН України. Київ : Логос, 2015. – 76 с.
66. Екологічний стан водойм м. Києва : [відп. ред. В. А. Кундієв]. – Київ : Фітосоціоцентр, 2005. – 219 с.
67. Екологічний стан київських водойм / [Афанасьєва О. А., Багацька Т. С., Оляницька Л. Г. та ін.]. – Київ : Фітосоціоцентр, 2010. – 256 с.
68. Екологічний стан урбанізованих заплавних водойм. Затока Берковщина / [Тімченко В. М., Линник П. М., Щербак В. І. та ін.] – Київ : Ін-т гідробіології НАН України, 2009. – 68 с.
69. Екологічний стан урбанізованих заплавних водойм. Затока Осокорки / [Тімченко В. М., Линник П. М., Щербак В. І. та ін.] – Київ : Ін-т гідробіології НАН України, 2011. – 76 с.

70. Екологічний стан урбанізованих заплавних водойм. Озеро Видубицьке / [Тімченко В. М., Линник П. М., Щербак В. І. та ін.] – Київ : Ін-т гідробіології НАН України, 2007. – 64 с.
71. Екологічний стан урбанізованих заплавних водойм. Стеблівський лиман / [Алексенко Т. Л., Овечко С. В. Коржов Є.І. та ін.] – Київ : 2011 – 48 с.
72. Екологічні проблеми київських водойм і прилеглих територій / О. В. Романенко, О.М. Арсан, Л.С. Кіпніс, Ю.М. Ситник. – Київ: Наукова думка, 2015. – 300 с.
73. Екологія Голосіївського лісу. Монографія. – Київ: Фенікс, 2007. – 336 с.
74. Енерго-Інвест – офіційна сторінка в facebook [Веб-сайт]: – Режим доступу: <https://www.facebook.com/pg/EI2005/posts/>
75. Ефремова Т. В. Оценка водообмена Петрозаводской губы с Онежским озером / Т. В. Ефремова, Н. И. Пальшин // Исследование водных ресурсов Карелии. – Петрозаводск, 1989. – С. 21–25.
76. Жадин В. И. Реки, озера и водохранилища / В. И. Жадин, С. В. Герд. – Москва : 1961. – 597 с.
77. Жаков Л. А. Озерные ихтиоценозы Северо-Запада СССР: (Формирование, структура, моделирование): Автореф. дис. докт. биол. наук. – Ленинград : 1979. – 31 с.
78. Жежеря В.А. Гідроекологічна характеристика озер системи Опечень (м. Київ) / В. А. Жежеря, Г.М. Задорожна, С. В. Батог, Т.П. Жежеря // Мат. III наук.-практ. конф. молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем». – Київ : 2016. – С. 20–23.
79. Жежеря В. А. Гідролого-гідрохімічна характеристика Китаївських ставків (м. Київ) / В. А. Жежеря, С. В. Батог, П. М. Линник, Т. П. Жежеря // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2015. – Вип. 267. – С. 64–81.
80. Жива Україна / [гол. ред. Я. Мовчан, відп. ред. А. Олешко]. – Київ : 2009. – № 1–2 (116–117). – 24 с.

81. Загальна гідрологія: підручник / В. К. Хільчевський, О. Г. Ободовський, В. В. Гребінь та ін. – К.: Видав.-поліграф. центр «Київський університет», 2008. – 399 с
82. Задорожна Г.М. Особливості розвитку фітопланктону верхньої частини Канівського водосховища в лотичних і лентичних умовах : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спец. 03.00.17 «Гідробіологія» / Г.М. Задорожна. – Київ, 2016. – 21 с.
83. Захаренков И. С. О лимнологической классификации озер Белоруссии / И. С. Захаренков // Биологические основы рыбного хозяйства на внутренних водоемах Прибалтики. – Минск : 1964. – С. 175–177.
84. Зеров К. К. Вища водяна рослинність заплавних водойм Верхнього і Середнього Дніпра / К. К. Зеров // Тр. гідробіол. станції. – Київ : 1941. – № 20. – С. 83–112.
85. Зинова А. Д. Сравнительная характеристика исследованных озерно-речных систем Монче- и Волчьей тундры / А. Д. Зинова, А. А. Нагель // Мат. Мончезерской лимнол-ой эксп. – Ленинград : 1935. – С. 113–132.
86. Знаменский В. А. Влияние водообмена и особенностей динамики водоемов на распределение и трансформацию растворенных химических веществ в водохранилищах / В. А. Знаменский // Тр. гос-го гидрол. ин-та. – 1981 – Вып. 274. – С. 86–99.
87. Знаменский В. А. Гидрологические процессы и их роль в формировании качества воды / В. А. Знаменский. – Ленинград : Гидрометеиздат, 1981 – 248 с.
88. Зубенко И. Б. Особенности миграции хрома в водоемах в анаэробных условиях (на примере озера Тельбин) / И. Б. Зубенко, П. Н. Линник // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т. 14. – С. 186–191.
89. Иванов П. В. Классификация озер мира по величине и по их средней глубине / П. В. Иванов // Бюллетень ЛГУ, 1949. – № 21. – С. 29–36.
90. Иванова Т. А. Опыт экспериментального изучения турбулентной диффузии в море методом источников / Т. А. Иванова // Исследование по

проблеме океан-атмосфера. – Ленинград : Изд-во Ленингр. ун-та, 1967. – С. 182–188.

91. Иванова И. Ю. Высшая водная растительность водоемов г. Киева / И. Ю. Иванова, Г. В. Харченко, П. Д. Клоченко // Гидробиологический журнал – 2007. – Т. 43, №1. – С. 38–58.

92. Искусственная аэрация природных вод / А.К. Рябов, Л.А. Сиренко. – Киев : Наук. думка, 1982. – 204 с.

93. Іванечко Я.С. Компонентний склад розчинених органічних речовин у воді верхнього Китаївського ставу та його сезонні зміни / Я.С. Іванечко, П.М. Линник, В.А. Жежеря, Р.П. Линник // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. зб. – 2013. – Т.1 (28). – С. 89–98.

94. Иванова И. Ю. Флора і рослинність водойм м. Києва / И. Ю. Иванова, П. Д. Клоченко, Г.В. Харченко // Наук. зап. Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія : Біологія. – 2007. – 1 (31). – С. 37–46.

95. Ігнатенко І. І. Вміст і форми знаходження молібдену у воді верхньої ділянки Канівського водосховища та деяких озер м. Києва / І. І. Ігнатенко, П. М. Линник // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т. 14. – С. 157–164.

96. Ільїн Л. В. Лімнокомплекси Українського Полісся: Монографія: У 2-х т. Т. 1. Природничо-географічні основи дослідження та регіональні закономірності / за ред. В. М. Пашенка. – Луцьк : РВВ «Вежа» Волин. нац. ун-ту ім. Лесі Українки, 2008. – 316 с.

97. Казмирук В. Д. Зарастающие водотоки и водоемы: динамические процессы формирования донных отложений. / В. Д. Казмирук, Т. Н. Казмирук, В. Ф. Бреховских. – Москва : Наука, 2004. – 310 с.

98. Калинин В. М. Экологическая гидрология. Учебное пособие / В. М. Калинин – Тюмень: Изд-во ТюмГУ, 2008. – 148 с.

99. Калинина Л. А. Соотношение макрокомпонентов «системы углерода» как критерий равновесия продукционно-деструкционных процессов в озерах / Л. А. Калинина, Э. А. Румянцева // Антропогенное воздействие на малые озера. – Ленинград : Наука., 1980. – С. 37–42.

