

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ДУБРОВСЬКИЙ ЮРІЙ ВОЛОДИМИРОВИЧ

УДК 577.472 (574.1)+556.53 : 504.73(597)+639.31 (477)

ДИСЕРТАЦІЯ

**БІОПРОДУКТИВНІСТЬ РУСЛОВИХ СТАВКІВ ЛІСОСТЕПОВОЇ
ЗОНИ УКРАЇНИ ТА ЇХ ПРИРОДООХОРОННЕ ЗНАЧЕННЯ**

03.00.17 – гідробіологія

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук
Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,
результатів та текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело.

_____ Ю.В. Дубровський
підпис здобувача

Науковий керівник: Протасов Олександр Олексійович,
доктор біологічних наук, професор

КИЇВ-2020

АНОТАЦІЯ

Дубровський Ю.В. Біопродуктивність руслових ставків лісостепової зони України та їх природоохоронне значення. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук (доктора філософії) зі спеціальності 03.00.17 – гідробіологія – Інститут гідробіології НАН України, Київ, 2021.

В лісостеповій зоні з розвиненою аграрно-іригаційною мережею, руслові багатоцільові ставки вже давно стали невід'ємним елементом ландшафту і важливою складовою господарської діяльності. Із 27 500 ставків України більше половини (55%) припадає на багатоцільові, які, на відміну від спеціалізованих, можуть використовуватися для різних цілей: аквакультури, іригації, зверо - і птахівництва, місцевого водопостачання, рекреації та ін. З іншого боку, повсюдне спорудження ставків на водотоках у якійсь мірі компенсувало антропогенну деградацію природної гідромережі та створило додаткові місцеперебування для багатьох груп організмів.

Як біопродукційні, так і природоохоронні можливості багатоцільових руслових ставків в умовах Лісостепу України раніше системно не вивчалися. Опубліковані матеріали були присвячені, в основному, рибогосподарському освоєнню таких ставків, але складені без урахування їх біопродукційних особливостей. Ставкові угіддя як місцеперебування були вказані лише для окремих груп організмів. Тому, вивчення екологічних наслідків спорудження ставків на малих водотоках, одночасно у біопродукційному та природоохоронному аспектах, є досить актуальним.

Мета досліджень – оцінити природні біопродукційні можливості екосистем багатоцільових руслових ставків, їх вплив на якість водних мас пов'язаних з ними водотоків, а також – значимість у збереженні локального біорізноманіття. Для досягнення зазначеної мети були поставлені наступні завдання:

- визначити інтенсивність продукційно-деструкційних процесів в планктоні ставків, які розрізняються за своїм екологічним режимом;
- проаналізувати основні проблеми підтримки та підвищення природної рибопродуктивності екосистем багатоцільових ставків з урахуванням особливостей їх використання;
- з'ясувати роль досліджуваних руслових ставків у підтримці якості вод і самоочисної здатності пов'язаних з ними малих водотоків;
- дослідити гідробіологічні особливості занедбаних та покинутих руслових ставків та можливості їх відтворення для подальшого використання;
- оцінити роль екосистем багатоцільових ставків у збереженні локального біорізноманіття.

Об'єктами досліджень були екосистеми руслових ставків лісостепової зони України, ресурси яких, в тій чи іншій мірі, використовуються комплексно. Спеціалізовані ставки при цьому не розглядалися.

Основним у проведенні досліджень був склянковий метод у кисневій модифікації, що застосовувався для вивчення інтенсивності продукційних та деструкційних процесів у планктоні. Використані також загальноприйняті у гідробіології та екології методи кількісного обліку організмів, аналізу їх місць існування та з'ясування ценотичних зв'язків. Додатково враховувалися не тільки мешканці акваторій ставків, а й пов'язаних з ними прибережних водоохоронних смуг, протяжність яких встановлювалася по поширенню водної та вологолюбної рослинності. Загальний обсяг досліджень включає 95 гідрооб'єктів, з них – 87 ставки, розташовані на 25 малих річках і струмках, а також – 2 затоки, 1 запруда і 5 заплавлених водойм. Всього були оброблені 402 проби, виконані 250 визначень і обліків, поставлені понад 400 натурних експериментів із визначення первинної продукції і деструкції.

Найважливішими екологічними особливостями руслових ставків (як у біоценотичному плані, так і з господарсько-утилітарної точки зору) є: 1) висока інтенсивність біопродукційних процесів (у тому числі – створення корисної для людини біомаси), 2) підтримання водного балансу місцевості,

особливо – в плані формування якості вод, 3) збереження високого локального біорізноманіття. Вивченню цих особливостей, відповідно, присвячені три основні розділи цієї дисертації.

Найбільш надійним показником природної рибопродуктивності ставків є первинна продукція планктону (Бульйон, Винберг, 1981 та ін.). Величини добової приповерхневої первинної продукції (**A**) і деструкції (**R**) в планктоні ставків за весь період досліджень знаходилися, відповідно, в межах 0,4 – 25,9 г O₂ /м³ та 0,1 – 12,5 г O₂ /м³. За середньосезонними показниками індексу трофності (**ISD**), біомаси фітопланктону (**B** мг/дм³), інтенсивності продукційних і деструкційних процесів досліджувані ставки досить чітко поділяються на 3 трофічні категорії: I – евтрофні, II – політрофні, III – гіпертрофні. Всі досліджені ставки мають цілком достатній біопродукційний потенціал для вирощування риби на природній кормовій базі (**ISD**>50, **A_m**>4,5).

Біопродукційні показники ставкових екосистем (продукція і деструкція фітопланктону, трофічний індекс Карлсона, рибопродуктивність) пов'язані як один з одним, так і з основними біотопічними параметрами: з коефіцієнтом відкритості ставків ($r = 0,60$), з прозорістю води ($r = - 0,81$), товщиною мулу ($r = - 0,56$). Зв'язок рибопродуктивності з первинною продукцією планктону та прозорістю води ($r = - 0,76$) обумовлює можливість їх оперативного визначення за показниками прозорості з допомогою диска Секки.

З підвищенням ступеня інтенсифікації рибництва продукційні та деструкційні показники ставкового планктону пропорційно зростають ($r = 0,61$). Однак, найвища питома продукція фітопланктону і максимальне наближення фактичної рибопродуктивності до потенційно можливої спостерігаються у діапазоні продукційно-трофічного оптимуму (де досягається максимізація виробництва риби не на одиницю площі, а на одиницю витрат): коефіцієнт відкритості яких наближається до 1, прозорість води знаходиться в межах 55 – 62 см, трофічний індекс Карлсона – 64 – 70,

первинна продукції планктону (у поверхні) становить 9 – 10 г O₂ /м³ за добу, а деструкція – біля 4 г O₂ /м³ за добу. Приблизно 6 – 10 ц/га рибної продукції, у залежності від щільності посадки, тут можна отримати з мінімальними витратами.

Наявність руслових ставків, що відрізняються відносно високою інтенсивністю продукційно-деструкційних процесів, зазвичай, сприяє локальному підвищенню продукційних і деструкційних показників водотоків, в середньому в 1,5 рази, у порівнянні з річковими ділянками. Оцінка різниці між вибірками річкових вод до впадіння в ставки та після витоку з них (за даними 10 стаціонарних експериментів протягом сезону) з використанням двостороннього критерію Ст'юдента виявила достовірні відмінності величин первинної продукції і деструкції вище та нижче ставків. Розподіл показників якості водних мас водотоків вище і нижче 26 руслових ставків (та їх каскадів) за критерієм χ^2 достовірно відрізняється від випадкового ($P < 0,05$).

Ставки досліджуваного типу можуть виконувати водоохоронні функції в якості біофільтрів за умови постійної підтримки гідрологічної безперервності водотоку, систематичного видалення з них мулу та обмеження зайвого заростання.

Созологічне значення ставкових екосистем оцінювалося, в першу чергу, за наявністю хребетних тварин, яка є важливим показником природоохоронної цінності об'єктів. В кожній з них перебували види, що внесені до списків Бернської Конвенції або Червоної книги України. Видове багатство хребетних в них виявилось тісно пов'язане з добутком площі угідь на їх інтегральне проективне покриття всіма ярусами рослинності ($r = 0,63$), який може використовуватися як один з легкодоступних індикаторів природоохоронної цінності досліджених об'єктів.

Видова насиченість водних птахів на ставках була така ж сама, як і на природних озерах (відмінності недостовірні), а загальна щільність птахів на рибоводних ставках достовірно перевищує таку на ставках інших типів та на

лісостепових озерах. Значна частина мешканців обстежених угідь концентрується у літоральній прибережній смузі, де середні величини видової насиченості як трав'янистими рослинами, так і безхребетними, для 15 досліджених ставків ($20,7 \pm 1,6$ екз./м²) виявилися вірогідно (при $p < 0,05$) вищими, ніж для оточуючих ділянок ($15,6 \pm 1,1$ екз./м²). Отже, прибережна смуга з розвиненою рослинністю дуже важлива як для захисту вод, так і для підтримки локального біорізноманіття.

Екосистеми ставків досліджуваного типу, що наближаються до природних за багатством і різноманітністю населення, мають достатні ресурси як для виробництва рибної продукції, так і для збереження локального біорізноманіття. Причому, поєднання експлуатаційних і природоохоронних завдань там можливо на основі підтримки сприятливих для більшості мешканців умов існування.

Антропогенна трансформація живого покриву на більшій частині території країни змушує шукати нетривіальні шляхи підтримки та збереження біорізноманіття, в тому числі – у функціонально близьких до природних екосистемах помірної експлуатації, що належать до квазіприродних (Ісаків, Казанська, Панфілів, 1980). Стратегія управління подібними квазіприродними екосистемами, що побудована на основі балансу вигід, повинна бути спрямована на досягнення максимального сукупного ефекту від реалізації як утилітарних, так і природоохоронних можливостей об'єктів.

Таким чином, отримано дані щодо величин первинної продукції та деструкції в планктоні багатоцільових ставків, які дозволяють диференціювати шляхи їх використання у залежності від трофічних категорій водойм. Виявлено можливості оптимізації рибоводних процесів на ставках лісостепової зони. Розроблені та впроваджені експрес-методи прогнозування природної рибопродуктивності лісостепових ставків за прозоростю води та оцінки таксономічного багатства малих гідросистем за індикаторними групами організмів.

Ключові слова: руслові ставки, трофність, продукція фітопланктону, деструкція планктону, рибопродуктивність, біопродукційний оптимум, видове багатство, збереження біорізноманіття, квазіприродні екосистеми.

ABSTRACT

Dubrovsky Yu.V. Bioproduction of riverbed ponds of the Forest-Steppe Zone of Ukraine and their nature protection value. – Manuscript.

Thesis for obtaining the Doctor of Philosophy degree (PhD) in Biological Sciences, specialty 03.00.17 – Hydrobiology. – Institute of Hydrobiology, National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, 2020.

In the Forest-Steppe zone with a developed agrarian-irrigation network, riverbed multi-purpose ponds have for long become an integral element of the landscape and an important component of economic activity. Of the 27,500 ponds in Ukraine, more than a half (55%) are multi-purpose, which, unlike specialized ones, can be used for various purposes: aquaculture, irrigation, fur and water fowl farming, local water supply, recreation, etc. On the other hand, the widespread construction of ponds on watercourses has to some extent compensated for the anthropogenic degradation of the natural hydrological network and created additional habitats for many groups of organisms.

Both bioproduktive and environmental opportunities for multi-purpose channel ponds in the forest-steppe conditions of Ukraine have not been systematically studied before. The published materials were devoted mainly to the fishery development of such ponds, but were compiled without taking into account their bioproduktive features. Ponds as habitats were specified only for selected groups of organisms. Therefore, the study of the environmental effects of pond construction on small watercourses, both in bioproduktive and environmental aspects, is quite relevant.

The purpose of the research is to assess the natural bioproduktive potential of ecosystems of multi-purpose channel ponds, their impact on the quality of the water masses of the associated watercourses, as well as their importance in preserving local biodiversity. To achieve this goal the following tasks were set:

- determine the intensity of production-destruction processes in the plankton of ponds that differ in their ecological regime;

- to analyze the main problems of maintaining and enhancing the natural fish productivity of multipurpose ecosystems, taking into account the peculiarities of their use;
- to find out the role of the investigated channel ponds in maintaining the water quality and the self-cleaning ability of the associated small watercourses;
- to study the hydrobiological features of abandoned riverbed ponds and the possibility of their reproduction for further use;
- assess the role of ecosystems of multipurpose ponds in the conservation of local biodiversity.

The objects of study were ecosystems of riverbeds of Forest-Steppe zone of Ukraine, resources of which, to varying degrees, are used in a comprehensive way. Specialized ponds were not considered.

The key approach to conducting the research was the glass flask method in the oxygen modification, which was used to study the intensity of production and destruction processes in the plankton as indicators of fish productivity and self-purification ability of hydrological objects. Conventional in hydrobiology and ecology methods for accounting numbers of organisms, analysis of their habitats and revealing trophic relationships are used. In addition, not only the waters inhabitants of the ponds were accounted, but also those associated with the nearby terrestrial strips, the length of which was established by the spread of hydrophilous vegetation. The total research embraces 95 water bodies, 87 of which are ponds, located on 25 small rivers and streams, as well as 2 bays, one dam and 5 floodplain water bodies. In total, 402 samples were processed, 250 determinations and surveys were performed, more than 400 full-scale experiments were conducted to determine primary production and destruction.

The most important environmental features of the channel beds (both in biocenotic terms and economically utilitarian terms) are: 1) intensive bioproduction (including biomass beneficial for humans), 2) maintaining the water balance of the terrain, especially in terms of quality formation 3) conservation of

high local biodiversity. There are three main chapters of this dissertation, respectively, devoted to the study of these features.

The most reliable indicator of the natural fish productivity of the ponds is the primary production of plankton (Bouillon, Winberg, 1981; etc.). The values of daily subsurface primary production (A) and destruction (R) in plankton ponds over the entire study period were, respectively, in the range of 0.4 - 25.9 g O₂ /m³ and 0.1 - 12.5 g O₂ /m³. According to the average seasonal values of the trophic index (ISD), phytoplankton biomass (B mg / l), the intensity of production and destruction processes, the studied rates are quite clearly divided into 3 trophic categories: I - eutrophic, II - polytrophic, III - hypertrophic. All studied ponds have sufficient bioproductive potential to rear fish on natural forage (ISD > 50, A_m > 4.5).

Bioproductive indices of pond ecosystems (production and destruction of phytoplankton, Carlson trophic index, fish productivity) are associated with each other as well as with the main biotopic parameters: with pond openness factor (r=0.60), with water transparency (r=0.81), silt thickness (r = - 0.56). The association of fish productivity with the primary production of plankton and the transparency of water (r = - 0.76) makes it possible for them to be quickly determined for this type of reservoirs by using a Secchi disk.

With the increasing degree of intensification of fishery production indices of destruction of pond plankton increase too (r=0,61). However, the highest specific phytoplankton production and the maximum approximation of actual fish productivity to the potential is observed in the trophic optimum range (where the maximum production of fish is not per unit area but per unit cost): 55-62 cm, Carlson trophic index – 64-70, average daily primary production of plankton (at the surface) is 9-10 g O₂/m³, and destruction – about 4 g O₂ /m³. Approximately 6-10 centner / ha of fish products, depending on the planting density, can be obtained here with a minimal cost.

The presence of channel ponds, which have a relatively high intensity of processes of production-destruction, usually contributes to the local increase of production and destruction indices of watercourses, on a 1.5-fold average,

compared with the original river sections. Estimating the difference between samples taken from waters before they enter the pond and after they leave (10 stationary experiments per season), using a two-tailed Student's t test, revealed significant differences in the values of primary production and destruction in the before and after rates. The distribution of water quality of watercourses above and below 26 channel ponds (and their cascades), as shown by the criterion χ^2 , is significantly different from random ($P < 0.05$).

The ponds of the investigated type can perform water protection functions as biofilters, provided that the hydrological continuity of the watercourse is constantly maintained, the silt is systematically removed and excessive overgrowth is restricted.

The zoological value of pond ecosystems was assessed, first of all, by the presence of vertebrates, which is an important indicator of the conservation value of the sites. Each contained species included in the lists of the Berne Convention or the Red Book of Ukraine. Species richness of the vertebrates here was closely related to the product of the area of the site and their integral projective coverage by all strata of vegetation ($r=0,63$), which can be used as one of the readily available indicators of the conservation value of the studied sites.

The species saturation of waterfowl at the ponds was the same as at natural lakes (the differences are not significant), and the total density of birds at the fish ponds significantly exceeds that at the ponds of other types and in steppe lakes. A significant part of the inhabitants of the surveyed lands is concentrated in a constantly moistened bank strip, where the average values of species richness of both herbaceous plants and invertebrates, for 15 studied ponds (20.7 ± 1.6 specimens m^2) were found to be significant (at $p < 0,05$) higher than for the surrounding areas (15.6 ± 1.1 specimens m^2). Therefore, the bank strip with developed vegetation is very important both for water protection and for the support of local biodiversity.

Ecosystems of ponds of the investigated type, which are close to natural in terms of richness and diversity of wildlife, have sufficient resources both for the

production of fish products and for the conservation of local biodiversity. Moreover, the combination of operational and environmental tasks here is possible on the basis of maintaining favorable habitat conditions for most residents species.

The anthropogenic transformation of the living cover over most of the country makes it necessary to seek non-trivial ways of maintaining and conserving biodiversity, including those that are functionally close to quasi-natural ecosystems of moderate exploitation (Isaakov, Kazan, Panfilov, 1980). A strategy for managing such quasi-natural ecosystems, built on a balance of benefits, should aim to maximize the aggregate effect of realizing both utilitarian and environmental capabilities of the sites.

Thus, data were obtained on the values of primary production and destruction in plankton of multipurpose ponds, which allow differentiation of existing fish farming technologies depending on the trophic categories of corresponding water bodies. Possibilities for the optimization of fish-breeding in Forest-Steppe zone ponds are revealed. Express methods for predicting natural fish productivity of forest-steppe ponds using measurements of water transparency and the assessment of the taxonomic richness of small hydrosystems by employing indicator groups of organisms have been developed and implemented.

The features of the influence of channel ponds on the self-purification properties of small streams are analyzed. The role of quasi-natural ecosystems, as specific components of the biosphere, in preserving local and regional biodiversity is exemplified by the surveyed ponds.

Key-words: instream ponds, trophicity, production of phytoplankton, destruction of plankton, fish productivity, bioproductional optimum, species richness, conservation of biodiversity, quasi-natural ecosystems.

СПИСОК ОСНОВНИХ ПУБЛІКАЦІЙ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у наукових фахових виданнях України та в іноземних наукометричних виданнях

1. **Дубровський Ю.В.** Природоохоронні аспекти реконструкції ставків урочища Феофанія // Збірник наукових праць Полтавського державного педагогічного університету ім. В.Г. Короленка. Серія „Екологія. Біологічні науки”. 2008. Вип. 7 (63). С. 126–130.
2. **Дубровский Ю.В.** Биоресурсный потенциал широкопрофильных прудов Украины // GISAP: Biology, Veterinary Medicine and Agricultural Sciences (periodical scientific journal of the International Academy of Science and Higher Education, London, UK). 2014. № 3. P. 19–23.
3. **Дубровський Ю.В.**, Бабко Р.В., Дубровська Л.Д. Оцінка стану річки Ворскла в районі впадіння річки Охтирка // Збірник наукових праць Полтавського державного педагогічного університету ім. В.Г. Короленка. Серія „Екологія. Біологічні науки”. 2007. Вип. 6 (58). С. 133–138. *(Проведення експериментів, збір та обробка даних, участь у аналізі матеріалів, написання роботи).*
4. **Дубровский Ю.В.**, Дубровская Л.Д. Оценка экологического состояния зарегулированных малых рек с использованием биотического индекса // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. 2005. № 3(26). С. 145–148. *(Участь у зборі та аналізі матеріалу, написання роботи).*
5. Ковальчук Н.Є., **Дубровський Ю.В.**, Мельничук В.П. Можливості та перспективи вирощування риби у малих неспеціалізованих водоймах // Науковий вісник Ужгородського державного університету. Серія: Біологія. 2000. № 7. С. 146–147. *(Участь у відборі та аналізі матеріалу і написанні роботи).*
6. Ковальчук Н.Е., Ковальчук А.А., **Дубровский Ю.В.** Оценка продукции фитопланктона в малых водоемах по показателю прозрачности воды // Науковий вісник Ужгородського державного університету. Серія: Біологія.

1998. № 5. С. 20–25. (*Проведення експериментів, участь у обробці та аналізі матеріалу*).

7. **Dubrovsky Yu. V.** Specific photosynthetic activity of plankton of fish-ponds in the Middle Dnieper area // *Альгология*. 1999. Т. 9, № 2. С. 46.

8. **Dubrovsky Y.V.** Scientific and nature protection significance of model situations in the development of ecosystems // *GISAP: Biology, Veterinary Medicine and Agricultural Sciences* (periodical scientific journal of the International Academy of Science and Higher Education, London, UK). 2013. № 1. P. 9–11.

9. **Dubrovsky Yu.V.** Justification of a rapid method for determining the species richness of small hydro-objects // *GISAP: Biology, Veterinary Medicine and Agricultural Sciences* (periodical scientific journal of the International Academy of Science and Higher Education, IASHE, London, UK).–2016.–№ 9. P. 6–8.

10. **Dubrovsky Yuriy.** Features of Quasi-Natural Ecosystems and Their Role in the Conservation of Biodiversity // *Ecology and Evolutionary Biology*. 2018. Vol. 3, No. 4. P. 27–32. doi: 10.11648/j.eeb.20180304.11

Статті в інших виданнях

11. **Дубровський Ю.В.** Природоохоронне значення сільськогосподарських водойм України / Зб. наук. праць Полтавського ДП. Екологія. Біологічні науки. 1999. Випуск 1. С. 77–82.

12. **Дубровский Ю.В.** Влияние русловых прудов на продукционно-деструкционный потенциал планктона малых водотоков // *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Періодичний науковий збірник*. К.: ВГЛ „Обрії”, 2008. Том 15. С. 142 –149.

13. **Дубровський Ю.В., Дубровська Л.Д.** Личинки кровосисних комарів як можливий кормовий ресурс ставкового рибництва // *Рибне господарство*. 2003. вип. 62. С. 94–97. (*Участь у відборі, аналіз матеріалу і написанні роботи*).

14. **Дубровский Ю.В.**, Третяк А.М. Об особенностях сохранения биоразнообразия в рыбохозяйственных угодьях // Агробіорізноманіття України: теорія, методологія, індикатори, приклади. Книга 2. Київ: ЗАТ „Нічлава”. 2005. С. 248–261. (*Участь у відборі, аналіз матеріалу і написанні роботи*).
15. Зуб Л.М., **Дубровський Ю.В.**, Савицький О.Л. Особливості екологічного стану каскадів руслових ставків Голосіївського лісу // Екологія Голосіївського лісу. Монографія. К.: Фенікс, 2007. С. 302–308. (*Проведення експериментів, участь у аналізі матеріалів та написанні роботи*).
16. Ковальчук Н.Е., Ковальчук А.А., **Дубровский Ю.В.** Про можливість визначення і прогнозу природної рибопродуктивності малих водойм за показником прозорості води // Рибне господарство 2001–вип. 59-60. С. 116–121. (*Проведення експериментів, участь у обробці та аналізі матеріалу*).

Тези та матеріали конференцій

17. **Дубровский Ю.В.** О природоохранном потенциале береговых зон сельскохозяйственных водоемов / Роль охоронюваних природних територій у збереженні біорізноманіття (Матеріали конференції, присвяченої 75-річчю Канівського природного заповідника, м. Канів, 8-10 вересня 1998 р.). Канів, 1998.– С. 13–14.
18. **Дубровский Ю.В.** Квазиприродные экосистемы и их роль в сохранении биоразнообразия // Modern trends in medicine, veterinary science and pharmacology development. Forms of life and questions of their coexistens: materials digest of the Vth and VIth International scientific and practical conferences (Odessa, London, May 26– June 2, 2011; Odessa, London, June 29– July 7, 2011). Odessa: InPress, 2011. С. 118– 121.
19. **Дубровський Ю.В.** Про екологічний стан покинутих сільськогосподарських ставків // Регіональні екологічні проблеми. Збірник наукових праць. Київ: ВГЛ „Обрії”. 2002. С. 136–139.

20. **Дубровский Ю.В.** Проблемы оптимизации трофической сети в экосистемах многоцелевых прудов // Проблеми функціонування та підвищення продуктивності водних екосистем: матеріали Міжнародної науково-практичної дистанційної конференції, присвяченої 110-річчю до дня народження професора Г. Б. Мельникова (24–25 квітня 2014 р., м. Дніпропетровськ) Дн.: Вид-во ДНУ, 2014. С. 167–169.
21. **Дубровский Ю.В.** Особенности сохранения водных и околоводных животных в малых водоёмах зелёных зон большого города // Modern methods of ensuring health and quality of human life through the prism of development of medicine and biological sciences. Peer-reviewed materials digest (collective monograph) published following the results of the CXXXIV International Research and Practice Conference and III stage of the Championship in Medicine and Pharmaceuticals, Biology, Veterinary Medicine and Agriculture. (London, November 24–November 30, 2016). London: IASHE, 2016. P. 26–28.
22. **Дубровский Ю.В.,** Ковальчук Н.Е., Мельничук В.П. Биопродуктивность сельскохозяйственных водоёмов с различной степенью интенсификации рыбоводства // Пресноводная аквакультура в Центральной и Восточной Европе: достижения и перспективы: Материалы международной научно-практической конференции, г.Киев 18-21 сентября 2000 г. К.: 2000. С. 176–177. (*Проведення експериментів, участь у аналізі матеріалів та написанні роботи*).
23. **Дубровський Ю.В.,** Некрасова О.Д. Земноводні та плазуни іригаційно-рибницьких угідь та питання їх охорони//Сучасні проблеми зоологічної науки. Матеріали Всеукраїнської наукової конференції “Наукові читання, присвячені 170-річчю заснування кафедри зоології та 100-річчю з дня народження професора О.Б.Кістяківського” (16-18 вересня 2004, Київ-Канів). К.: Київський університет, 2004. С.48 – 50. (*Участь у відборі, аналіз матеріалу і написанні роботи*).