100. Караушев А. В. Внешний водообмен и формирование качества воды в озерах и водохранилищах / А. В. Караушев // Тр. гос-го гидрол. ин-та. – 1978. – Вып. 249. – С. 76–84.
101. Київ як екологічна система: природа-людина-виробництво-екологія / [Стецюк В., Романчик С., Щур Ю. та ін.] – Київ : Центр екологічної освіти та інформації, 2001 – 259 с.
102. Китаев С. П. Термические классификации озер мира / С. П. Китаев // Водные ресурсы. – 1978. № 1. – С. 97–103.
103. Китаев С. П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон / С. П. Китаев. – Москва : 1984. – 207 с.
104. Китаев С. П. О соотношении прозрачности воды и средней глубины и о влиянии этого фактора на летнюю биомассу зоопланктона и бентоса / С. П. Китаев // Биол. ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Карелии. – Петрозаводск : 1968. – С. 55–56.
105. Китаев С. П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов / С. П. Китаев. – Петрозаводск : 2007. – 395 с.
106. Кіпніс Л. С. Біотестування якості води озер міської зони Києва / Л. С. Кіпніс, Ю. М. Ситник, І. М. Коновець // Наук. зап. Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія : Біологія. – № 3 (14). Спец. вип.: Гідроекологія. – 2001. – С. 198 – 200.
107. Кленус В. Г. Накопичення радіонуклідів молюсками замкнутих водойм Києва / В. Г. Кленус, О. Є. Каглян, В. В. Беляєв, Ю. М. Ситник // Еколого-функціональні та фауністичні аспекти дослідження молюсків, їх роль у біоіндикації стану навколишнього середовища. – Житомир: Волинь, 2004. – С. 76–78.
108. Кленус В. Г. Радіоекологічне вивчення водойм міської зони Києва / В. Г. Кленус, Ю. М. Ситник, О. Є. Каглян та ін. // Наук. записки Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія : Біологія. – № 4 (15). Спец. вип. : Гідроекологія. – 2001. – С. 17–18.

109. Клімат Києва / за ред. В. І. Осадчого, О. О. Косовця, В. М. Бабіченко. – Укр. наук.-досл. гідрометеор. ін-т, Центральна геофізична обсерваторія. – Київ: Ніка-Центр, 2010. – 320 с.

110. Клоченко П. Д. Накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr высшими водными растениями и фитозеифитомом в водоемах урбанизированных территорий / П. Д. Клоченко, Г. В. Харченко, В. Г. Кленус, А. Е. Каглян, Т. Ф. Шевченко // Гидробиологический журнал. – 2007 – Т. 43, № 5. – С. 51–63.

111. Клоченко П.Д. Деякі особливості хіміко-біологічного стану водойм м. Києва / П.Д. Клоченко, В.О. Медведь, З.Н. Горбунова // Природничий альманах. Серія: Біол. науки. Вип. 5. – Херсон: "Персей", 2004. – С. 55–64.

112. Клоченко П.Д. Некоторые особенности накопления тяжелых металлов макрофитами и эифитными ворослями в водоемах урбанизированных территорий / П. Д. Клоченко, Г. В. Харченко, И. Б. Зубенко, Т. Ф. Шевченко // Гидробиологический журнал. – 2007. – 43, № 4. – С. 49–61.

113. Клоченко П. Д. Видовой состав фитопланктона некоторых бессточных озер г. Киева / П. Д. Клоченко, Г. Г. Лилицкая, И. Ю. Иванова // Наук. зап. Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія : Біологія. – 2010. – 1 (42). – С. 120–125.

114. Клоченко П. Д. Особливості екологічного стану Китаївських ставків (Голосієво, м. Київ) / П. Д. Клоченко, П. М. Царенко, З. Н. Горбунова, Г. В. Харченко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2007. – Т. 13. – С. 165–170.

115. Клоченко П. Д. Оцінка екологічного стану безстічних озер м. Києва / П. Д. Клоченко, В. О. Медведь, З. Н. Горбунова та ін. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – 2 (19). – С. 168–174.

116. Клоченко П. Д. Структурная организация фитопланктона и фитозеифитона озер г. Киева / П. Д. Клоченко, Т. Ф. Шевченко, Г. В. Харченко // Гидробиологический журнал. – 2013. – Т. 49, №2. – С. 50–66.

117. Клоченко П. Д. Структурно-функциональная организация фитопланктона в зарослях и на открытых участках озер г. Киева /

П. Д. Клоченко, Т. Ф. Шевченко, Г. В. Харченко // Гидробиологический журнал. – 2015. – Т. 51, №1. – С. 49–65.

118. Кондратьева Н. В. Матеріали до вивчення синьозелених водоростей м. Києва та його околиць / Н. В. Кондратьева // Ботанічний журнал. – 1951. – Т. 8, №1. – С. 71–87.

119. Константинов А. С. Общая гидробиология : Учеб. для студ. биол. спец. вузов – 4-е изд. перераб. и доп. / А. С. Константинов – Москва : Высшая школа – 1986. – 472 с.

120. Коржов Є.І. Гідрологічні умови формування сучасного екологічного стану пониззя Дніпра : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук : спец. 11.00.07 «Гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія» / Є.І. Коржов. – Київ, 2016. – 22 с.

121. Коржов Є.І. Еколого-гідрологічна характеристика Кардашинського лиману в сучасний період / Є.І. Коржов // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2015. – Т. 2 (37) – С. 100–108.

122. Кундиев В. А. Ихтиофауна Голосеевских прудов (г. Киева) / В. А. Кундиев, Ю. М. Сытник, П. Г. Шевченко и др. // Гидробиологический журнал. – 2006. – Т. 42, № 6. – С. 41–46.

123. Курило С. М. Содержание хлорорганических соединений водотоках г. Киева / С. М. Курило, М. Хоффманн, А. А. Куницкая // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т. 11. – С. 272–276.

124. Лабзовский Н. А. Турбулентная диффузия в озерах / Н. А. Лабзовский // Изменчивость гидрофизических полей в озерах. – Л.: Наука, 1978. – С. 117–146.

125. Лаврик В. И. Экологическая емкость и ее количественная оценка / В. И. Лаврик, А. И. Мережко, Л. А. Сиренко, В. М. Тимченко // Гидробиологический журнал. – 1991. – 27, №3. – С. 13–23.

126. Ларіонова Д.П. Масові види мікрофітобентосу оз. Редькіно (м. Київ) / Д. П. Ларіонова, О. А. Давидов // Матеріали VI Всеукраїнської наукової конференції з міжнародною участю «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології» – Дніпропетровськ : ТОВ «Акцент ПП», 2014. – С. 169–171.

127. Линник П.Н. Гумусовые вещества в воде днепровских водохранилищ // П. Н. Линник, Б.И. Набиванец, Т.А. Васильчук, Н.В. Болелая // Гидробиологический журнал – 1995. – 31, №2. – С. 74–81.

128. Линник П. Н. Миграция химических элементов в системе «донные отложения–вода» поверхностных водоемов при воздействии различных факторов среды / П. Н. Линник, В. А. Жежеря, Т. П. Жежеря / Экологическая химия. –Т. 25 (4). – 2016. – С. 223–241.

129. Линник П. Н. Особенности распределения алюминия среди сосуществующих форм в поверхностных водоемах разного типа / П. Н. Линник, В. А. Жежеря // Гидробиологический журнал. – 2009. – Т. 45, № 6. — С. 92–109.

130. Линник П. Н. Растворенные углеводы в поверхностных водных объектах Украины / П. Н. Линник, Я. С. Иванечко // Гидробиологический журнал. – 2014. – Т. 50, №4. – С. 97–119.

131. Лукашев Д. В. Мониторинг загрязнения тяжелыми металлами экосистемы Днепра в пределах г. Киева с помощью пресноводных моллюсков / Д. В. Лукашев // Гидробиологический журнал. – 2006. – Т. 42, №1. – С. 86–98.

132. Лукашенко Н. С. Антропогенне порушення морфометрії як фактор зміни термічних умов функціонування екосистем придаткових водойм річкової ділянки канівського водосховища / Лукашенко Н. С. // Озера та штучні водойми України: сучасний стан й антропогенні зміни: мат. I Міжнар. наук.-практ. конф. – Луцьк: РВВ «Вежа» Волин. нац. ун-ту ім. Лесі Українки, 2008. – С. 159–161.

133. Луховицкий О. Л. Изменчивость циркуляции вод Ладожского озера / О. Л. Луховицкий, В. С. Титов, Н. Н. Филатов // Изменчивость гидрофизических полей в озерах. – Ленинград : Наука, 1978. – С. 147–162.

134. Майстренко Ю. Г. Органическое вещество воды и донных отложений рек и водоемов Украины / Ю. Г. Майстренко. – Киев : Наук. Думка, 1965. – 241 с.

135. Малі річки Києва : Наук. вид. / В. І. Вишневецький. – Київ : Інтерпрес ЛТД, 2013. – 84 с.