24. **Dubrovsky Yu.V.** Rural ponds: landscape and habitat aspects / Methoda. Збірка наукових праць. Випуск “Фальцфейновські читання”. Херсон: Атлант, 1999. Р. 68– 71.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	20
1. РЕСУРСНО-БІОТОПІЧНЕ ЗНАЧЕННЯ БАГАТОЦІЛЬОВИХ СТАВКІВ І СТАН ЙОГО ДОСЛІДЖЕНОСТІ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ).....	26
1.1. Потенційні ресурси багатоцільових ставків України.....	26
1.2. Особливості гідробіологічного режиму ставків при їх багатоцільовому використанні.....	27
2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	32
2.1. Об'єкти досліджень	32
2.2. Визначення первинної продукції та деструкції у планктоні ставків.....	35
2.3. Методи кількісного обліку організмів у природі та аналізу їх харчування	39
2.4. Показники та індекси, що були використані.....	41
2.5. Загальний обсяг досліджень.....	42
3. ПРИРОДНА БІОПРОДУКТИВНІСТЬ ТА РИБОГОСПОДАРСЬКЕ ЗНАЧЕННЯ РУСЛОВИХ БАГАТОЦІЛЬОВИХ СТАВКІВ РЕГІОНУ	44
3.1. Первинна продукція планктону як критерій трофності і рибопродуктивності водойм.....	44
3.2. Біопродуктивність багатоцільових ставків та їх трофічна класифікація..	48
3.3. Продукційно-трофічний оптимум в екосистемах досліджуваних ставків.....	55
3.4. Актуальні питання підвищення та збереження біопродукції багатоцільових рибницьких ставків.....	60
4. ВПЛИВ РУСЛОВИХ СТАВКІВ НА ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ РЕЖИМ МАЛИХ ВОДОТОКІВ.....	81

4.1. Значення руслових ставків у регіональній гідромережі (стан питання).....	81
4.2. Вплив руслових ставків на продукційно-деструкційні показники планктону малих водотоків.....	82
4.3. Оцінка екологічного стану зарегульованих малих водотоків з використанням біотичного індексу Вудівісса.....	95
4.4. Проблеми антропогенної трансформації гідробіологічного режиму малих водотоків.....	100
5. РОЛЬ СТАВКОВИХ ЕКОСИСТЕМ ЛІСОСТЕПОВОЇ	
ЗОНИ У ЗБЕРЕЖЕННІ БІОРІЗНОМАНІТТЯ	119
5.1. Особливості ставкових угідь помірної експлуатації та їх роль у збереженні локального та регіонального біорізноманіття.....	119
5.2. Риби багатоцільових руслових ставків.....	121
5.3. Земноводні та плазуни досліджених ставкових угідь.....	123
5.4. Птахи досліджених ставкових угідь.....	125
5.5. Ссавці досліджених ставкових угідь.....	133
5.6. Аналіз видового багатства хребетних у ставкових угіддях.....	134
5.7. Аналіз видової насиченості ставкових прибережних смуг.....	138
5.8. Особливості досліджуваних гідрооб'єктів як компонентів екомережі...	145
5.9. Квazіприродні екосистеми та сучасні концепції збереження біорізноманіття.....	152
ВИСНОВКИ.....	159
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ.....	161

ВСТУП

Актуальність теми. Із 27 500 ставків України більше половини (55%) припадає на багатоцільові, які, на відміну від спеціалізованих, використовуються комплексно для аквакультури, іригації, розведення навколоводних птахів та звірів, підтримання рівнів вод, водопостачання, рекреації тощо. В лісостеповій зоні, з розвиненою аграрно-іригаційною мережею, руслові багатоцільові ставки є невід'ємним компонентом ландшафту і важливою складовою господарської діяльності.

Антропогенна трансформація живого покриву на більшій частині території країни змушує шукати нетривіальні шляхи підтримки та збереження біорізноманіття, в тому числі – у функціонально близьких до природних екосистемах помірної експлуатації. Повсюдне спорудження ставків на водотоках певною мірою компенсувало деградацію природної гідромережі та створило додаткові оселища для багатьох груп організмів, особливо навколоводних. Тому дослідження екологічної ролі таких ставків на малих водотоках, особливо у біопродукційному та природоохоронному аспектах, є дуже актуальним. Робота присвячена аналізу ролі багатоцільових ставків у річкових заплавах одночасно у біопродукційному та природоохоронному аспектах, що є принципово новим підходом у дослідженні подібних гідрооб'єктів. Спеціалізовані ставки в роботі не розглядалися.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертація підготовлена в ДУ „Інститут еволюційної екології НАН України” на основі матеріалів, що були отримані у результаті виконання планових тем вказаного інституту „Наукові основи і практичні засади збереження та відтворення біорізноманіття в умовах мегаполісу, як неодмінна умова підтримання його функціональної стійкості” (№ д/р 01061U12507) і „Наукові основи охорони водних та коловодних екосистем мегаполісу в рамках концепції біорізноманіття” (№ д/р 0112U002740) та двох індивідуальних

грантів Фонду Дж. і К. Макартурів (GA # 94-26977A-FSU і GA # 96-45329A-FWI) і гранту програми RSS/ OSSF 848/1999 Фонду Дж. Сороса.

Мета і завдання досліджень. Мета досліджень – оцінити природні біопродукційні можливості екосистем багатоцільових руслових ставків, їх вплив на якість водних мас пов'язаних із ними водотоків, а також – значимість у збереженні локального біорізноманіття. Для досягнення зазначеної мети були поставлені наступні завдання:

- визначити інтенсивність продукційно-деструкційних процесів у планктоні багатоцільових ставків, що розрізняються за характером та режимом використання;
- проаналізувати основні проблеми збереження та підвищення природної рибопродуктивності екосистем багатоцільових ставків з урахуванням особливостей їх використання;
- з'ясувати роль досліджуваних руслових ставків у підтриманні якості вод і самоочисної здатності пов'язаних із ними малих водотоків;
- дослідити гідробіологічні особливості занедбаних та покинутих руслових ставків та можливості їх відтворення для подальшого використання;
- оцінити роль екосистем багатоцільових ставків у збереженні локального біорізноманіття.

Об'єкт дослідження: екосистеми руслових ставків лісостепової зони України, які використовуються комплексно.

Предмет дослідження: біоресурсний потенціал багатоцільових лісостепових ставків в плані створення корисної рибопродукції і в аспекті підтримки сприятливих для більшості видів гідробіонтів умов існування та збереження біорізноманіття.

Методи дослідження: Основним у проведенні досліджень був склянковий метод у кисневій модифікації, що застосовувався для вивчення інтенсивності продукційних та деструкційних процесів у планктоні. Використані також загальноприйняті у гідробіології та екології методи

кількісного обліку організмів, аналізу їх місць існування та встановлення ценотичних зв'язків.

Наукова новизна отриманих результатів. На прикладі багатоцільових ставків вперше проаналізовано значення антропогенних (квазіприродних) водно-болотних угідь як своєрідних фацій у складі біотопів річкової заплави.

Вперше для Лісостепу України досліджена інтенсивність продукційних та деструкційних процесів у планктоні багатоцільових ставків та пов'язаних із ними водотоків. Завдяки тому багатоцільові ставки розділені на трофічні категорії та підкатегорії. Вперше для водойм даного типу встановлений діапазон значень продукційно-деструкційних показників, в якому питома продукція фітопланктону сягає найвищих значень і споживається рибою найбільш повно (продукційно-трофічний оптимум ставкових екосистем).

З'ясована суттєва роль ставкових екосистем у збереженні локального та регіонального біорізноманіття. Показано, що вплив руслових ставків на якість вод і самоочисну здатність малих водотоків істотно залежить від інтенсивності продукційно-деструкційних процесів у їх планктоні, за досить високих рівнів цих процесів такі ставки можуть виконувати роль біофільтрів органічних забруднень.

Практичне значення отриманих результатів. Розроблено експрес-метод оперативного прогнозу природної рибопродуктивності ставків за показниками прозорості води (із співавторами), що був впроваджений в 6 рибницьких господарствах: агрофірмах „Заря” і „Соколівка”, колективному сільськогосподарському підприємстві „Кривошійнське”, Жашківський, Київський та Таращанський рибоводно-меліоративних станціях, а також експрес-метод визначення таксономічного багатства населення малих гідрооб'єктів за індикаторними групами організмів (одноосібно), що був впроваджений у 2017 році у Дермансько-Острозькому та Мезинському національних парках.

Встановлено, що середньосезонні рівні первинної продукції планктону у досліджених ставках цілком достатні для вирощування там риби на природній кормовій базі.

Обґрунтовано пропозиції щодо оцінки природоохоронного значення ставкових угідь за їх інтегральним проєктивним покриттям, а також поетапної, починаючи із зариблення на природну кормову базу, інтенсифікації рибоводних процесів на багатоцільових ставках.

Матеріали досліджень були використані при проведенні занять із студентами Міжнародного Соломонового Університету щодо екологічних основ комплексного водокористування на сільськогосподарських водоймах.

Особистий внесок дисертанта. Здобувачем особисто здійснено пошук та аналіз літературних джерел, організовано та проведено експериментальні та польові дослідження, зроблено аналіз та статистичну обробку отриманих результатів. Викладені в дисертаційній роботі наукові положення, узагальнення та висновки сформульовані безпосередньо автором. Загальна структура дисертації сформована спільно з науковим керівником. У наукових роботах, що опубліковані у співавторстві, здобувач брав участь в формулюванні завдань, проведенні досліджень та підготовці результатів до друку. Більшість наукових робіт за дисертаційною тематикою написана без співавторів.

Апробація основних результатів роботи. Результати даної роботи доповідались на IV з'їзді Гідроекологічного товариства України (с. Курортне, Крим, 2005); Науковій конференції, присвяченій 75-річчю Канівського природного заповідника (Канів, 1998); Міжнародній науковій конференції „Фальцфейнівські читання” (Херсон, 1999); Міжнародній науково-практичній конференції „Пресноводная аквакультура в Центральной и Восточной Европе: достижения и перспективы” (Київ, 2000); Всеукраїнській науковій конференції „Регіональні екологічні проблеми” (Київ, 2002); Всеукраїнській науковій конференції, присвяченій 170-річчю заснування кафедри зоології (Київ-Канів, 2004); Міждисциплінарній конференції

„Збереження водно-болотного та наземного біорізноманіття на сільськогосподарських землях за допомогою оптимізації ландшафтів" (Київ, 2005); Київській міській науково-практичній конференції „Екологія Голосіївського лісу" (Київ, 2005); Міжнародній науково-практичній дистанційній конференції, присвяченій 110-річчю до дня народження професора Г.Б. Мельникова (Дніпропетровськ, 2014); CXXXIV Міжнародній науково-практичній конференції "Modern methods of ensuring health and quality of human life through the prism of development of medicine and biological sciences" (London, 2016).

Представлені на чемпіонати з наукової аналітики в рамках Глобального міжнародного науково-аналітичного проекту (GISAP) 4 статті-презентації, після обговорення на відповідних Міжнародних науково-практичних конференціях, отримали наукові нагороди: два Дипломи Мислителя (Diploma Sophist № DS-12/0017 і № DS-015/0110) за II-гі місця в Європейсько-Азійських чемпіонатах (XIX Conference: Veterinary, agricultural, biological and chemical sciences: state and prospects of development in the XXI century, London, 2012 та CXIII Conference: Modern features of development of Biological science as factors of solution of pressing problems of human survival and the natural environment, London, 2015), Диплом Мислителя (Diploma Sophist № DS-12/0023) за III-є місце в Національному чемпіонаті України (XXXVI Conference: Issues of limits, reproduction and rational use of natural resources, London, 2012) і Диплом наукового прогресу (Diploma Scientific Progress) за одну із кращих регіональних дослідницьких робіт (VI Conference: Forms of life and questions of their coexistent: Odessa–London, 2011).

Публікації. Основні результати дисертаційних досліджень опубліковані у 24 наукових статтях та повідомленнях, у тому числі: 5 – в іноземних виданнях, що індексуються в наукометричних базах даних, 6 – у фахових виданнях України.

Структура і обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається з вступу, 5 розділів, висновків і списку використаних літературних джерел

(254 найменування, з них 19 латиницею) та додатку. Обсяг основного тексту дисертації складає 160 сторінок, загальний обсяг роботи – 197 сторінок. Текст роботи ілюстровано 8 рисунками та 32 таблицями.

РОЗДІЛ 1

РЕСУРСНО-БІОТОПІЧНЕ ЗНАЧЕННЯ БАГАТОЦІЛЬОВИХ РУСЛОВИХ СТАВКІВ І СТАН ЙОГО ДОСЛІДЖЕНОСТІ (ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)

1.1. Потенційні ресурси багатоцільових ставків України

Особливості гідрографічної мережі регіону допускають спорудження значної кількості малих водойм, що має в Україні довгу історію. У більшості районів, особливо сільськогосподарських, ці водойми, завдяки їх чисельності, відіграють помітну роль в динаміці регіональної гідромережі. Безпосередньо або побічно, з ними пов'язана значна частина місцевих гідроресурсів.

На території України побудовано 27500 ставків (Природно-ресурсний аспект..., 2001) переважна більшість (98 %) яких є невеликими водоймами з водною поверхнею менше 1000 га (Природа Української РСР..., 1987). Зустрічаються вони практично повсюдно і займають площу, яка в деяких областях досягає 1,5-2% земної поверхні (Україна. Природне середовище і людина, 1993). Тут зосереджена певна частина гідроресурсів країни. Невеликі іригаційні та рибоводні ставки вже давно є досить характерними елементами агроландшафтів.

55 % всіх ставків, що використовуються в Україні припадає саме на різноцільові. Часто вони використовуються комплексно і являють собою найважливіший резерв виробництва риби (Ананьїв, 1979). За розмірним складом серед них є ставки з площами від 20 до 50 га – 32 %, від 5 до 20 га – 24%, від 50 до 100 га – 19% і більше 100 га – 18 %. Решта – ставки площею до 5 га, хоча за кількістю вони становлять більшість ставкового фонду (46,5 %). В даний час такі ставки частіше за інших використовуються фермерами (Гринжевський та ін., 2000).

Більше половини різноцільових ставків, придатних для рибиництва, знаходяться в лісостеповій зоні. Природні умови тут дуже сприятливі для розведення риби, зокрема, сумарна сонячна радіація становить близько 4000 МДж/м², радіаційний баланс – 1800 МДж/м², річна кількість опадів – 500-600 мм, тривалість періоду без заморозків – 120-140 діб, а періоду з середньодобовими температурами від + 5° до + 15°С – близько 100 діб (Атлас природних умов..., 1978). Природно-кліматичні умови регіону забезпечують цілком допустимий компроміс між кількістю тепла, достатнім для прискореного зростання маси риб, і необхідною водністю ландшафту. Тому розведення риби в ставках має стародавні традиції і в даний час є досить розвиненою галуззю сільськогосподарського виробництва.

Ставок перевершує поле за рівнем первинної продукції, тому використання одиниці площі для рибиництва, зокрема розведення коропів, в плані отримання тваринного білка ефективніше, ніж пасовищне скотарство (Шпет, 1972). Ефективність природокористування значно зростає при рибогосподарському освоєнні площ, які не придатні для землеробства (Мелешко та ін., 1969). На даний час опубліковано ряд методичних посібників з вирощування риби в ставках багатоцільового використання (Гринжевський, Сабодаш, 1981; Гринжевський та ін., 2000; Давидов, 2000; Козлов, Абрамович, 1991; Козлов, Гринжевський, 1986; Товстик, Склярів, 1989; Сабодаш, Гринжевський, 1988 та ін.). Однак, всі вони не враховують біопродукційні особливості окремих груп водойм всередині зони. Недостатньо уваги приділяється паралельному розведенню нерибних об'єктів: водоплавних птахів, раків, медичних п'явок і заготівлі жаб. Існують резерви таких супутніх ресурсів, як мул (добриво для городів) і водно-болотна рослинність (корм для худоби або зелені добрива). Багато ставків досліджуваного типу характеризуються значним природоохоронним потенціалом (Вплив рибного господарства на біологічне різноманіття, 2003).