136. Марковский Ю. М. Морфологічні особливості заплавної водойми околиць заповідника «Гористе» / Ю. М. Марковский // Тр. гідробіол. станції. – Київ, 1939. – № 17. – С. 39–84.
137. Матчинська С. Ф. Вплив попусків Київської ГЕС на склад та кількісний розвиток угруповань олігохет верхньої частини Канівського водосховища / С. Ф. Матчинська, Ю. В. Плігін // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2004. – Т. 6. – С. 282–286.
138. Машина В. П. Вплив коливання рівня води на структуру мікро- і мезобентосу київської ділянки Канівського водосховища / В. П. Машина // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2004. – Т. 6. – С. 287–290.
139. Меленчук Г. В. Показники якості водного середовища водойми м. Києва навесні 2010 року / Г. В. Меленчук, С. В. Дараган // Наук. зап. Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія : Біологія. Спец. випуск : Гідроекологія. – 2010. – №2 (43). – С. 350–353.
140. Метейко Т.Я. Метаболиты высших водных растений и их роль в гидробиоценозах (Обзор) // Гидробиологический журнал. – 1981. – Т. 17, № 4. – С. 3–14.
141. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – НАН України Ін-т гідробіології. – Київ: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
142. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін. – К. : ВІОПЛ, 2001. – 48 с.
143. Методика расчета установившихся течений в мелководных морях / Под. ред. Г.В. Еремеевой. – М. : Наука, 1970. – 64 с.
144. Миничева Г. Г. Структура приоритетного экологического менеджмента лиманов северо-западного Причерноморья / Г. Г. Миничева, Е. В. Соколов // Наук. зап. Тернопільського пед. ун-ту імені В. Гнатюка. Серія: біологія. – 2015. – № 3 – 4(64). – С. 446 – 459.

145. Михайлов В. Н. Гидрология: Учебник для вузов / В. Н. Михайлов, А. Д. Добровольский, С. А. Добролюбов. – 2-е изд. испр. – Москва : Высш. шк., 2007. – 463 с.
146. Моисеев Н.Н. Рыбохозяйственная гидротехника с основами мелиорации: учеб. пособие / Н.Н. Моисеев, П.В. Белоусов; Новосиб. гос. аграр. ун-т. – Новосибирск, 2010. – 192 с.
147. Молчанов И. В. Термические типы озер и факторы их опеределяющие / И. В. Молчанов // Тр. II Всесоюз. гидрологического съезда. – Ленинград: 1929.– Ч. 2. – С. 290–297.
148. Монаков А. В. Горизонтальное распределение зоопланктон по данным синхронным съемок / А. В. Монаков, Л. М. Семенова // Тр. Ин-та биологии внутр. вод. АН СССР. – М. ; Л., 1966. – Вып. 12 (15). – С. 56–67.
149. Морозова А. А. Пространственная и временная изменчивость биогених компонентов в озерной екосистемы Тельбин под действием антропогенного фактора / А. А. Морозова // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т. 14. – С. 181–186.
150. Морозова А.А. Абиотические факторы водной среды и их роль в формировании режима и динамики биогенных веществ в замкнутых водоемах / А. А. Морозова // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., Спец. випуск: Гідроекологія. – 2015. – № 3-4 (64). – С. 480–484.
151. Муравлев Г. Г. О размещении и типах озер / Г. Г. Муравлев // Озера Северного Казахстана. – Алма-Ата : 1960. – С. 22–56.
152. Мякишева Н. В. Многокритериальная классификация озер. / Н. В. Мякишева – СПб.: изд. РГГМУ, 2009. –160 с.
153. На озері Тельбін запущена система аерації та фонтан [Веб-сайт]: – Режим доступу: <http://bereznyaki.org/novosty/na-ozeri-telbin-zapushhena-systema-aeratsiyi-ta-fontan/>.
154. На Русанівці запустили третю чергу світло-музичних фонтанів – тепер їх 12 [Веб-сайт]: – Режим доступу: <http://www.energo-invest.com.ua/?p=12488>; <http://project.weekend.today/fountains-rusanovka>.

155. Наставление гидрометеорологическим станциям и постам. Вып. 6. Ч. 1. Гидрометеорологические наблюдения и работы на больших и средних реках. – Ленинград : Гидрометеоздат, 1978. – 384 с.
156. Наставление гидрометеорологическим станциям и постам. Вып. 7. Ч. 1. Гидрометеорологические наблюдения на озерах и водохранилищах (3-е изд-е, переработ. и дополнен.). – Ленинград : Гидрометеоздат, 1973.
157. Новиков Б.И. Донные отложения днепровских водохранилищ / Б.И. Новиков. – Киев : Наук. думка, 1985. – 172 с.
158. Носаль П. Рибне населення оз. Підбірного / П. Носаль // Тр. гідробіол. станції. – 1940. – №19. – С. 135–167.
159. Одрова Т. В. Гидрофизика водоемов суши / Одрова Т. В. – Ленинград : Гидрометеоздат, 1979. – 312 с.
160. Озмидов Р. В. Диффузия примесей в океане / Р. В. Озмидов – Ленинград : Гидрометеоздат, 1986. – 280 с.
161. Оксьюк О. П. Роль песчаного грунта в процессах самоочищения воды от органического вещества / О. П. Оксьюк, Е. П. Плазий, Г. В. Меленчук // Гидробиологический журнал – 2004. – Т. 40, №1. – С. 63–73.
162. Оксьюк О.П. Гидробиологические особенности и оценка трофности пойменных водоемов устьевой области Днепра / О.П. Оксьюк, В.С. Полищук, Л. А. Журавлева и др. // Гидробиологический журнал. – 1991 – Т. 27, № 6. – С. 3–10.
163. Оксьюк О.П. Кислородный баланс Киевского водохранилища в зимний период / О.П. Оксьюк, В.М. Тимченко, В.М. Якушин, П. Н. Линник // Гидробиологический журнал. – 2001. – 37, №3. – С. 10–22.
164. Оксьюк О.П. Микрозообентос как биоиндикатор состояния водных экосистем / О.П. Оксьюк, О. А. Давыдов, Ю. И. Карпезо // Гидробиологический журнал. – 2010. – Т. 46, № 5. – С. 75–89.
165. Оксьюк О.П. Управление качеством воды в каналах / О.П. Оксьюк, Ф.В. Стольберг. – Киев: Наук. думка, 1986. – 176 с.
166. Окубо А. Эмпирическая зависимость коэффициента горизонтальной турбулентной диффузии в океане от масштаба явления /

А. Окубо, Р. В. Озмидов // Изв. АН СССР. Физика атмосферы и океана. – 1970. – Т. 6. – №5. – С. 534–536.

167. Олейник Г. Н. К методике определения деструкции органического вещества в донных отложениях / Г. Н. Олейник, В. М. Якушин // Гидробиологический журнал. – 1989. – Т. 25, №4. – С.83–86.

168. Основные положения плана эксплуатации водохранилищ каскада ГЭС на р. Днепре. – Т. 1. – Харьков. – 1966. – 234 с.

169. Охрана водных ресурсов / [Бородавченко И. И., Зарубаев Н. В., Васильев Ю. С. и др.]. – Москва : Колос, 1979. – 247 с.

170. Павловец И. Н. Гидродинамические особенности грунтовых вод территории Киева/ И. Н. Павловец // Геологический журнал. – 1991. – №2. – С. 69–77.

171. Паламарчук И. К. Грунты дна и их роль в речных водохранилищах // И. К. Паламарчук / Гидробиологический журнал. – 1972 – Т. 8, №1. – С. 118–127.

172. Пашкова О. В. Внутрішньосезонна та внутрішньодобова динаміка пелагічного зоопланктону у верхній частині Канівського водосховища / О. В. Пашкова // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т. 1 (22). – С. 158–165.

173. Пашкова О. В. Вплив попусків Київської ГЕС на стан зоопланктоценозів річкової ділянки Канівської водосховища / О. В. Пашкова, О. Б. Приймак // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : мат. третьої всеукр. наук. конф. – К.: 2006 – С. 186–188.

174. Пашкова О. В. Механизмы и особенности функционирования пелагического зоопланктона равнинного водохранилища (на примере верхней части Каневского водохранилища на р. Днепр) / О. В. Пашкова // Гидробиологический журнал. – 2013. – Т. 49, №5. – С. 34–53.

175. Первухин М. А. О генетической классификации озерных ванн / М. А. Первухин // Землеведение. – 1937. – Т. 39, вып. 6. – С. 526–537.