1.2. Особливості гідробіологічного режиму ставків при їх багатоцільовому використанні

Продукційно-екологічний режим ставків визначається їх географічним положенням, властивостями ложа, якістю живильної води і особливостями їх експлуатації (Присяний, 1953). Ставки різноцільового використання відрізняються від спеціалізованих менш суворими вимогами до режиму, що допускають, в тому числі, їх значну різноманітність по площах і глибинах (Козлов, 1986). Для них характерні також мінливість рівня води і підвищений (до 15-ти разів на рік і більше) водообмін, наявність водозаборів, значні коливання фізико-хімічних показників води, різкі сезонні коливання чисельності та біомаси гідробіонтів, присутність сторонньої іхтіофауни та ін. (Козлов, Абрамович, 1991). У гідролого-гідрохімічному і, особливо, в гідробіологічному відношенні руслові різноцільові ставки вивчені набагато слабше, ніж, наприклад, спеціалізовано-рибоводні. Проте, опублікованих матеріалів достатньо для характеристики режиму цих водойм.

Грунт ложа – основний фактор, що обумовлює рівень природної кормності ставка (Присяний, 1953). Для лісостепових ставків характерні такі основні типи ґрунтів ложа: болотно-торф'яністі, мулисті, чорноземні, важкі глинисті, піщані і супіщані. При інших рівних умовах ставки з чорноземними і мулистими ґрунтами більш продуктивні (Присяний, 1953). У загальному плані такі ставки характеризуються малими середніми глибинами (1,5 – 2 м), невисокою прозорістю (0,3 – 1,1 м), помірним (ок. 0,2 м), іноді значним (до 1,5 м) замуленням (Козлов, Абрамович, 1991; Пахомов, 1953; Філь, 1971). Вміст кисню в приповерхневих шарах змінюється в значних межах: 2 – 21 мг/л, часто виникає стратифікація з фактичним зникненням кисню в придонних шарах води.

Гідрохімічні особливості визначаються типом водозабору і складом основних ландшафтоутворюючих порід, частіше зустрічаються гідрокарбонатно-кальцієві води групи кальцію (Коненко, 1971). Мінералізація – в межах 500 – 6000 мг/л, водневий показник (pH) – 7 – 9,

твердість води – 0,5 – 13 мг-екв/л, концентрація кальцію – 15 – 110 мг/л. Вміст органічних і біогенних речовин у воді досить високий, причому, дуже часто залежить від ступеню антропогенного впливу на водойми. В середньому, концентрації амонійного азоту знаходяться в межах 0,2 – 6,5 мг/л, фосфатів – 0,3 – 1,3 мг/л, біхроматна окислюваність становить 4 – 36 мг O_2 /л (Коненко, Підгайко, Радзимовський, 1965).

Всі різноцільові ставки в тій чи іншій мірі заростають макрофітами: очеретом, рогозами, рдестами, куширем та ін. У верхів'ях дуже часто буває заболочування, обумовлене розвитком високопродуктивних заростей плавневого типу. За відсутності меліоративних заходів поверхня 2/3 ставків може заростати на 50% і більше, а продукція макрофітів при цьому досягати більше 200 ц/га фітомаси за сезон (Алтухов, 1974; Козлов, Абрамович, 1991). 80 % ставків даної групи схильні до цвітіння синьозеленими, евгленовими, діатомовими, протококовими і динофітовими водоростями, при цьому близько половини з них – заморні. Біомаса фітопланктону в цих ставках в середньому становлять 3-9 г/м³ (Харитонова, Кражан, Лупачова, 1976). В цілому різноцільові ставки Лісостепу – досить кормні (Коненко, Підгайко, Радзимовський, 1965; Пахомов, 1958; Кражан та ін., 2006). Середньосезонна біомаса зоопланктону в них становить 20 г/м³, зообентоса – 8 г/ м² (Вовк, 1955; Ковальчук, 1990), фітофільної фауни – 150 г/м² (Вовк, 1955). У більшості ставків популяції кормових організмів знаходяться під сильним пресом риб, включаючи такі малоцінні види, як тугоросла форма карася, вівсянка, колючка триголкова, окунь, пічкур, гірчак, щипавка і недавно з'явився чебачок амурський (Вовк, 1955; Харитонова, Кражан, Лупачова, 1976).

Ряд спеціальних гідробіологічних робіт присвячені типологічно близьким до багатоцільових паркових ставків і озер Києва та його околиць. Вони стосуються оцінки їх санітарного стану (Афанасьєв, 1996; Зуб та ін, 2007; Кіпніс, 2005; Ольгович, 2007), впливу забруднювачів (Кавецький та ін, 2007; Кленус та ін, 2007), впливу урбанізації в цілому (Паршикова, 2007;

Сітник та ін, 2005; Щербак та ін, 2005), визначенню їх біопродукційного потенціалу і можливостей рибогосподарського використання (Ковальчук та ін, 2004; Щербак та ін, 2004; 2006). У ряді досліджень приділено увагу біорізноманіттю цих водойм (Екологічний стан....2005; Екологічний стан..., 2010; Романенко, Арсан, Кіпніс та ін., 2015).

Для ставків з різним біоресурсним потенціалом доцільні різні форми їх господарського використання, чим визначається актуальність їх ресурсної оцінки та класифікації. Однак, спеціальні дослідження біоресурсного потенціалу різноцільових ставків і пов'язаних з ними угідь одночасно в біопродукційному і природоохоронному аспектах в межах регіону не проводилися. Зокрема, найважливішими показниками функціонування та корисної продуктивності ставкових екосистем є валова первинна продукція та деструкція органічних речовин у планктоні (Щербак, 2010). Проте, раніше продукційно-деструкційні процеси в розглянутих ставках фактично не вивчалися. Комплексній оцінці їх природоохоронного значення також не приділялася увага. До проведення цих досліджень у наукових публікаціях розглядалися загальні проблеми комплексного використання ставків, наводилися дані щодо їх гідрохімії, кормової бази та рибоводного використання. Ці ставки також зазначалися як місце оселення окремих груп рослин і тварин.

Основна ідея роботи – вивчення, на прикладі малих гідросистем, можливостей суміщення виробництва корисної продукції зі збереженням локального і регіонального біорізноманіття шляхом підтримки сприятливих для більшості видів умов існування. Дослідженнями одночасно охоплювалися як утилітарні аспекти (отримання корисної біопродукції), так і природоохоронні (підтримання якості вод та збереження біорізноманіття).

У сферу досліджень також входив аналіз можливостей оптимізації різних форм водокористування, особливо – рибоводного, з урахуванням інтересів охорони природи.

Цими дослідженнями не порушуються питання, що стосуються використання біоресурсів ставків, наприклад, літування ставків (Мартишів, 1958; Хомчук, 1950), застосування добрив (Вінберг, Ляхнович, 1965; Харитонова, 1974; 1984 і ін), вирощування живих кормів (Богатова, 1973; 1980). З іншого боку, приділено увагу таким малодослідженим питанням, як потенційні кормові ресурси, трофічна роль амфібій, вплив морфометричних факторів на біопродуктивність і т. д.

Найважливішими гідробіологічними особливостями руслових ставків (як у науково-аналітичному аспекті, так і з точки зору потреб людини) є: 1) інтенсивне створення біомаси (у тому числі – такої, що використовується людиною), 2) підтримання водного балансу місцевості, особливо в плані формування якості вод, 3) збереження високого локального біорізноманіття. Відповідно, аналізу цих особливостей присвячені три основних розділи цієї дисертації.

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1. Об'єкти досліджень

Об'єктами досліджень є екосистеми ставків і пов'язані з ними угіддя, які, зазвичай, знаходяться в межах водоохоронних зон, що виділяються навколо ставків згідно з Водним кодексом. Розглянуті ставки, що різняться за характером використання та екологічним режимом, наповнюються малими річками і струмками лісостепової зони України. Всі вони є багатоцільовими (різноцільовими), тобто, на відміну від спеціалізованих ставків, можуть одночасно використовуватися для різних цілей. Відповідно, для таких водойм характерний досить значний розкид біотопічних показників (Козлов, Абрамович, 1991). Спеціалізовані ставки, які служать для якої-небудь однієї спеціальної мети, в рамках даної роботи не розглядалися. Характеристика 30 основних вивчених ставків і пов'язаних з ними угідь наведена в таблиці 2.1.

Таблиця 2.1

Основні досліджені ставки і пов'язані з ними угіддя

1. Протипожежний ставок кордону «Монаший Млин» (Мотовилівського лісництва Васильківського р-ну Київської обл.). Площа – 2 га, під водою – 1,6 га. Локалізація: лісова балка зі струмком – притокою р. Унава, оточений мішаним лісом.
2. Діброво-Ленінське риболовно-мисливське господарство КВОО (с. Пороскотень Бородянського р-ну Київської обл.). Площа – 5 га, під водою – 4,5 га. Локалізація: заплава лісового струмка, оточений мішаним лісом.
3. Кривчунецький вирощувальний ставок Жашківської РМС (с. Кривчунка Жашківський р-ну Черкаської обл.). Площа – 6 га, під водою – 5 га. Локалізація: заплава річки Молочна, оточений пасовищними луками.
4. Снітинські ставки (с. Велика Снітинка Фастівського р-ну Київської обл.). Площа – 7 га, під водою – 6,6 га. Локалізація: заплава річки Стугна, оточений – полями і сільгоспугіддями.
5. Ставки лісопарку «Феофанія» (м. Київ). Площа – 8 га, під водою – 5 га. Локалізація: заплава струмка – притока струмка Віта, оточений – листяним лісом.

Продовження таблиці 2.1

6. Вирощувальні ставки КСП «Дружба» (с. Горобіївка Сквирського р-ну Київської обл.). Площа – 9 га, під водою – 8 га. Локалізація: балка з струмком – притокою річки Березянка, оточений – полями і сільгоспугіддями.
7. Плесецький ставок (с. Плесецьке Васильківського р-ну Київської обл.). Площа – 10 га, під водою – 8 га. Локалізація: заплава річки Плиска, оточений – мішаним лісом
8. Іригаційний ставок КСП «Нива» (с. Назарівка Володарського р-ну Донецької обл.). Площа – 11 га, під водою – 8 га. Локалізація: заплава річки Каратиш, оточений – кам'янистим степом і сільгоспугіддями.
9. Китаївський каскад ставків Голосіївського лісу (м. Київ). Площа – 12 га, під водою – 9 га. Локалізація: заплава Китаївського струмка, оточений – листяним лісом.
10. Озеро Берізка ДКП, «Плесо» (м. Київ). Площа – 15 га, під водою – 14,8 га. Локалізація: заплава річки Дарниця, оточений – мішаним лісом.
11. Дідорівський каскад ставків Голосіївського лісу (м. Київ). Площа – 16 га, під водою – 14 га. Локалізація: заплава Дідорівського струмка, оточений – листяним лісом.
12. Нагульний ставок № 3 Жашківської РМС (с. Городище Жашківського р-ну Черкаської обл.). Площа – 19 га, під водою – 18 га. Локалізація: заплава річки Торч, оточений – полями.
13. Озеро Сорочий брід Ірпінської зрошувальної системи (с. Велика Снітинка Фастівського р-ну Київської обл.). Площа – 20 га, під водою – 19 га. Локалізація: заплава річки Снітинка, оточений – мішаним лісом.
14. Нижній нагульний ставок с. Барахти (Васильківського р-ну Київської обл.). Площа – 21 га, під водою – 20 га. Локалізація: заплава річки Барахтянка, оточений – полями і сільськогосподарськими гіддями.
15. Паркові ставки м. Васильків (Васильківського р-ну Київської обл.). Площа – 22 га, під водою – 16 га. Локалізація: заплава річки Стугна, оточений – міською забудовою і городами, заболоченою заплавою (1:1).
16. Нагульний ставок орендної бригади (с. Триліси Фастівського р-ну Київської обл.). Площа – 23 га, під водою – 21 га. Локалізація: заплава річки Кам'янка, оточений – сільськогосподарськими угіддями.
17. Балочний поливний ставок (с. Першотравневе Розівського р-ну Запорізької обл.). Площа – 25 га, під водою – 24 га. Локалізація: заплава річки Каратиш, оточений – кам'янистим степом і сільськогосподарськими угіддями.
18. Нагульний ставок КСП «Дружба» (с. Шаліївка Сквирського р-ну Київської обл.). Площа – 30 га, під водою – 25 га. Локалізація: заплава річки Березянка, оточений – полями і сільгоспугіддями.
19. Ходосіївський рибацький ставок (с. Ходосіївка Києво-Святошинського р-ну Київської обл.). Площа – 32 га, під водою – 30 га. Локалізація: заплава річки Сіверка, оточений – дачними ділянками і мішаним лісом.