176. Перфильев Б. В. Изучение заиления водоемов и абсолютная геохронология / Б. В. Перфильев // Известия всесоюз. геогр. общества. – 1952. – Вып. 4. – С. 333–349.
177. Пехович А. И. Расчет термического режима водохранилищ и озер / А. И. Пехович, В. М. Жидких // Тр. IV Всесоюз. гидрол. съезда. – Ленинград : 1976. – Т. 6. – С. 172–185.
178. Пикуш Н. В. Пневматический способ измерения скорости течения воды / Н. В. Пикуш // Гидробиологический журнал. – 1971. – Т. 7, №4. – С. 97–105.
179. Пикуш Н. В. Расчет водообмена и проточности водоемов / Н. В. Пикуш // Гидробиологический журнал. – 1972. – Т. 3, №4. – С. 97–105.
180. Плигин Ю. В. Влияние поверхностного стока на биоту Каневского водохранилища в районе г. Киева и рекомендации по его очистке / Ю. В. Плигин, В. И. Щербак, О. М. Арсан и др. // Экология городов и рекреационных зон. Мат. междунар. научно-практ. конф. 25–26 июня 1998 г., г. Одесса. – Одесса «Астропринт», 1998. – С. 272–277.
181. Поддубный С. А. Влияние горизонтальной циркуляции вод на распределение фитопланктона в Рыбинском водохранилище / С. А. Поддубный, Л. Г. Корнева, Н. М. Минеева // Водные ресурсы. – 1990, № 2. – С. 148–153.
182. Покровская Т. Н. О двух путях эвтрофирования озер / Т. Н. Покровская // Известия АН СССР. Серия география. – 1978. – № 2. – С. 46–53.
183. Поползин А. Г. Озера Обь-Иртышского бассейна / А. Г. Поползин – Новосибирск : 1967. – 350 с.
184. Правила експлуатації водосховищ Дніпровського каскаду / А. В. Яцик, А. І. Томільцева, М. В. Яцик та ін. – Київ: Генеза, 2003. –180 с.
185. Праудмен Дж. Динамическая океанография / Дж. Праудмен. – Москва : Изд-во иностр. лит., 1957. – 417 с.
186. Приймаченко А. Д. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ / А. Д. Приймаченко. – Киев : Наук. думка. – 1981. – 278 с.

187. Природні і штучні біоплато: фундаментальні та прикладні аспекти: / [Романенко В. Д., Крот Ю. Г., Киризій Т. Я. та ін.]; за ред.: Горбань Т. Л., Круківська А. В., Ін-т гідробіології НАН України. – Київ : Наук. думка, 2012. –109 с.

188. Радзимовський Д. О. Матеріали до характеристики фітопланктону заплачних водойм р. Дніпра. Водойми Підбірне і №1 / Д. О. Радзимовський // Тр. гідробіол. станції. – 1939. – №18.– С. 91–146.

189. Ривьер И. К. Особенности функционирования зоопланктонных сообществ водоемов различных типов / И. К. Ривьер // Структура и функционирование пресноводных экосистем. – Л., 1988. – С. 80 – 111.

190. Розенгурт М. Ш. Гидрология и перспективы реконструкции природных ресурсов одесских лиманов / М. Ш. Розенгурт. – Киев : Наук. думка, 1974. – 224 с.

191. Романенко В. Д. Биоиндикация экологического состояния водоемов в черте г. Киева / В. Д. Романенко, А. В. Ляшенко, С. А. Афанасьев, Е. Е. Зорина-Сахарова // Гидробиологический журнал. – 2010. – Т. 46, № 2. – С. 3–24.

192. Романенко В.Д. Гідробіологічний режим водойм міських агломерацій при різному ступені їх антропогенного навантаження / В.Д. Романенко, Ю.Г. Крот, Т.Я. Киризій // Гидробиологический журнал. – 2009. – Т. 45, №4. – С. 3–16.

193. Россолимо Л. Л. Основы типизации и лимнологического районирования / Л. Л. Россолимо // Накопление вещества в озерах.– Москва : Наука, 1964. – С. 5–46.

194. Руководство по расчету элементов гидрологического режима в прибрежной зоне морей и в устьях рек при инженерных изысканиях / Отв. ред. Б. Х. Глуховский. – Москва : – 1973. – 537 с.

195. Румянцева Э. А. Макрокомпоненты «системы углерода» и их динамическая стабильность / Э. А. Румянцева // Антропогенное воздействие на малые озера. – Ленинград : Наука., 1980. – С. 33–37.

196. Ряжин С. В. Температура поверхности пресноводных озер северного полушария в зависимости от географической широты и высоты озера над уровнем моря / С. В. Ряжин // Доклад АН СССР. – 1990. – Т. 312, №1. – С.209–214.
197. Сабанеев П. К. к познанию зоопланктона пойменных водоемов р. Днепра / П. Сабанеев // Тр. гідробіол. станції. – 1936. – №12. – С. 123–163.
198. Савицька О.В. Оцінка ступеня забруднення важкими металами геосистем Голосіївського лісу / О. В. Савицька // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – Т. 2. – С. 771–775.
199. Савицький О. Л. Рослинність водойм м. Києва / О. Л. Савицький, Л. М. Зуб // Український ботанічний журнал. – 1999. – Т. 56, №3. – С. 266–275.
200. Салазкин А. А. Основные типы озер гумидной зоны СССР и их биолого-продукционная характеристика / А. А. Салазкин // Известия ГосНИОРХ. – Ленинград : 1976. – Т. 108. – С. 3–191.
201. Сальдау М. П. Кормовые ресурсы и питание рыб в пресноводных водоемах как факторы, оказывающие влияние на акклиматизацию рыб / М. П. Сальдау // Известия ВНИРОХ. – 1953. – Т. 32. – С. 119–222.
202. Сваричевская З. А. Генезис озерных впадин Казахстана / З. А. Сваричевская // Геоморфология и новейшая тектоника: Учен. зап. ЛГУ. Серия география, 1978. – Вып. 26. – С. 63–77.
203. Семенович Н. И. Лимнологический очерк группы озер Центральной Якутии / Н. И. Семенович // Исслед. озер СССР. – Л. : 1935. – Вып. 8. – С. 7–50.
204. Семенюк Н. Є. Фітопланктон різнотипних водойм м. Києва: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спец. 03.00.17 «Гідробіологія» / Н.Є. Семенюк ; НАН України. Ін-т гідробіології. – К., 2007. – 21 с.
205. Семенюк Н.Є. Особливості часової динаміки фітопланктону різнотипних водойм м. Києва / Н. Є. Семенюк // Вісник Державного агроєкологічного університету. – 2005. – №1 (14). – С. 106–112.
206. Ситник Ю. М. Важкі метали в органах і тканинах риби озера Синє (масив Виноградар, Київ) / Ю. М. Ситник, А. В. Калиновська // Zoocenosis –

2007. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах. Матеріали IV Міжнародної наукової конференції 9–12 жовтня 2007 р., м. Дніпропетровськ. – Дніпропетровськ : Вид-во ДНУ, 2007. – С. 166–169.

207. Сомов М. П. Основы рыбоводной таксации озерных угодий / М. П. Сомов // Известия Отд. рыболовства и науч.-промысл. исслед. – 1920. – Т. 1/2. – С. 131–336.

208. Сорокин И. Н. Внешний водообмен озер СССР / И. Н. Сорокин. – Ленинград : 1988. – 144 с.

209. Состояние экосистемы киевского участка Каневского водохранилища и пути его регулирования / О.П. Окснюк, В.М. Тимченко, О.А. Давыдов и др. – Киев : Институт гидробиологии НАНУ, 1999. – 60 с.

210. Справочник по водным ресурсам / Под. ред. Б. И. Стрельца. – Киев : Урожай, 1987. – 304 с.

211. Справочник по гидравлике / Под ред. В.А. Большакова, – 2-е изд., перераб. и доп. – Киев : Вища шк. Головное изд-во, 1984. – 343 с.

212. Стараст Х. А. Модель прогнозирования уровня трофии и трофического состояния малых озер / Х. А. Стараст, А. Ю. Милиус, А. В. Линдпере и др. // Круговорот вещества и энергии в водоемах. – Иркутск. – 1985. – Вып. 8. – С. 21–22.

213. Степанец К. Энциклопедия киевских рек: антология забытых водотоков города / К. Степанец – Киев : 2014. – 240 с.

214. Стольберг Ф. В. Экология города: Учебник / Ф. В. Стольберга. – Киев : Либра, 2001. – 464 с.

215. Судольский А. С. Динамические явления в водоемах / А. С. Судольский – Ленинград : Гидрометеиздат, 1991. – 262 с.

216. Теоретические вопросы классификации озер / [Смирнова Н. П., Исаченко А. Г., Андроникова И. Н. и др.] – СПб. : 1993. – 186 с.