Продовження таблиці 2.1

20. Нагульний ставок «Качатник» Таращанського рибцеху Київського рибкомбінату (с. Кирдани Таращанського р-ну Київської обл.). Площа Нагульний ставок «Качатник» Таращанського рибцеху Київського рибкомбінату – 50 га, під водою – 47 га. Локалізація: заплава річки Котлуй, оточений – сільгоспугіддями.
21. Нагульний ставок КСП «Кривошеїнське» (с. Кривошіїнці Сквирського р-ну Київської обл.). Площа – 60 га, під водою – 53 га. Локалізація: заплава річки Сквирка, оточений – сільгоспугіддями.
22. Урочище «Степок» – каскад ставків Таращанської РМС (с. Кирдани Таращанського р-ну Київської обл.). Площа – 66 га, під водою – 60 га. Локалізація: заплава річки Кислоха, оточений – сільгоспугіддями.
23. Рекреаційно-рибоводні ставки філії фірми «Антонов-Агро» (с. Круглик Києво-Святошинського р-ну Київської обл.). Площа – 79 га, під водою – 77 га. Локалізація: заплава річки Сіверка, оточений – мішаним лісом і одноповерховими будівлями (9:1).
24. Мотовилівські ставки (с. Мотовилівська Слобідка – с. Борова Фастівського р-ну Київської обл.). Площа – 85 га, під водою – 60 га. Локалізація: заплава річки Стугна, оточений – сільгоспугіддями та одноповерховою забудовою.
25. Київська РМС (с. Здорівка Васильківського р-ну Київської обл.). Площа – 130 га, під водою – 118 га. Локалізація: заплава річки Стугна, оточений – мішаним лісцм і сільгоспугіддями (1:1).
26. Солтанівський рибцех Київського рибкомбінату (с. Велика Солтанівка Васильківського р-ну Київської обл.). Площа – 160 га, під водою – 150 га. Локалізація: заплава річки Стугна, оточений – сільгоспугіддями (70 %) і мішаним лісом (30%).
27. Центральний ставок агрофірми «Соколівка» (с. Соколівка Жашківського р-ну Черкаської обл.). Площа – 205 га, під водою – 200 га. Локалізація: долина річки Руда, оточений – сільгоспугіддями.
28. Янівський ставок ВАТ «Львівський облрибкомбінат» (сmt. Івано-Франкове Яворівського р-ну Львівської обл.). Площа – 210 га, під водою – 207 га. Локалізація: заплава річки Верещиця, оточений – мішаним лісом (40 %), болотами (40 %), одноповерховою забудовою (20%).
29. Ставок-водосховище цукрового заводу та агрофірми «Зоря» (с. Саливонки Васильківського р-ну Київської обл.). Площа – 220 га, під водою – 215 га. Локалізація: долина річки протоки, оточений – сільгоспугіддями (60 %) і одноповерховою забудовою (40%).
30. Накопичувальні ставки-водосховища Лісове та Корнинське Ірпінської зрошувальної системи (сmt. Площа – 450 га, під водою – 446 га. Локалізація: заплава річки Ірпінь, оточений –мішаним лісом (85 %), луками і болотами (10 %), одноповерховою забудовою (5%).

Додатково до 35 різноцільових ставків, розташованих у зазначених вище угіддях, дослідженнями були охоплено 6 ставків з підвищеною щільністю посадки личинок риби (для вивчення харчування жаб), 16 орендно-фермерських ставків, 30 занедбаних ставків, які тимчасово не використовувалися, а також, для порівняння, 5 природних озер, 2 затоки і 1 загат. Період досліджень: 1994 – 2014.

2.2. Визначення первинної продукції та деструкції у планктоні ставків.

Первинна продукція і деструкція в планктоні досліджуваних ставків визначалася методом світлих і темних склянок в кисневій модифікації (Винберг, 1960; Федоров, 1979), для чого були створені спеціальні пристрої, що включають нержавіючі рамки, поплавці і якірні вантажі. У серійних експериментах використовувалися пляшки зі світлого скла об'ємом 250 см³ з щільно прилеглими гумовими пробками, які є найбільш зручними. За допомогою рамок, 2 світлі і 2 темні пляшки виставлялися на заданій глибині в горизонтальному положенні. Одночасно в такій же пляшці визначався вихідний вміст кисню. Визначення концентрації кисню в пляшках на першому етапі робіт проводилося за методикою Вінклера (Романенко, Кузнецов, 1974), а згодом – термооксиметром Н20 – ІОА. Різниця величин, отриманих обома методами, зазвичай знаходилася в межах 0,3-0,5 і не перевищувала 0,7 г О₂/м³. Тому, в переважній більшості експериментів був використаний термооксиметр, що дозволило значно збільшити швидкість і кількість визначень. Валова продукція в г О₂/м³ визначалася по різниці концентрації кисню в світлих і темних склянках в кінці експерименту ($A = C - T$), чиста продукція – по різниці його концентрацій в світлих склянках в кінці і вихідної на початку експерименту ($A = C - I$), а деструкція – по різниці вихідної концентрації кисню і кінцевої в темній склянці ($R = I - T$).

Для оцінки достовірності відмінностей (випадкового розкиду) продукційних і деструкційних величин в приповерхневих горизонтах

середини ставка (фактично – в однакових умовах) одночасно були поставлені 10 експериментів з визначення продукції і стільки ж – деструкції. Відстань між парами склянок становила по 3 метри. Розбіжність даних при цьому визначалося помилкою методу і флуктуаціями мікроструктури зовні однорідного середовища, тобто випадковими причинами. Довірчий інтервал за результатами цих, формально ідентичних, дослідів знаходився в межах $1,49 \text{ г O}_2/\text{м}^3$ для первинної продукції і $1,22 \text{ мг г O}_2/\text{м}^3$ для деструкції (при $p < 0,01$). Отже, різниця показників, що не перевищують зазначені величини, може бути віднесена за рахунок випадкових відмінностей.

Вимірювання, проведені в різні періоди доби із застосуванням різних експозицій (2, 3, 4, 8, 9, 10, 15, 16, 24, 48 годин) вказували на імпульсний характер продукційно-деструкційної динаміки в досліджуваних ставках, де звичайні різкі коливання інтенсивності фотосинтезу і деструкції. Причому, як продукційні, так і деструкційні процеси протікають нерівномірно протягом доби. В таких умовах найбільш доцільною представлялася добова експозиція. Для уточнення цього були поставлені паралельні експерименти. Величини продукції та деструкції, отримані додаванням даних за короткими (у середньому – 4 години) експозиціями за добу фактично повністю співпали з результатами 24-годинної експозиції. Тому, всі визначення первинної продукції та деструкції в планктоні досліджуваних ставків проводилися на основі добової експозиції. Причому, початок експериментів планувався за 2-3 години до опівдня. Технічно більш зручним виявилось експонування проб, відібраних у ряді ставків з однаковою температурою води, в одному з них. Для перевірки допустимості такого прийому були проведено 3 серії дослідів у порівнянні фотосинтетичної активності ідентичних зразків води, поставлених одночасно в двох різних ставках. Встановлено, що поглинання і виділення кисню в ізольованих пробах планктону відображає продукційну динаміку вихідної водойми, а не тої, в якій здійснюється експонування. Як продукція, так і деструкція в дослідних зразках достовірно не відрізнялися від таких в контрольних, встановлених на добу у вихідній водоймі (в

однакових світлових і температурних умовах). Подібним же чином експериментально з'ясована можливість транспортування живих проб протягом 3-х годин при слабкому розсіяному освітленні.

Для оцінки інтегральної продукції фітопланктону (ΣA) під 1 м² поверхні води була вивчена градація інтенсивності фотосинтезу і деструкції по горизонтах. Для цього на трьох ставках (спускному, приспускному і неспускному) різної трофності і глибини з червня по вересень, коли прозорість води в кожному з них відповідала середньосезонному значенню, були поставлені 8 методичних експериментів. Під час їх проведення, склянки, наповнені за допомогою пляшкового батометра водою відповідних шарів, експонувалися (протягом доби) безпосередньо біля поверхні води і на глибинах 25, 50, 75, 100, 150 см (або біля дна), а у більш глибоких греблевих зонах – також 200 і 300 см. Різниця концентрації кисню в світлих і темних склянках присутня на всіх глибинах, включаючи 2-х і 3-х метрові. Однак, валова продукція на таких глибинах дуже мала і становить не більше 2 – 5% приповерхневих величин. При невеликих глибинах (загальна середня для всіх ставків – 1,41 м, найбільша середня – 2,20 м) фотична зона практично охоплює всю товщу води. Світлові умови тут оптимальні для фотосинтезу до глибини 50 – 60 см, нижче продукційні показники різко падають. Максимальна інтенсивність фотосинтезу спостерігалася в переважній більшості випадків безпосередньо біля поверхні води. Компенсаційна точка відзначалася на глибинах 82 – 93 см, її середня глибина – 87 см.

В первом случае она находилась как площадь, заключённая между отложенными на графике кривыми продукции и деструкции, численное выражение которой получено путём взвешивания на электронных весах и последующего соотнесения с весом площади прямоугольника (условной высотой 1 м) на горизонте максимального фотосинтеза (A_{max}). Во втором варианте использовалась формула:

Продукція фітопланктону під 1 м² поверхні (ΣA) пропорційна інтегралу кривої вертикального розподілу фотосинтезу (Бульон, 1983;

Кузнецов та ін., 1989; Федоров, 1979). На основі отриманих величин вона визначалася одночасно двома способами: графічним (Романенко, Кузнецов, 1974; Руководство по методам гідробіологічного аналізу....., 1983) і розрахунковим (Федоров, 1979; Щербак, 1982). У першому випадку вона обчислювалася як площа, укладена між відкладеними на графіку кривими продукції і деструкції, чисельне вираження якої отримано шляхом зважування на електронних вагах і подальшого співвідношення з вагою площі прямокутника (умовною висотою 1 м) на горизонті максимального фотосинтезу (A_{max}). У другому варіанті використовувалася формула:

$$\Sigma A = A_1 \cdot \frac{L_1}{2} + A_2 \cdot \frac{L_1 + L_2}{2} + A_3 \cdot \frac{L_2 + L_3}{2} \dots A_n \cdot \frac{L_{n-1} + L_n}{2},$$

Де: ΣA – інтегральна валова продукція фітопланктону під 1 м² поверхні; A – валова продукція фітопланктону відповідного горизонту; L – відстань в м між горизонтами вимірювань, рахуючи L_1 від першого горизонту біля поверхні A_1 до наступного A_2 . Величини інтегральної продукції, обчислені двома способами, для кожного дослідження збіглися з точністю до 3-го знака. Значення відношення інтегральної продукції фітопланктону під 1 м² до його максимальної продукції, яка утворюється в приповерхневих горизонтах ($\Sigma A / A_{max}$) в серії проведених експериментів знаходилися в межах 0,68 – 0,73. Середнє значення цього відношення – 0,70 майже співпадає із аналогічним показником – 0,6 для більшості рибогосподарських водойм східної Європи (Бессонов, Привезенцев, 1987). Надалі воно використовувалося для розрахунку інтегральної валової продукції фітопланктону в стовпі води під 1 м² (ΣA) за величинами його максимальної продукції в приповерхневих горизонтах (A_{max}) для всіх досліджуваних ставків. Аналогічне середнє значення зазначених відношень ($\Sigma A / A_{max}$) для Київського водосховища виявилось 1,56. Це цілком зрозуміло, оскільки зона фотосинтезу там може досягати глибини 7м (Щербак, Кузьменко, 1987). Для розрахунку інтегральної продукції також застосовується формула (Бульон, 1979):

$$\Sigma A = A_{\max} \cdot K \cdot SD,$$

де: ΣA – інтегральна валова продукція фітопланктону під 1 м²; $A_{\max}$ – його максимальна продукція в приповерхневих горизонтах; K – коефіцієнт послаблення фотосинтезу з глибиною; SD – прозорість води в м. Виходячи з отриманого співвідношення $\Sigma A/A_{\max} = 0,70$ і усередненої для всіх досліджуваних ставків середньосезонної прозорості рівній 0,63 м отримуємо для досліджуваних ставків $K = 1,11$. Це значення K також удвічі перевищує отриману для Київського водосховища (Щербак, 1982), але вкладається в межі значень ($K = 0,90 \pm 0,30$), отриманих для озерних водоймищ СРСР (Бульон, 1983). Можна вважати, що отримані співвідношення і коефіцієнт є досить надійними.

За результатами експериментів проявляється деяка тенденція зниження інтенсивності деструкції зі зростанням глибини. Однак, величини деструкції на різних горизонтах достовірно між собою не розрізнилися. Тому, для обчислення інтегральної деструкції ($\Sigma R/ \text{м}^2$) їх середні значення множилися на глибину водойми в м. У розрахунках використаний оксикалорійний коефіцієнт 1 мг O₂ = 14, 67 кДж (Кузнецов, Дубинина, 1989). Тривалість вегетаційного періоду – 180 днів. Супутні аналізи і вимірювання виконувалися загальноприйнятими в гідробіології методами досліджень (Методика вивчення біогеоценозів..., 1975; Керівництво по методам гідробіологічного аналізу....., 1983).

2.3. Методи кількісного обліку організмів в природі та аналізу їх харчування

Проби фітопланктону відбиралися 6–12 разів протягом сезону рівномірно по всій глибині ставка за допомогою пляшкового батометра (об'єм – 1 л). Після фіксації 4 %-ним розчином формаліну оброблялися загальноприйнятими методами (Федоров, 1979; Щербак, 2002). Зокрема, підготовка проб здійснювалася методом осадження (седиментації). Підрахунок водоростей проводився в камері Нажотта об'ємом 0,02 мл (по 3

підрахунки для кожної проби). Обсяг водоростей визначався шляхом прирівнювання їх форми до подібних геометричних фігур, обсяги яких легко розраховуються за відомими формулами. Використовувалися також табличні значення об'ємів (Федоров, 1979). Загальна біомаса водоростей у пробі (г/м^3) розраховувалася множенням об'ємів окремих груп на їх чисельність з подальшим підсумовуванням. Питома вага організмів при цьому прирівнювався до 1 (Федоров, 1979).

Загальне проективне покриття (проективна повнота), визначалося візуально як відношення проекції частин рослин до загальної площі, на якій визначалося покриття (Воронов, 1973), воно оцінювалося для кожного ярусу окремо. Проективне покриття поверхні ставків макрофітами визначалося також по загальній картині їх заростання (Мальцев, Карпова, 1999).

Водні безхребетні, що мають індикаторне значення, збиралися стандартним гідробіологічним сачком в заростях і в придонних шарах води. Збір закінчувався при встановленні повного групового складу безхребетних. Відносний облік личинок кровосисних комарів був проведений за допомогою білої кювети площею 2 дм^2 і об'ємом 1 л. Для кожної водойми облік включав кілька десятків повторів. Підрахунок окремих груп організмів і їх визначення здійснювалися за загальноприйнятими методиками (Руководство по медицинской энтомологии, 1974; Руководство по методам гидробиологического анализа..., 1983; Шеремет, 1998).