217. Тимченко В. М. Экологическая гидрология водоемов Украины / В. М. Тимченко – Киев : Наук. думка, 2006. – 383 с.

218. Тимченко В. М. Экологические аспекты водного режима киевского участка Каневского водохранилища / В. М. Тимченко, С. С. Дубняк // Гидробиологический журнал. – 2000. – 36, №3. – С. 57–67.

219. Тимченко В. М. Эколого-гидрологические исследования водоемов северо-западного Причерноморья / В. М. Тимченко – НАН УССР. Ин-т гидробиологии. – Киев : Наук. думка, 1990. – 237 с.

220. Тимченко В. М. Методические аспекты регулирования кислородного режима речных участков днепровских водохранилищ в летний период (на примере киевского участка Каневского водохранилища) / В. М. Тимченко, О. П. Окснюк, О. В. Тимченко // Гидробиологический журнал. – 2006. – 42, №1. – С. 99–107.

221. Тимченко В. М. Экологическая гидрология: предмет, задачи, методы, опыт исследований в Украине / В. М. Тимченко // Гидробиологический журнал. – 1993. – 29, № 4. – С. 3–15.

222. Тимченко В. М. Эколого-гидродинамическая характеристика водоема-охладителя Хмельницкой АЭС / В. М. Тимченко, О. В. Тимченко, О. А. Гуляева // Ядерна енергетика та докiлля. – 2014. – № 1 (3). – С. 39–43.

223. Тимченко В. М. Исследование турбулентного перемешивания в мелководьях внутренних водоемов / В. М. Тимченко, С. С. Дубняк // Гидробиологический журнал. – 1996. – 32, № 6. – С. 52–60.

224. Тимченко В. М. О влиянии течений на распределение фитопланктона в водоемах (на примере Кременчугского водохранилища) / В. М. Тимченко, А. А. Коробка // Гидробиологический журнал. – 1999. – Т. 35, №2. – С. 90–96.

225. Тимченко В. М. Об экологически оптимальном водном режиме Каневского водохранилища в районе Киева / В. М. Тимченко // Гiдрологiя, гiдрохiмiя i гiдроекологiя: Наук. збiрник. – 2009. – Т. 16. – С. 82–92.

226. Тимченко В. М. Сменяемость воды в водоемах Киева / В. М. Тимченко, С. В. Дараган // Гiдрологiя, гiдрохiмiя i гiдроекологiя. – 2014. – Т. 4 (35). – С. 49–57.

227. Тимченко В. М. Гидрологические аспекты определения интегральных показателей состояния пресноводных экосистем / В. М. Тимченко, О. А. Гуляева, О. П. Холодько, С. В. Батог, Н. А. Иванова // Мат. I Всеукр. гідрометеор. з'їзду – С. 171–172.

228. Тихомиров А. И. Классификация озер умеренной зоны по термическому режиму / А. И. Тихомиров // Всесоюз. симпоз. по основным проблемам пресноводных озер. – Вильнюс : 1970. – Т. 1. – С. 174–185.

229. Тихомиров А. И. Термика крупных озер / А. И. Тихомиров. – Ленинград : 1982. – 232 с.

230. Тімченко В. М. Прогноз впливу можливої реконструкції Каховської ГЕС на екосистеми пониззя Дніпра та Каховського водосховища / В. М. Тімченко, О. О. Гуляєва, Є. І. Коржов, С. С. Дубняк, С. В. Дараган, Н. О. Иванова // Наук. записки Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія : Біологія. Спец. випуск : Гідроекологія. – 2015. – №3–4 (64). – С. 665–668.

231. Тімченко В. М. Застосування моделювання динаміки вод при розробці способів поліпшення кисневого режиму каскадних водосховищ / В. М. Тімченко, О. В. Тімченко // Природничий альманах. Серія: Біол. науки. Вип. 8. – Херсон, 2006. – С. 234–251.

232. Тімченко О. В. Еколого-гідрологічні дослідження озера Вирлиця (Київська ділянка Канівського водосховища) / О. В. Тімченко, О. П. Холодько // Озера та штучні водойми України: сучасний стан й антропогенні зміни: Мат. I Міжнар. наук.–практ. конф. – Луцьк: РВВ «Вежа», 2008. – С. 208–211.

233. Толмазин Д. М. Проблемы динамики вод северо-западной части Черного моря / Д. М. Толмазин, В. А. Шнайдман, Ж. М. Ациховская – Киев : Наук. думка, 1969. – 130 с.

234. Тушинский С. Г. Динамика вод озер и водохранилищ / С. Г. Тушинский // Итоги науки и техники ВИНТИ АН СССР. Серия: Гидрология суши – М. : 1987, Т. 6. – С. 1–140.

235. Уитон Ф. Техническое обеспечение аквакультуры: пер. с англ. / Ф. Уитон – М. : Агропромиздат, 1985. – 528 с.

236. Указания по расчету испарения с поверхности водоемов. – Ленинград : Гидрометеиздат, 1969. – 83 с.
237. Фащевский Б. В. Основы экологической гидрологии / Б. В. Фащевский. – Минск : Экоинвест, 1996. – 240 с.
238. Фельзенбаум А. И. Теоретические основы и методы расчета установившихся морских течений / А. И. Фельзенбаум. – Москва : Изд-во АН СССР, 1960. – 122 с.
239. Филатов Н. Н. Динамика озер / Н. Н. Филатов – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 168 с.
240. Филатова Т. Н. Термический режим озер Карельского перешейка в безледный период / Т. Н. Филатова // Вестник ЛГУ. Серия геология и география. – 1957. – Вып. 1, № 6. – С. 95–111.
241. Фомичев И. Ф. О циркуляции вод Белого озера при различном ветре / И. Ф. Фомичев, А. С. Литвинов // Биология внутренних вод : информационный бюллетень № 4. – Л. : Наука, 1979. – С. 147–162.
242. Форель Ф. А. Руководство по озероведению. (Общая лимнология) / Ф. А. Форель. – СПб. : 1912. – 196 с.
243. Фортунатов М. А. Цветность и прозрачность воды Рыбинского водохранилища как показатель его режима / М. А. Фортунатов // Тр. Ин-та биологии водохранилищ АН СССР. – Москва : 1959. – Вып. 2 (5). – С. 246–357.
244. Форш Л. Ф. Термический режим, тепловой баланс озер и роль иловой толщи в их тепловом бюджете / Л. Ф. Форш // Озера различных ландшафтов Северо-Запада СССР. – Ленинград : 1968. – Ч. 1 – С. 166–208.
245. Форш-Меншуткина Т. Б. Кислородный гистерезис в олиготрофных озерах / Т. Б. Форш-Меншуткина // Вопросы современной лимнологии. – Ленинград : 1973. – С. 94–101.
246. Фрейдлинг В.А. Гидрология водоемов Восточного Побережья Онежского озера / В.А. Фрейдлинг // Водные ресурсы Карелии и пути их использования. – Петрозаводск : 1970. – С. 150–172.

247. Фролова І. О. Особливості альгофлори протічних Голосіївських ставів в околицях м. Києва / І. О. Фролова // Праці ботанічного саду КДУ. – 1955. – Т. 13, Вип. 15, №24. – С. 141–152.
248. Харченко Г. В. Біоіндикаційне значення епіфітних водоростей водойм м. Києва / Г. В. Харченко, П. Д. Ключенко, Т. Ф. Шевченко // Наук. зап. Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія : Біологія. – 2008. – 3 (37). – С. 167–169.
249. Харченко Г. В. Первичная продукция фитоэпифитона в водоемах г. Киева / Г. В. Харченко, П. Д. Ключенко, О. А. Сосновская // Гидробиологический журнал. – 2008. – Т. 44, № 2, – С. 36–43.
250. Хатчинсон Д. Лимнология / Д. Хатчинсон– Москва : Прогресс, 1969. – 591 с.
251. Хендерсон-Селлерс Б. Инженерная лимнология / Б. Хендерсон-Селлерс. – Ленинград : Гидрометеиздат – 1987. – 335 с.
252. Хільчевський В. К. Гідролого-гідрохімічна характеристика водойм м. Києва / В. К. Хільчевський, С. М. Курило // Водне господарство України. – 1999, № 5–6. – С.17–22.
253. Хільчевський В. К. Гідролого-гідрохімічна характеристика озер і ставків території м. Києва / В. К. Хільчевський, О. В. Бойко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – Т. 2 (2). – С. 529–535.
254. Хомскис В. Динамика и термика малых озер / В. Хомскис. – Вильнюс : 1969. – 220 с.
255. Цапліна К. М. Роль вищих водяних рослин у формуванні кисневого режиму Канівського водосховища / К. М. Цапліна // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2004. – Том 6. – С. 290–294.
256. Цапліна К. М. Особливості формування кисневого режиму водойм міської мережі м. Києва / К. М. Цапліна, Г. В. Меленчук, М. І. Лінчук, О. С. Шушар // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т. 1 (26). – С. 148–155.

257. Царенко П.М., Якубенко Б.Є., Ключенко П.Д., Медвідь В.О. Альгофлора водойм м. Києва та його околиць // Науковий вісник Нац. аграрн. ун-ту. – 2004. – Вип. 72. – С. 56–66.
258. Чаповский Е.Г. Лабораторные работы по грунтоведению и механике грунтов. / Е.Г. Чаповский – Изд. 4-е. – М. : «Недра», 1975. – 304 с.
259. Чеботарев А.И. Общая гидрология (воды суши) / А.И. Чеботарев – Ленинград «Гидрометеиздат», 1975. – 545 с.
260. Шевлягін М. М. Дослідження донного тваринного населення Матвіївської затоки в зв'язку з виявленням ступеня її забруднення / М. М. Шевлягін // Тр. гідробіол. станції. – 1938. – №16. – С. 5–17.
261. Шевцова Н. Л. Частота аберацій хромосом вищих водних рослин як біомаркер радіонуклідного забруднення водойм / Н. Л. Шевцова / Наук. зап. Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія : Біологія. – 2010. – № 2 (43) – С. 533–536.
262. Шевченко П. Г. До питання про вивчення іхтіофауни водойм міської зони Києва / П. Г. Шевченко, Ю. М. Ситник, Р. М. Семенюк та ін. // Наук. зап. Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія : Біологія. – № 4 (15). Спец. вип. : Гідроекологія. – 2001. – С. 200–201.
263. Шерешевський А.І. Розрахункове випаровування з водної поверхні на території України / А. І. Шерешевський, Л. К. Синицька // Наукові праці УкрНДГМІ, – 2003. – Вип. 252. – С. 11–26.
264. Шерешевський А. І. Сучасна оцінка розрахункового випаровування з водної поверхні дніпровських водосховищ з метою його врахування при розробці режимів роботи ГЕС / А. І. Шерешевський, Л. К. Синицька // Наукові праці УкрНДГМІ. – 2006. – Вип. 255. – С. 213–228.
265. Шмаков В. М. Гидролого-гидроэкологические аспекты режима солнечной энергии в водохранилищах днепровского каскада / В. М. Шмаков. – Киев : Наук. думка, 1988. –168 с.
266. Штефан В. Н. Показатели водообмена водохранилищ / В. Н. Штефан, К. К. Эдельштейн // Мат. V Всесоюз. научн. симп. по соврем.

проблемам самоочищення и регулирования качества воды. – Таллин, 1975. – С. 262–267.

267. Штокман В. Б. Избранные труды по физике моря / В. Б. Штокман. – Ленинград : Гидрометеиздат, 1970. – 336 с.

268. Щепець М. С. Екологія водойм Києва / М. С. Щепець, М. І. Кузьменко, В. М. Якушин // Вісник аграрної науки. – 1992. – № 7. – С. 45–46.

269. Щербак В. И. Пространственно-временная динамика фитопланктона придаточной сети киевского участка Каневского водохранилища / В. И. Щербак, А. М. Задорожная, К. П. Калениченко // Гидробиологический журнал. – 2014. – Т. 50, №1. – С. 3–14.

270. Щербак В. И. Санитарно-гидробиологическое состояние Корчеватских прудов в Киеве / В. И. Щербак, Ю. В. Плигин, Т. М. Бойко, Н. В. Левитская, Н. А. Грубина, В. И. Белоконь, Е. М. Миролюбова, В. П. Шадрина, К. П. Калениченко // Гидробиологический журнал. – 1986. – Т. 22, №6. – С. 94–96.

271. Щербак В. І. Вплив гідрологічного режиму на структуру фітопланктону придаткових систем Канівського водосховища / В. І. Щербак, Н. Є. Семенюк // Наука і освіта 2004: VII Міжнародна наук.-практ. конференція. – Дніпропетровськ, 2004. – Т. 56. Біологічні науки. – С. 77–79.

272. Щербак В. І. Роль структурної організації фітопланктону в формуванні біопродуктивності внутрішніх водойм м. Києва / В. І. Щербак, Н. Є. Семенюк // Рибне господарство. – 2004. – Вип. 63. – С. 292–295.

273. Щербак В. І. Фітопланктон київської ділянки Канівського водоймища та чинники, що його визначають / В. І. Щербак, Н. В. Майстрова. – К. : Ін-т гідробіології НАН України, 2001. – 70 с.

274. Щербак В.И., Семенюк Н.Е. Сравнительная характеристика фитопланктона водоемов различных районов г. Киева // Гидробиологический журнал. – 2005. – Т. 41, №2. – С. 29–36.

275. Щербак В.І. Особливості розвитку літнього фітопланктону в умовах аномального температурного режиму / В. І. Щербак, Г. М. Задорожна,

К. П. Каленіченко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т. 1 (22).
– С. 173–178.

276. Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты / Романенко В.Д., Окснюк О.П., Жукинский В.Н. и др.; Отв. ред. Зайцев Ю.П.; Ин-т гидробиологии АН УССР. – Киев: Наук. думка, 1990. – 256 с.

277. Экологические попуски Киевской ГЭС / Окснюк О.П., Тимченко В.М., Давыдов О.А. и др. – Киев: Институт гидробиологии НАНУ, 2003 – 72 с.

278. Экологические факторы пространственного распределения и перемещения гидробионтов / Отв. ред. А. Г. Поддубный. – Санкт-Петербург : Гидрометеоздат, 1993. – 336 с.

279. Юришинец В. И. Таксономическое разнообразие и сложность сообществ зоопланктона разнотипных водных объектов / В. И. Юришинец, Т. С. Рыбка, Н. В. Заиченко // Гидробиологический журнал. – 2014. – Т. 50, №5. – С. 41–53.

280. Якушин В.М. Численность бактерий и протеолитическая активность в воде озера, расположенного в городской черте / В.М. Якушин, А.С. Потрохов, О.Г. Зиньковский и др. // Гидробиологический журнал. – 2015. – Т. 51, №1. – С. 83–92.

281. Якушин В. М. Гідроекологічна характеристика київської ділянки Канівського водоймища / В. М. Якушин, В. І. Щербак, Т. В. Головка та ін. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – К. : Ніка-Центр, 2001. – Т. 2. – С. 737–745.

282. Якушин В. М. Гідрохімічна та мікробіологічна характеристика оз. Бабиного, розташованого в м. Києві / В. М. Якушин, Г.М. Романишин, К.П. Каленіченко, М.І. Лінчук // Наук. зап. Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія : Біологія. – № 3–4 (64). Спец. вип. : Гідроекологія. – 2015. – С. 776–779.

283. Якушко О. Ф. Озероведение / О. Ф. Якушко.– Минск : 1981. – 224 с.

284. Åberg B. Über die Milieufaktoren in einigen südshwedischen Seen / B. Åberg, W. Rodhe // Symb. bot. Upsal. – 1942. – Vol. 5, № 3. – S. 1–256.