Склад їжі риб і амфібій вивчався методом розтину і подальшого аналізу вмісту шлунково-кишкового тракту фіксованих 60 %-ним спиртом або 2-3% формаліном особин. Харчові грудки зважувалися на електронних або торзійних вагах, а самі тварини – на технічних. Для обчислення загальних індексів наповнення були підсумовані показники маси вмісту шлунків окремих особин і отримана величина була віднесена до загальної маси всіх проаналізованих екземплярів даного виду. Збільшивши частку в 10000 разів отримуємо значення індексу в продецимілле.

Видова насиченість визначалася як загальне число видів рослин і тварин (головним чином – трав і членистоногих), помітних неозброєним оком, при візуальному огляді поверхні 1 м².

Загальна рибопродуктивність наведена за даними вилову риби за рік.

Обліки хребетних тварин (мінімум 2 рази в угіддях) виконувалися шляхом обходу гідрооб'єктів по периметру на основі загальноприйнятих методів і посібників (*IBA программа. Методические рекомендации по организации учета птиц*, 1996; Новиков, 1953; *Определитель земноводных и пресмыкающихся фауны СССР*, 1977; Промптов, 1949; Фесенко, Бокотей, 2002; Формозов, 1951). На просторово неоднорідних і протяжних об'єктах використовувалися також човни і спеціальні маршрути, рекомендовані для вивчення водно-болотних угідь (*Методические указания...*, 1983). Облік і визначення видового складу хребетних тварин проведені за участю фахівців Інституту зоології ім І. І.Шмальгаузена НАН України: О. Д. Некрасової, М. А. Осипової, Ю.А. Семенова, А. Н. Цвелиха. Щільність водних амфібій визначалася на одиницю довжини берегової лінії (Пащенко, 1955, 1959).

Статистична обробка даних проведена за допомогою прикладних програмних пакетів Statistica 4.5 і Past.

2.4. Показники та індекси, що були використані.

Коефіцієнт відкритості водойм (κ_0) визначений як відношення площі водного дзеркала в км² до середньої глибини в м. Трофічний індекс Карлсона (Carlson, 1977) визначався за формулою: $ISD = 10 (6 - \ln SD / \ln 2)$, де **ISD** – значення трофічного індексу, **SD** – середня прозорість води в метрах по диску Секкі, $\ln$ – натуральний логарифм.

Інтегральне проєктивне покриття – **IP** визначалося як середньозважена за площами однорідних ділянок сума значень загального проєктивного покриття всіх виділених ярусів і під'ярусів рослинності (Дубровський, 1999; 2004; Dubrovsky, 2001). Його значення виражається у відсотках або у вигляді десяткового дробу, але, на відміну від прийнятих в геоботаніці показників

покриття, він може перевищувати 100 % (або 1,0 у вигляді дробу). Хоча **IP** є менш точним показником структури біотопу, ніж індекс листової поверхні, він швидко визначається окомірною і може використовуватися для порівняння різних біотопів та їх складових. **IP×S** – той же показник, помножений на площу угідь, дає деяке уявлення про їх біотопічну ємність ((Дубровский, Третьак, 2005). У цій роботі **IP** і його похідні використовувалися для оцінки природоохоронного потенціалу угідь, тому що поява екологічних ніш для тварин в основному зумовлюється розвитком рослинності.

Для оцінки якості вод застосовувалися біотичні індекси Вудівісса і Майєра, значення яких визначалося за таблицями на основі співвідношень індикаторних груп водних безхребетних в гідробіологічних зборах (Вудивисс, 1977; Макрушин, 1974; Мальцев, Карпова, Зуб, 2011; Woodiwiss, 1964).

Для оцінки трофічного тиску малоцінних видів риби був застосований показник (Дубровский, 1987), розроблений для вивчення трофічної конкуренції у тварин за індексами наповнення (розділ 3.4.).

2.5. Загальний обсяг досліджень

Всього, в біопродукційному або в природоохоронному відношенні, були досліджені (не рахуючи мікрowodойми) 95 гідрооб'єктів, з них – 87 ставків, розташованих на 25 малих річках і струмках, а також – 2 затоки, 1 загата і 5 заплавлених озер. Річка Стугна, як основний модельний водотік, обстежена від витoku до гирла (Мальцев, Зуб, Потапенко та ін., 1997).

Поставлено понад 400 натурних експериментів з визначення первинної продукції та деструкції планктону ставків, заток і руслових ділянок водотоків. Прораховано 60 проб для визначення біомаси фітопланктону. Оброблено 63 проби фітофільних безхребетних для визначення індексу Вудівісса, 5 проб – для визначення індексу Майєра, 30 проб – для визначення щільності личинок кровосисних комарів, проаналізовано склад їжі 79 екз. безхвостих амфібій, виконано кілька сотень гідрологічних

вимірювань і аналізів. Проведено 130 визначень заростань водойм і загального проективного покриття їх прибережних смуг, 30 визначень видової насиченості берегових ділянок трав'янистими рослинами і безхребетними, 90 обліків хребетних, мешкають в угіддях.

РОЗДІЛ 3

ПРИРОДНА БІОПРОДУКТИВНІСТЬ ТА РИБОГОСПОДАРСЬКЕ ЗНАЧЕННЯ РУСЛОВИХ БАГАТОЦІЛЬОВИХ СТАВКІВ РЕГІОНУ

3.1. Первинна продукція планктону як критерій трофності та рибопродуктивності водойм

Біопродуктивність і рибництво. Ставкове рибництво має в Україні давні традиції, зумовлені, значною мірою, її географічним положенням. Природно-кліматичні умови країни забезпечують важливий компроміс між кількістю тепла, достатнім для прискореного зростання основних порід риб та необхідним водовмістом ландшафтів. Грунтові умови забезпечують їх високу природну продуктивність. За величинами первинної продукції на одиницю площі ставки, зазвичай, перевершують поля, тому пасовищне рибництво може бути більш ефективним у виробництві тваринного білка, ніж пасовищне тваринництво (Шпет, 1972). Велика частина ставків за своїм екологічним режимом та якістю води придатна для розведення риби. Створені виключно для цієї мети ставки спеціалізовано-рибоводних господарств (рибгоспів) вивчені в еколого-продукційному відношенні досить детально. Для них розроблені спеціальні рибоводні технології, які важко застосовувати в умовах багатоцільових ставків, де рибництво є не єдиною, а часто — і не основною формою водокористування. В таких умовах вирощування риби на природній кормовій базі набуває особливої актуальності.

Найбільш надійним показником природної рибопродуктивності ставків є первинна продукція планктону (бульйон, Вінберг, 1981; Вінберг, 1960; Ляхнович, Суринович, Казакова, 1961).

Особливості продукційно-деструкційних процесів в планктоні досліджуваних ставків. Типові рибоводні ставки площею 30-50 га при середній глибині близько 1,5 м за формою являють собою тонкі водні млинці на земній поверхні. За коефіцієнтом відкритості вони значно перевищують

більшість природних озер аналогічного обсягу. Тому, динаміка продукування і розкладання органічної речовини в них значною мірою залежить від стану основних (заплавних) біотопів, включаючи їх наземну і атмосферну складові.

Величини добової первинної продукції і деструкції в планктоні ставків за весь період їх досліджень знаходилися в межах $0,4 - 25,9 \text{ г O}_2 / \text{м}^3$ для **A** і $0,1 - 12,5 \text{ г O}_2 / \text{м}^3$ для **R**, а, в окремих випадках, значення продукції наближалися до аналітичного нуля. Тобто спостережуваний діапазон цих показників виявився досить значним. Ці ж величини, визначені в типовому рибоводному ставку, однаково і безперервно протягом трьох діб (при сталості показників температури: $+22^\circ$ і прозорості: 54 см) склали для **A**: 7,57; 8,82 і 7,80; для **R**: 5,28; 3,38 і 2,61 $\text{г O}_2 / \text{м}^3$ відповідно. Вони вказують на імпульсно-хаотичний характер протікання продукційно-деструкційних процесів у ставках досліджуваної групи.

Ці процеси, однак, характеризуються вираженою добовою ритмікою, особливостями якої є ранковий максимум фотосинтезу (близько 70% продукції створюється в інтервалі від сходу сонця до середини світлового дня) і післяполуденне зростання деструкції (66% якої здійснюється від полудня до заходу). Аналогічна асиметрія інтенсивності фотосинтезу спостерігається і в планктоні дніпровських водосховищ (Щербак, 1982). Добова Динаміка пов'язаних з фотосинтезом показників для типового рибоводного ставка в літній період представлена на рис. 3.1 і в таблиці 3.1

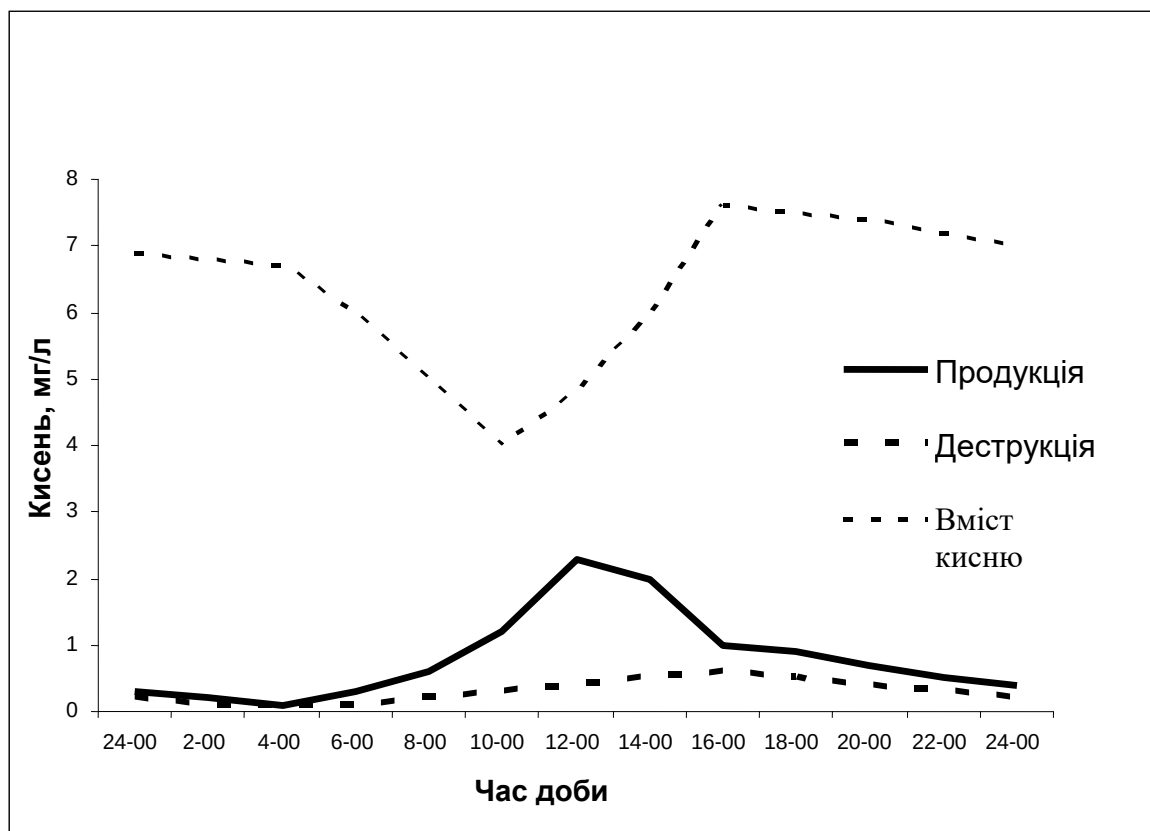


Рис. 3.1 Добова динаміка первинної продукції, деструкції та вмісту кисню у воді типового рібницького ставку

Таблиця 3.1

Первинна продукція та деструкція у планктоні рібницького ставу в різні періоди доби (г O_2 /м³).