285. Aérateurs / Aerators. Brochures / Booklets [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.faivre.fr/index.php/en/en-downloads/en-aerators-download>.
286. Allender Y. Model and observed circulation throughout the annual temperature cycle of Lake Michigan / Y. Allender, Y. Saylor // *Phys. Ocean.* – 1979. – 9, №1. – P. 573–579.
287. Bonell M. Ecohydrology – a completely new idea? / M. Bonell // *Hydrological Science Journal.* – 2002. – № 47 (5). – P. 809–810.
288. Carlson R. E. A trophic state index for lakes / R. E. Carlson // *Limnol. and Oceanogr.* – 1977. – 22. – P. 361–369.
289. Carrie J. Rickwood. Overview of limitations, and proposals for improvement, in education and capacity building of Ecohydrology / Carrie J. Rickwood, Edwin M.A. Hes, Yasin Al-Zu'bi, Monique G. Dubé // *Ecohydrol. Hydrobiol.* – 2010. – Vol. 10, № 1. – P. 45–59.
290. Caylor K. K. On the Ecohydrology of structurally heterogeneous semiarid landscapes / Caylor, K. K., D'Odorico, P. and Rodriguez-Iturbe, I. // *Water Resour. Res.* – 2006. – Vol. 42.
291. Daragan S. V. Ecohydrology researches of Kyiv Lakes / Daragan S.V. // *Natural and anthropogenic transformations of lakes: Conference materials.* – Poznan, 2012. – P. 33–34.
292. Daragan S. V. Ecohydrology researches of some of Kyiv Lakes / Daragan S.V. // *Anthropogenic and natural transformations of lakes. Vol. 6* – Poznan, 2012. – P. 59–65.
293. *Ecohydrology : A new paradigm for sustainable use of aquatic resources* : [edit. M. Zalewski, G. Janauer, G. Jolankai]. – Paris : Int. Progr. UNESCO, 1997. – 56 p.
294. *Ecohydrology for sustainability. International Hydrological Programmer. Division of Water Sciences.* [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://unesdoc.unesco.org/images/0021/002108/210826e.pdf>

295. Gregor D. J. Simple trophic state classification of canadian near-shore waters of the Great Lakes / D. J. Gregor, W. Rast // *Water Resour. Bull.* – 1982, Vol. 18, № 4. – P. 565–573.
296. Hannah David M. Ecohydrology and hydroecology : A «new paradigm»? / David M. Hannah, Paul J. Wood, Jonathan P. Sadler // *Hydrological Processes*. – 2004. – № 18. – P. 3439–3445.
297. Hoogenhout H., Amesz J. Growth rates of photosynthetic microorganisms in laboratory cultures // *Arch. Microbiol.* – 1965. – Vol. 50. – P. 15–29.
298. Hutchinson G. E. The thermal classification of lake / G. E. Hutchinson, H. Löffler // *Proc. Nat. Acad. Sci. US.* – 1956. – Vol. 42. – № 2. – P. 84–86.
299. International Hydrological Program (IHP) – V (1996): Hydrology and water resources development in a vulnerable environment. Detailed plan of the 5 th phase (1996–2001) of the IHP. UNESCO. – Paris, 1996. – 54 pp.
300. Kundzewicz Zbigniew W. Ecohydrology – seeking consensus on interpretation of the notion / Zbigniew W. Kundzewicz // *Hydrological Science Journal*. – 2002. – № 47 (5). – P. 799–804.
301. Lifejournal [Веб-сайт] : Протока, ставшая озером. – Режим доступа : <http://mik-kiev.livejournal.com/26246.html>
302. Livingston, R. J. Freshwater Input to a Gulf Estuary: Long-Term Control of Trophic Organization / R. J. Livingston, X. Niu, F. G. Lewis and G. C. Woodsum // *Ecol. Appl.* – 1997. – 7. P. 277–299.
303. McClain M. E. Training hydrologists to be ecohydrologists and play a leading role in environmental problem solving / M. E. McClain, L. Chicharo, N. Fohrer, M. Gavino Novillo, W. Windhorst and M. Zalewski // *Hydrology Earth System Sciences*. – 2012. – 16. – P. 1685–1696.
304. Monheim F. Beitrage zur Klimatologie und Hydrologie des Titicacabeckens / F. Monheim // *Heidelberg. geogr. Arb.* – 1956. – Bd. 1. – P. 100–120.
305. Morandini G. Missione di studio al Lago Tana: Vol. 3. Recherche Limnologische / G. Morandini // Pt. 1. Geografia-Fisica. – Roma : 1940. – P. 35–45.

306. Naumann E. Grundzüge der regional Limnologie / E. Naumann. – Binnengewasser : 1932. – Bd. 11. – 176 s.
307. Newman Brent D. Ecohydrology of water-limited environments: A scientific vision / Brent D. Newman, Bradford P. Wilcox, Steven R. Archer [et al.] // Water Resources Research. – 2006. – № 42. – P. 1–15.
308. Nuttle W. K. Is ecohydrology one idea or many? / W. K. Nuttle // Hydrological Science Journal. – 2002. – № 47 (5). – P. 805–807.
309. Odum H. T. Primary production on flowing waters / H. T. Odum // Limnol. and Oceanogr. – 1956. – Vol. 1. – P. 102–117.
310. Osborne, T. M. Influence of vegetation on the local climate and hydrology in the tropics: sensitivity to soil parameters / T. M. Osborne, D. M. Lawrence, J. M. Slingo, A. J. Challinor and T. R. Wheeler // Clim. Dynam. – 2004. – 23. P. 45–61.
311. Patalas K. The thermal and oxygen condition and transparency of water in 44 lakes of Wegorzewo district / K. Patalas // Roczn. nauk. Pol. – B. : 1960. – Vol. 77, №1. – S. 223–242.
312. Pitman A. J. The evolution of, and revolution in, land surface schemes designed for climate models / A. J. Pitman // Int. J. Climatol. – 2003. – 23. – P. 479–510.
313. Poff, N. L. The natural flow regime / N. L. Poff, J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr and et al. // Bioscience. – 1997. – 47. P. 769–784.
314. Popp A. Scaling up ecohydrological processes: Role of surface water flow in water-limited landscapes / Popp, A., Vogel, M., Blaum, N. and Jeltsch, F. // J. Geophys. Res.-Biogeo. – 2009. – Vol. 114.
315. Porporato, A. Ecohydrology – a challenging multidisciplinary research perspective / A. Porporato, I. Rodriguez-Iturbe // Hydrolog. Sci. J. – 2002. – Vol. 47. P. 811–821.
316. Rietkerk M. Self-organization of vegetation in arid ecosystems / Rietkerk, M., Boerlijst, M. C., van Langevelde, F., HilleRisLambers, R., van de Koppel, J., Kumar, L., Prins, H. H. T., and de Roos, A. M. // American Naturalist. – 2002. – №160. – P. 524–530.

317. Ruttner F. Hydrographische und hydrochemische Beobachtungen auf Java, Sumata und Bali / F. Ruttner // Arch. Hydrobiol. Suppl. – 1931. – Bd. 8. – S. 197–454.
318. Szumiec A.M. Relationship between the surface water temperature of temperate lakes and solar radiation / A. M. Szumiec // Verh. Int. Ver. theor. and angew. Limnol. – 1978. – Vol. 20, pt. 2. – P. 1013–1016.
319. Thiennemann A. Tropische Seen und Seetypenlehre / A. Thiennemann // Arch. Hydrobiol. – 1932. – Bd. 4. – S. 1–175.
320. Timchenko V. M. Dynamics of Environmentally Significant Elements of Hydrological Regime of the Lower Dnieper Section // V. M. Timchenko, Ye. I. Korzhov, O. A. Guliayeva, S. V. Batog / Hydrobiological Journal – 2015 – T. 51, Vol. 6 – P. 75–83.
321. Trackston E.L. Supplemental recreation of lakes and reservoirs / E.L. Trackston, R.E. Spece – J.A.W.W.A. – 1966, 58, NIO. – p. 1317–1324.
322. Wagner I. Ecohydrology as a basic for the sustainable city strategic planning focus on Lodz, Poland / I. Wagner, M. Zalewski // Rev Environ Sci Biotechnol. – 2009. – № 8. – P. 209–217.
323. Welander P. Wind-driven circulation in one- and two-layer oceans of variable depth / P. Welander // Tellus. – 1968. – 20. – P. 1–15.
324. Westlake D. F. Primary production. In: The functioning of freshwater ecosystems / D. F. Westlake – London, 1980. – P. 90–123.
325. Wilcox Bradford P. Emerging issues in rangeland ecohydrology : vegetation change and the water cycle / Bradford P. Wilcox, Thomas L. Thurow // Rangeland ecology and management. – 2006. – № 59 (2). – P. 220–224.
326. Yoshimura S. A. A contribution to the knowledge of deep water temperature of Japanese lakes. Part 1. Summer temperature / S. A. Yoshimura // Jap. J. Astr. Geophys. – 1936. – Vol. 13. – P. 61–120.
327. Zalewski, M., Linking biological and physical processes at the river basin scale; the origins, scientific background and scope of Ecohydrology / D.M. Harper, B. Demars, G. Jolanki, G. Crosa, G. Janauer, N. Pacini // Ecohydrology:

Processes, Models and Case Studies. CABI Publishing, Wallingford, Oxfordshire, UK. – 2008. – P. 1–17.

328. Zalewski, M. in press. [Веб-сайт]: – Режим доступа: <http://www.erce.unesco.lodz.pl/story/ecohydrology-concept>.

329. Zalewski M. Ecohydrology – an interdisciplinary tool for integrated protection and management of water bodies / M. Zalewski // Arch. Hydrobiol. Suppl. – 2006. – №158/4. – P. 613–22.

330. Zalewski M. Ecohydrology – integrative science for sustainable water, environment and society / M. Zalewski // Ecohydrol. Hydrobiol. – 2002.–Vol. 2. – P. 3–10.

331. Zalewski M. Ecohydrology – the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources / M. Zalewski // Ecological engineering. – 2000. – 16, №1. – P. 1–8.

ДОДАТОК

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у фахових наукових виданнях України, в яких опубліковано основні наукові результати дисертації

1. Дараган С. В. Еколого-гідрологічні показники озера Райдужне (Київ) / С. В. Дараган // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Том 2 (23). – С. 75–84.

2. Дараган С. В. Озеро Синє – еколого-гідрологічні характеристики / С. В. Дараган // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Том 3 (24). – С. 145–150.

3. Тимченко В. М. Сменяемость воды в водоемах Киева / В. М. Тимченко, С. В. Дараган // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2014. – Т. 4 (35). – С. 49–57. (*Особистий внесок автора: проведення натурних спостережень з метою уточнення морфометрії водойм, оцінка їх водного балансу та зовнішнього водообміну, участь у обговоренні та написанні статті*).

4. Батог С. В. Гідродинамічна характеристика водойм м. Києва / С. В. Батог // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2015. – Т. 2 (37). – С. 55–68.

5. Жежеря В. А. Гідролого-гідрохімічна характеристика Китаївських ставків (м. Київ) / В. А. Жежеря, С. В. Батог, П. М. Линник, Т. П. Жежеря // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2015. – Вип. 267. – С. 64–81. (*Особистий внесок автора: проведення натурних спостережень гідрофізичних характеристик та уточнення морфометрії водойм, відбір проб води та їх аналіз на вміст кисню, оцінка їх водного балансу та зовнішнього водообміну, математичне моделювання циркуляції вод, підготовка графічного матеріалу, участь у обговоренні та написанні статті*).

Статті у наукових періодичних виданнях інших держав

6. Daragan S. V. Ecohydrology researches of some of Kyiv Lakes / Daragan S.V. // Anthropogenic and natural transformations of lakes. – 2012 – Vol. 6 – P. 59–65.

7. Timchenko V. M. Dynamics of Environmentally Significant Elements of Hydrological Regime of the Lower Dnieper Section // V. M. Timchenko, Ye. I. Korzhov, O. A. Guliayeva, **S. V. Batog** / Hydrobiological Journal. – 2015 – Т. 51, Vol. 6 – Р. 75–83. (*Особистий внесок автора: проведення збору та обробки вихідної інформації, побудова графіків та схем, участь у написанні статті*).

Статті у інших фахових наукових виданнях України

8. Меленчук Г. В. Показники якості водного середовища водойм м. Києва навесні 2010 року / Г. В. Меленчук, **С. В. Дараган** // Наук. записки Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія : Біологія. Спец. випуск : Гідроекологія. – 2010. – №2 (43). – С. 350–353. (*Особистий внесок автора: участь в натурних спостереженнях, відбір проб води та їхній аналіз на вміст кисню, участь у написанні статті*).

9. Тімченко В. М. Прогноз впливу можливої реконструкції Каховської ГЕС на екосистеми пониззя Дніпра та Каховського водосховища / В. М. Тімченко, О. О. Гуляєва, Є. І. Коржов, С. С. Дубняк, **С. В. Дараган**, Н. О. Іванова // Наук. записки Тернопільського пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. Спец. випуск : Гідроекологія. – 2015. – №3–4 (64). – С. 665–668. (*Особистий внесок автора: проведення збору та обробки вихідної інформації*).

Опубліковані наукові праці апробаційного характеру

10. **Дараган С. В.** Озеро Синє – еколого-гідрологічні характеристики / С. В. Дараган // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : Мат. 5-ої Всеукр. наук. конф. (м. Чернівці, 22-24 вересня 2011 р.). – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2011. – С. 78–79.

11. **Дараган С. В.** Еколого-гідрологічні дослідження озера Редьчине (Київ) / С. В. Дараган // Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решения: Мат. III науч. конф. (м. Херсон, 17–19 мая 2012 г.) – Херсон, 2012. – С. 332–336.

12. **Daragan S. V.** Ecohydrology researches of Kyiv Lakes / Daragan S.V. // Natural and anthropogenic transformations of lakes: Conference materials (Lagow Lubuski, 19–21 September 2012). – Poznan, 2012. – P. 33–34.
13. **Дараган С. В.** Эколого-гидрологическая характеристика Палладинских прудов (г. Киев – Урочище Феофания) // Географические и геоэкологические исследования в Украине и сопредельных территориях : сб. науч. ст. II Междунар. науч. конф. студентов, аспирантов и молодых учёных (г. Симферополь, 1–7 апреля 2013 г.) / под общ. ред. Б. А. Вахрушева. – Симферополь, 2013. – Т. 1. – С. 32–36.
14. **Дараган С. В.** Гідрологічні умови функціонування екосистем водойм Києва / С. В. Дараган // Актуальні проблеми сучасної гідроекології : мат. наук.-практ. конф. для молодих вчених присвячена 95-річчю НАН України (м. Київ, 5–6 листопада 2013 р.). – К., 2013. – С. 24–26.
15. **Дараган С. В.** Проточність водойм м. Києва / С. В. Дараган // Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології : мат. VI Всеукр. наук. конф. з міжн. участю (м. Дніпропетровськ, 20–22 травня 2014 р.). – Дніпропетровськ, 2014. – С. 86–88.p
16. **Дараган С. В.** Гідродинамічна характеристика водойм м. Києва / С. В. Дараган // Сучасна гідроекологія : місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем : зб. мат. наук.-практ. конф. присвячена 75-річному ювілею Інституту гідробіології НАН України (м. Київ, 2–3 квітня 2015 р.). – К., 2015. – С. 26–27.
17. **Батог С. В.** Гідрофізичні характеристики водних мас водойм м. Києва/ С. В. Батог // Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем : мат. III наук.-практ. конф. молодих вчених (м. Київ, 6–7 жовтня 2016 р.). – К., 2016. – С. 9–11.
18. Жежеря В.А. Гідроекологічна характеристика озер системи Опечень (м. Київ) / В. А. Жежеря, Г.М. Задорожна, **С. В. Батог**, Т.П. Жежеря // Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем : мат. III наук.-практ. конф. молодих вчених (м. Київ, 6–7 жовтня 2016 р.). – К.,

2016. – С. 20–23. (*Особистий внесок автора: участь у дослідженнях та аналізі їх результатів, написанні тез*).

19. **Батог С. В.** Розвиток еколого-гідрологічних досліджень в Україні та за кордоном / Метеорологія, гідрологія, моніторинг довкілля в контексті екологічних викликів сьогодення : мат. всеукр. конф. молодих вчених (м. Київ, 16–17 листопада 2016 р.) / Батог С. В. – К., 2016. – С. 7–9.

20. Тимченко В. М. Гидрологические аспекты определения интегральных показателей состояния пресноводных экосистем / В. М. Тимченко, О.А. Гуляева, О.П. Холодцько, **С.В. Батог**, Н.А. Иванова // I Всеукр. гідрометеор. з'їзд з міжнар. участю : зб. тез доповідей Одеськ. держ. екол-й ун-т (м. Одеса, 22–23 березня 2017 р.) – Одеса, 2017. – С. 171–172. (*Особистий внесок автора: проведення збору інформації*).

21. **Батог С. В.** Визначення інтегрального показника стану екосистем водойм м. Києва / Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем : мат. IV Наук.-практ. конф. молодих вчених (м. Київ, 6–7 листопада 2017 р.) / Батог С.В. – К., 2017. – С. 9–11.

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації

22. Екологічний стан водних об'єктів урбанізованих територій. Китаївські ставки. / [П.М. Линник, В.А. Жежеря, **С.В. Батог** та ін.] – Ін-т гідробіології НАН України. – К. : Логос, 2015. – 76 с. (*Особистий внесок автора: проведення натурних спостережень гідрофізичних характеристик та уточнення морфометрії водойм, відбір проб води та їх аналіз на вміст кисню, оцінка їх водного балансу та зовнішнього водообміну, математичне моделювання циркуляції вод, підготовка графічного матеріалу, участь у обговоренні та написанні підпункту 2.1 і розділу 3, висновків та рекомендацій*).