Період доби	Продукція та деструкція у % від добової	
	Продукція	Деструкція
8.00 – 12.00	40	17
12.00 – 16.00	33	33
16.00 – 20.00	20	33
20.00 – 8.00	7	17

В якості загальних закономірностей сезонної динаміки продукційно-деструкційних процесів у планктоні досліджених ставків можна виділити наступні: 1) вкрай низькі показники цих процесів навесні, 2) їх різке зростання в період перволіття (2-га половина травня-кінець червня, що має, однак, дуже нестійкий характер – для даного періоду характерні значні максимуми і мінімуми продукції та деструкції, 3) стабілізація на високому

рівні продукційних і деструкційних показників в літні місяці (липень - серпень), 4) зниження цих показників у вересні, як правило, не досягає весняних мінімумів. Сезонна динаміка пов'язаних із фотосинтезом показників: продукції та деструкції ($\text{г O}_2/\text{м}^3$ за добу), кисню ($\text{г O}_2/\text{м}^3$) і прозорості (дм) води для типових рибоводних ставків представлена на рис. 3.2 і в таблиці 3.3

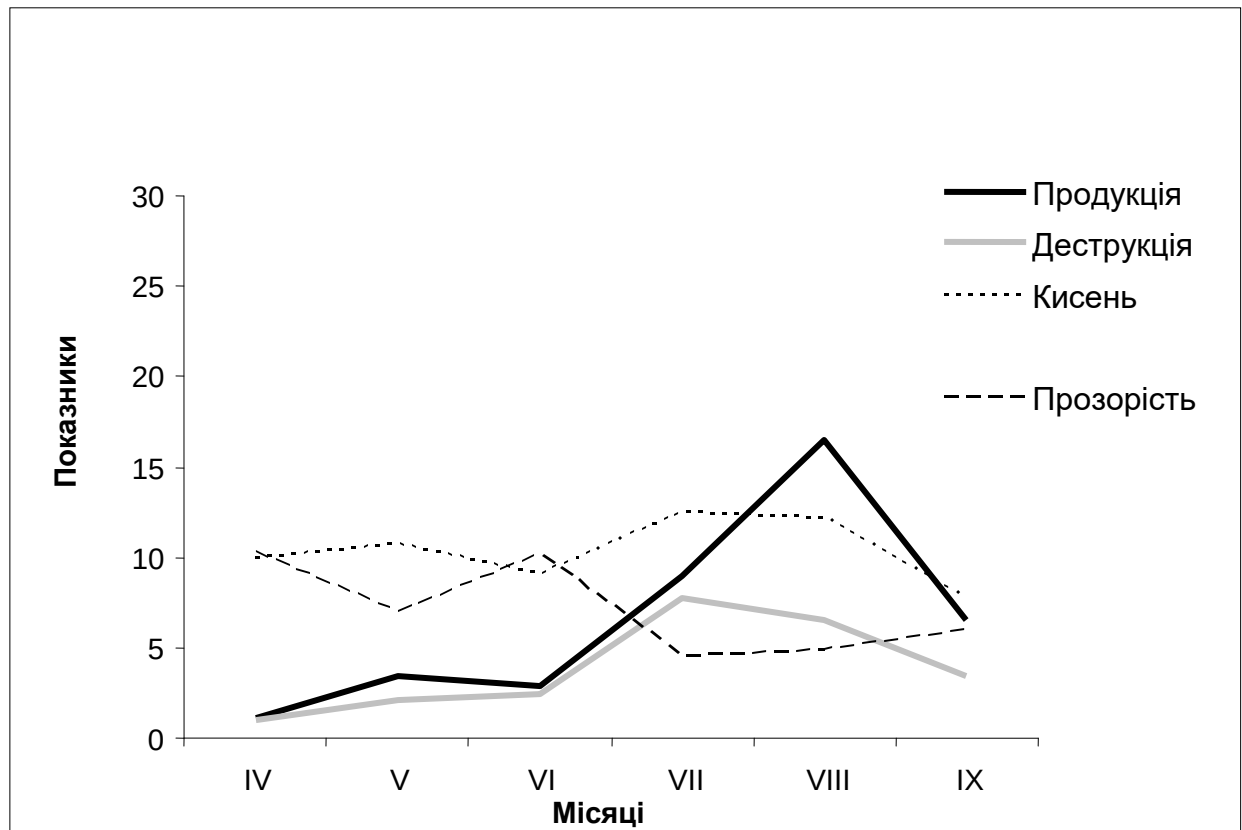


Рис. 3.2 Сезонна динаміка добової первинної продукції та деструкції ($\text{г O}_2/\text{м}^3$ за добу), прозорості (дм) та вмісту кисню у воді ($\text{г}/\text{м}^3$) спускного рибницького ставку

Середньосезонні значення ($n=6$) первинної продукції та деструкції в планктоні спускного рибоводного ставка протягом двох суміжних років склали для а: 6,6 і 5,7; для R: 3,9 і 2,7; а неспускного – для А: 6,1 і 6,7; для R: 2,0 і 2,9 $\text{г O}_2/\text{м}^3$ за добу відповідно. Для кожного з цих ставків зазначені показники не виходять за межі довірчого інтервалу як для А, так і для R, і отже, достовірно не розрізняються.

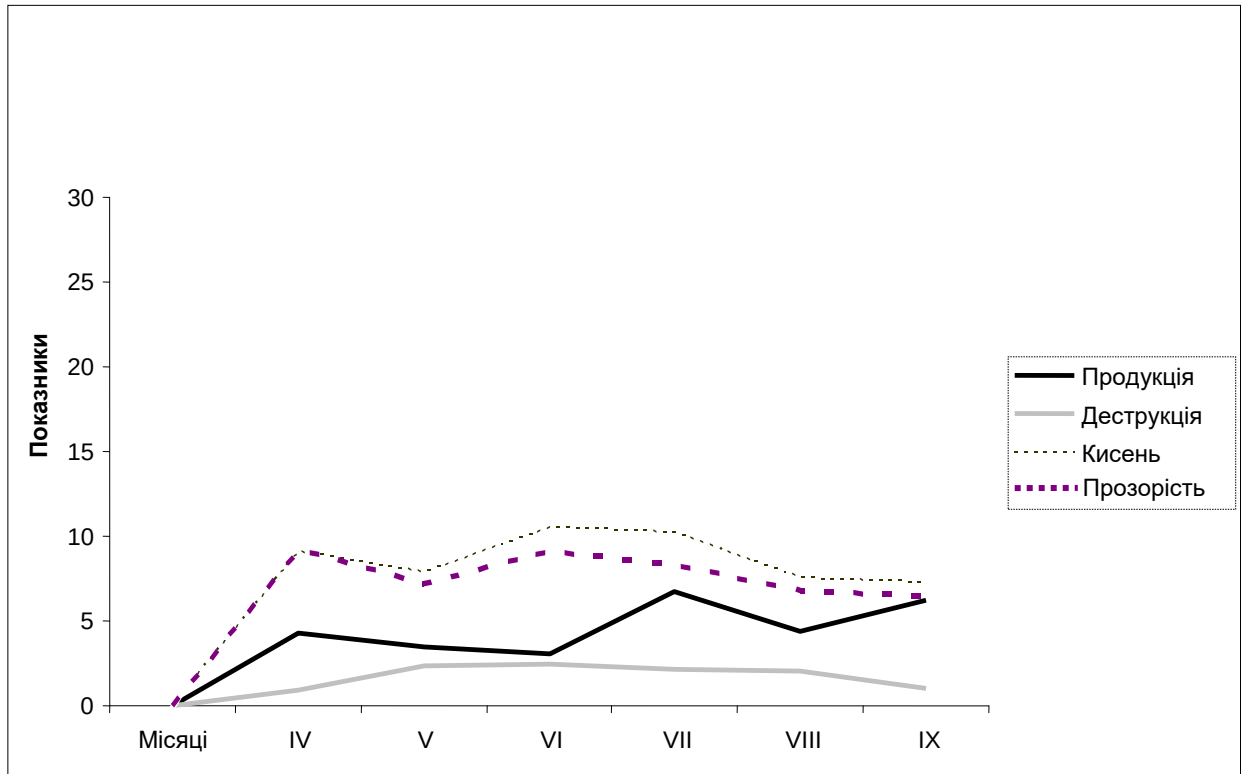


Рис. 3.3 Сезонна динаміка добової первинної продукції та деструкції ($\text{г О}_2/\text{м}^3$ за добу), прозорості (дм) та вмісту кисню у воді ($\text{г}/\text{м}^3$) неспускного рибницького ставку.

Така ж картина спостерігається для більшості досліджених ставків, екологічний режим яких за даний період не змінився. Саме середньосезонні продукційно-деструкційні показники є об'єктивними як для порівняння між собою різних водойм, так і для вирішення практичних завдань.

3.2. Біопродуктивність багатоцільових ставків та їх трофічна класифікація

Об'єкти досліджень. Об'єктами порівняльного аналізу були нагульні ставки Київської та Черкаської обл., що істотно розрізняються за формами супутнього водокористування і, відповідно, за своїми технологічним режимом та екологічними особливостями (Дубровский, 2014). Перші дві водойми, які не є рибоводними, взяті в якості контрольних для порівняння. Досліджені ставки розташовані в таблиці за зростанням ступеня

інтенсифікації застосовуваних рибоводних технологій (сезонний спуск води, щільність зариблення, внесення добрив і кормів в різних комбінаціях за сезон), а в дужках вказані номери угідь (розд. 2.1) , в яких вони знаходяться:

Таблиця 3.2

Режим та особливості використання досліджених ставків:

1 (13). Неспускний іригаційний ставок, який використовується також для рекреації та аматорського рибальства, який ніколи не зариблявся. Контрольна водойма – рибництво відсутнє.
2 (29). Неспускний іригаційно-технологічний ставок з виключно пасовищною системою рибництва.
3 (25). Приспускний заболочений рекреаційно-рибальський ставок, що був зарибнений у минулому.
4 (22). Спускний ставок місцевого водокористування з пасовищним рибництвом при систематичному внесенні добрив: біля 700 кг / га – мінеральних, 600 кг / га – органічних.
5 (14). Неперіодично спускний ставок місцевого зрошення з переважно пасовищною системою рибництва при епізодичній підгодівлі різними кормами: біля 80 кг / га.
6 (25). Спускний ставок-водонакопичувач з напівінтенсивною системою рибництва, що передбачає епізодичне внесення гною – 570 кг / га та годування комбікормом – 250 кг/га.
7 (18). Спускний ставок місцевого водокористування з напівінтенсивною системою рибництва, що передбачає удобрення аміачною водою – 1000 кг/га та годівлю комбікормом – 250 кг/га.
8 (16). Спускний ставок з переважно пасовищною, при епізодичному підживленні комбікормом – 200 кг/га, системою рибництва, що використовується також для рекреації та аматорського рибальства.

Продовження таблиці 3.2

9 (21). Спускний ставок місцевого водокористування з інтенсивною системою рибництва, що передбачає удобрення аміачною водою – 1000 кг/га та систематичне внесення комбікормів – 500 кг/га.
10 (27). Приспускний іригаційно-рибоводний ставок, де застосовується систематичне підживлення: комбікормом - 1000 кг/га та зерновідходами – 1700 кг/га.
11 (12). Спускний іригаційно-рибоводний ставок з інтенсивною технологією рибництва, що включає внесення добрив – 3900 кг/га, комбікормів – 3800 кг/га.
12 (22). Спускний ставок інтенсивного рибництва (внесення мінеральних добрив – 1700 кг/га, органічних – 5700 кг/га і комбікормів – 400 кг/га) з малою щільністю качок і гусей.
13 (22). Спускний ставок інтенсивного рибництва (внесення мінеральних добрив – 750 кг/га, гною – 8750 кг/га), що приймає тваринницькі стоки.
14 (22). Спускний ставок інтенсивного рибництва (внесення мінеральних добрив - 1020 кг/га, органічних – 6200 кг/га та комбікормів – 548 кг/га) із середньою щільністю качок.
15 (20). Спускний ставок-качатник, ферма з дуже високою щільністю качок (400екз./ га) та інтенсивною системою рибництва (внесення мінеральних добрив – 1600 кг/га і комбікормів – 5600 кг/га).

Пояснення: у дужках вказані номери водойм у таблиці описів 2.1.

Середньосезонні гідрологічні та продукційно-трофічні показники 15 вивчених різноцільових ставків представлені в табл. 3.3 і 3.4.

Таблиця 3.3

Гідрологічна характеристика досліджених багатоцільових ставків

№	S	H	k_o	d	m	o	l	T
1	28	2,1	0,12	136	526,0	24,8	60	10
2	215	2,2	0,99	73	592,9	30,2	40	3
3	25	1,3	0,17	76	488,7	21,2	45	60
4	8	1,0	0,08	70	405,0	58,1	25	18
5	20	1,2	0,17	77	531,5	54,6	15	4
6	37	1,8	0,25	93	426,5	39,2	30	50
7	25	1,4	0,18	62	425,0	45,1	45	20
8	21	1,5	0,14	58	496,1	30,1	20	6
9	30	1,2	0,25	52	392,0	53,0	30	40
10	180	1,8	1,00	58	472,5	29,5	40	10
11	18	1,1	0,23	45	493,5	29,1	5	5
12	14	1,1	0,13	41	445,0	24,7	25	10
13	6	0,8	0,09	39	424,6	34,7	25	12
14	11	1,3	0,08	32	416,0	54,2	30	8
15	47	1,3	0,36	31	477,0	38,9	30	36

Пояснення: **S** – площа, га; **H** – глибина, м; **k_o** – коефіцієнт відкритості водойми; **d** – прозорість води, см; **m** – загальна мінералізація води, г/м³; **o** – вміст органічних речовин за бихроматною окислюваністю, г О/м³; **l** – товщина мулу, см; **T** – зарослість водного дзеркала, %.

Табл. 3.4. показує, що рівень трофності та продукційно-деструкційні показники безпосередньо пов'язані зі ступенем інтенсифікації рибоводних технологій і зростають прямо пропорційно його підвищенню.

Таблиця 3.4

Продукційно-трофічна характеристика різних досліджених ставків

№	ISD	A_m гО ₂ /м ³	R гО ₂ /м ³	$A/м^2$ кДж	$R/м^2$ кДж	R/A_m	$A/м^2 - R/м^2$ кДж	P ц/га
1	58	5,4	3,2	72,6	95,6	0,59	-23,0	0,2
2	64	6,1	2,6	63,8	77,7	0,43	-13,9	2,5
3	64	8,5	3,7	60,4	52,7	0,44	+7,7	0,6
4	64	9,0	3,4	65,3	48,4	0,37	+16,9	4,0
5	64	9,1	3,8	73,0	64,9	0,42	+8,1	9,9
6	66	6,6	3,9	53,5	83,2	0,59	-29,7	5,0
7	67	6,9	3,1	48,1	61,8	0,45	-13,7	12,0
8	68	7,3	2,7	53,0	57,6	0,37	-4,6	4,5
9	70	8,1	4,2	52,6	71,7	0,52	-12,1	8,7
10	70	10,3	4,3	68,1	91,8	0,42	-23,7	7,0
11	72	10,9	2,7	59,7	42,3	0,25	+17,4	10,0
12	73	12,7	4,6	65,6	72,0	0,36	-6,4	11,8
13	74	12,8	6,4	49,2	91,1	0,50	-41,9	7,8
14	76	12,3	5,2	54,6	96,2	0,42	-41,6	16,2
15	77	19,4	7,4	82,5	136,9	0,38	-54,4	13,0

Пояснення: **ISD** – трофічний індекс Карлсона, **A_m** – середньодобова продукція фітопланктону в поверхневих шарах, **R** – середньодобова деструкція планктону, **$A/м^2$** – інтегральна середньодобова продукція фітопланктону в стовпі води під 1 м², **$R/м^2$** – інтегральна середньодобова деструкція всього планктону в стовпі води під 1 м², **P** – загальна рибопродуктивність по вилову, ц/га за сезон).

В ході статистичної обробки вихідних даних встановлені достовірні ($p < 0,05$) позитивні кореляції між κ_0 та **ISD** ($r = 0,80$), **A_m** та **ISD** ($r = 0,76$), **A_m** та **R** ($r = 0,74$), **A_m** та ступенем інтенсивності рибництва, оціненої в умовних одиницях ($r = 0,61$), між **A_m** та κ_0 ($r = 0,60$), а також – негативні кореляції між **A_m** та **d** ($r = -0,81$), **A_m** та **H** ($r = -0,57$), **A_m** та **L** ($r = -0,56$). Тобто первинна продукція планктону і пов'язані з нею показники – Індекс трофності і

деструкція, закономірно зростають з підвищенням інтенсивності рибництва. Продукція фітопланктону ставків зростає також з підвищенням коефіцієнта відкритості водойми і, мабуть, може знижуватися зі збільшенням глибини та замулення. Подібні залежності між показниками, в принципі, очікувані (Зайцев, Кисельова, 1989; Шадрін, 1985). Біотичний баланс ($A/m^2 - R/m^2$) у планктоні переважної більшості досліджених ставків негативний через великий приплив алохтонної органічної речовини. Внесення добрив в такі ставки нераціонально. Для інших показників встановлена достовірна ($p < 0,001$) негативна кореляція між T та m ($r = -0,65$), а також – T та H ($r = -0,60$). Отже, мілководні ставки з низькою мінералізацією води заростають швидше. Всі малі водойми, особливо-мілководні, в якійсь мірі заростають вищою водною рослинністю. Для дослідженої групи ставків встановити допустимий ступінь заростання не вдалося. Можна припустити, що заростання понад 50% поверхні водойми призводить до зниження його трофності і рибопродуктивності (див. № 8 в табл. 3.4). Заростання обстежених водойм рогозом та очеретом з берегів зазвичай спостерігається до глибини 130 – 150 см, рідше — до 190 см. Значна крутизна берегів, як правило, дозволяє уникнути високої заростання водойм. Хоча, при сучасному забрудненні середовища, вузька (близько 50 см) смуга прибережної рослинності може грати роль екологічного буфера.

Рівні трофності, зокрема-величини первинної продукції, всіх досліджених ставків цілком достатні для організації там пасовищного рибництва (Ковальчук, Дубровський, Мельничук, 2000). Зариблення ставків помітно підвищує їх трофічний статус, що ще раз підтверджується отриманими даними. Контрольний ставок № 1, який не зариблюється, є евтрофним. Всі інші ставки, які зариблялися, в тому числі – типологічно подібні № 2 і 5, відносяться вже до гіпертрофних (**ISD** понад 60).

Відносно загальної рибопродуктивності встановлені достовірні ($p < 0,05$) позитивні кореляції між P та **ISD** ($r = 0,79$), P та ступенем інтенсивності рибництва в умовних одиницях ($r = 0,73$), P та **AM** ($r = 0,58$), P та **o** ($r = 0,56$),

а також – негативна кореляція між **P** і **d** ($r = -0,76$). Кореляція між рибопродуктивністю і індексом трофності виявилася тіснішою, ніж між рибопродуктивністю і ступенем інтенсивності рибництва. Отже, при вирощуванні риби в ставках комплексного призначення доцільно повніше використовувати їх природні продукційні можливості.

Проведені дослідження підтвердили справедливність при комплексному водокористуванні на ставках загальновідомої залежності рибопродуктивності від первинної продукції планктону (Бульйон, Вінберг, 1981; Ляхнович, Суринович, Казакова, 1961). Всі вивчені ставки є високотрофними водоймами. За своїм трофічним статусом тільки одна водойма, яка ніколи не зариблялася (див. № 1 в табл. 3.4), відноситься до евтрофних, а всі інші – до гіпертрофних. Вони мають цілком достатній біопродукційний потенціал для вирощування риби на природній кормовій базі. Найвищі продукційно-деструкційні показники та індекс трофності відзначені для ставка інтенсивного рибництва з високою щільністю качок. Виявляється також тенденція зниження значень відношення **R/ A_m** зі зростанням трофності водойм. Мабуть, при високих значеннях цього відношення продукція фітопланктону споживається консументами в повному обсязі. Теоретично це відкриває додаткові можливості отримання рибної продукції за рахунок більш ефективного використання первинної продукції планктону.

За продукційно-трофічними показниками, зокрема, значенням індексу трофності (**ISD**), величинам середнесезонної біомаси фітопланктону (**B**, мг/л) та інтенсивністю продукційних і деструкційних процесів (**A_m** та **R** – середнесезонна первинна продукція і деструкція планктону в приповерхневих горизонтах, г O₂/м³ за добу), досліджувані ставки досить чітко поділяються на 3 трофічні категорії: I – евтрофні, II – політрофні, III – сильно гіпертрофні (табл. 3.5). Причому, в складі II-ої категорії також можна виділити дві підкатегорії: слабо політрофні та помірно політрофні. Всі виділені категорії чітко розрізняються за величинами **ISD**, **B** та **A_m**. Підкатегорії (всередині II) розрізняються за **B** та **A_m**, а показники **R** помітно перекриваються і, тому, є

фактично непридатними для розмежування трофічних категорій досліджених ставків.

Основу I-ої трофічної категорії складають нерибоводні водойми (табл. 3.2 – № 1). У г-у входять ставки, де практикується пасовищне або напівінтенсивне рибництво (№ 2-11), причому, II-A (№ 2, 6, 8, 9) представлена, в основному, ставками з епізодичними або частковими інтенсифікаційними заходами, а II-б (3, 4, 5, 10, 11) ставками стабільного технологічного режиму. У III – їй трофічної категорії (№ 12-15) присутні ставки, де регулярно та одночасно застосовуються добрива та підгодовля.

Таблиця 3.5

Трофічні категорії та підкатегорії досліджених багатоцільових ставків

(пояснення в тексті).

№		ISD	B, г/м³	A_m, г O₂/м³	R, г O₂/м³
I		Ниже 60	Ниже 10	Ниже 5,5	Ниже 2,5
II		60 – 72	10 – 25	5,5 – 11,0	1,9 – 4,3
	II-a	60 – 69	10 – 13	5,5 – 8,0	1,9 – 3,9
	II-б	61 – 72	14 – 22	8,5 – 11,0	2,7 – 4,3
III		Выше 72	Выше 25	Выше 12,0	Выше 4,4

3.3. Продукційно-трофічний оптимум в екосистемах досліджуваних ставків

Питома продукція фітопланктону ставків з різним ступенем інтенсифікації рибництва. Об'єктами порівняльного дослідження (Dubrovsky, 1999) були 10 ставків, що розрізняються за інтенсивністю рибоводних технологій (№ 1(13), 2(29), 4(22), 5(14), 6(25), 10(27), 12(22), 13(22), 14(22), 15(20) – див. табл. 3.1.). Отримані коефіцієнти питомої продукції фітопланктону наведені в табл. 3.6.

Таблиця 3.6

Продукція та біомаса фітопланктону багатоцільових ставків за різної інтенсивності рибництва.

№	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
In	O	O	+	+	+	+	++	++	++	++
ISD	58	64	64	64	66	70	73	74	76	76
B	6,6	13,4	17,8	8,5	11,2	22,1	27,1	45,4	50,5	41,3
A _m	5,4	6,1	9,0	9,1	6,6	10,3	12,7	12,8	12,3	19,4
A/B	5,7	3,1	3,5	7,4	4,1	3,2	3,2	1,9	1,7	3,2

Пояснення: **№** – номер за порядком, **In** – рівні інтенсифікації (O – вирощування риби на природній кормовій базі, + – помірні підживлення або удобрення ставків, ++ – одночасні годівля та удобрення); **ISD** – трофічний Індекс Карлсона; **B** – середньосезонна біомаса фітопланктону, г/м³; **A_m** – середньосезонна продукція фітопланктону в приповерхностних горизонтах, г O₂/м³ за добу; **A/B** – питома продукція фітопланктону за добу.

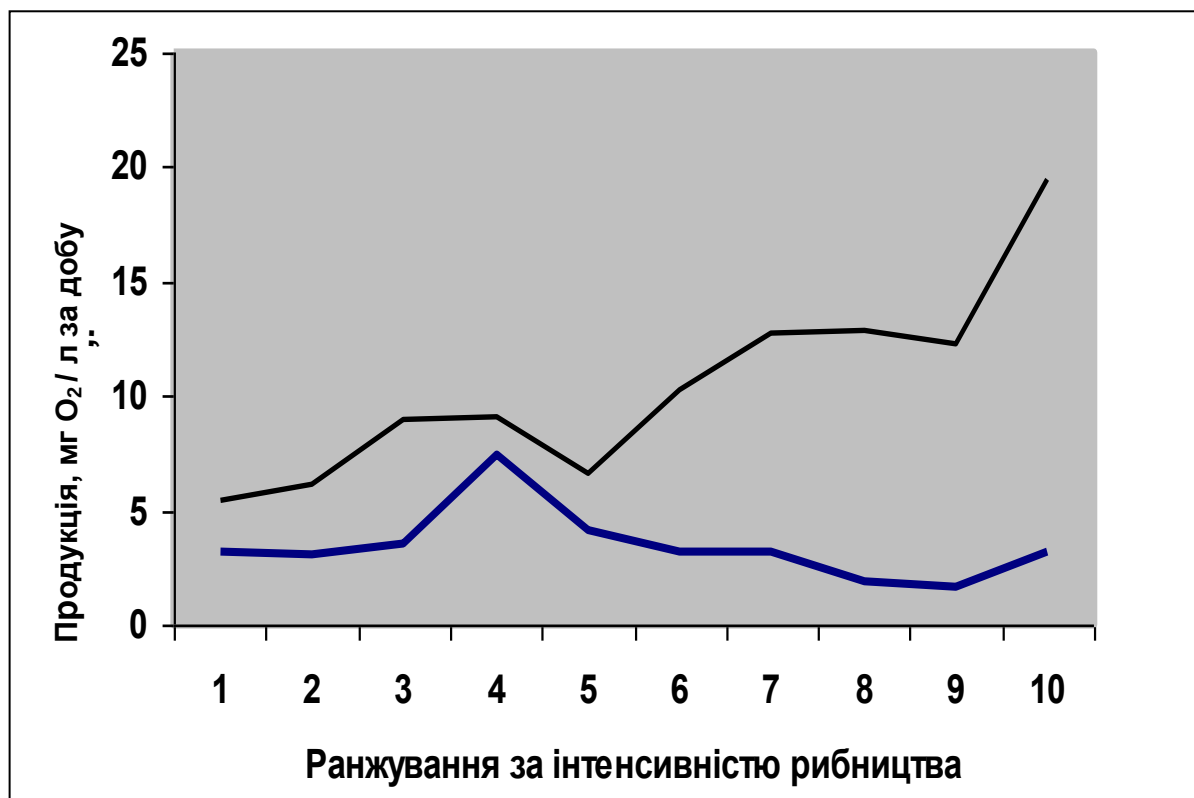


Рис. 3.4 Порівняння валової (верхня крива) та питомої (нижня крива) продукції фітопланктону ставків за різної інтенсивності рибоводних технологій.

Рис. 3.4. ілюструє, що зі зростанням інтенсивності рибництва валова продукція фітопланктону (верхня лінія) збільшується, а його питома

продукція (нижня лінія) досягає найбільших значень при невисокій інтенсивності технологій. Найвищі величини біомаси та продукції фітопланктону характерні для ставків з високою інтенсивністю рибництва, де систематично застосовуються комбікорми та добрива. Однак, більш висока питома фотосинтетична активність (A/B) планктону відзначена для ставків напівінтенсивного рибництва

Біопродуктивність багатоцільових ставків з різним ступенем інтенсифікації рибництва. Аналіз загальної та питомої природної біопродуктивності багатоцільових ставків показує, що з підвищенням інтенсифікації рибництва ефективність використання кормової бази рибами зростає до певної межі, а потім – падає, тобто найвища питома продуктивність як фітопланктону, так і риб, досягається при невисоких рівнях інтенсифікації (Дубровський, Ковальчук, Мельничук, 2000; Dubrovsky, 1999). Для з'ясування ефективності використання продукції фітопланктону були проаналізовані матеріали детальних досліджень 5 типових ставків з різним ступенем інтенсифікації рибництва (табл. 3.7).

Таблиця 3.7

№	N	m	I	A	P	F	O	F/A	F/O
1(2)	2,0	20	0	48,3	2,5	2,5	11,5	5,2	21,8
2(8)	4,5	20	0,2	52,5	4,5	4,5	10,7	8,6	42,1
3(10)	5,3	30	1,0	55,6	10,0	5,8	10,6	10,4	54,7
4(11)	5,3	25	3,8	57,8	11,1	4,0	12,7	6,9	31,5
5(15)	6,0	20	5,6	61,0	13,0	0,8	6,7	1,3	11,9

Пояснення: Рибопродуктивність багатоцільових ставків з різною інтенсифікацією рибництва (N – щільність посадки, тис. екз./га; m – наважка, г; I – внесення комбікормів, т/га за сезон; A – валова продукція фітопланктону, ц/га за сезон; P – загальна рибопродуктивність за даними вилову, ц/га; F – фактична рибопродуктивність за рахунок природної кормової бази, розрахована з урахуванням загальної рибопродуктивності та

внесення кормів, ц/га; **O** – потенційна рибопродуктивність за рахунок природної кормової бази, ц/га; відносини **F/A** і **F/P** наведено у % (номера у дужках відповідають табл.2.2).

Наведені в табл. дані показують, що зі зростанням інтенсифікації рибиництва ефективність використання природної біопродуктивності водойми підвищується до определенного рівня, а потім – знижується. Отже, природна кормова база значною мірою недовикористовується. У той же час, раціональне зариблення ставків досліджуваного типу з урахуванням їх природної біопродуктивності дозволяє отримувати до 15 ц/га рибопродукції за допомогою виключно пасовищної технології (Махоніна, Гламазда, Сазанова, 2000).

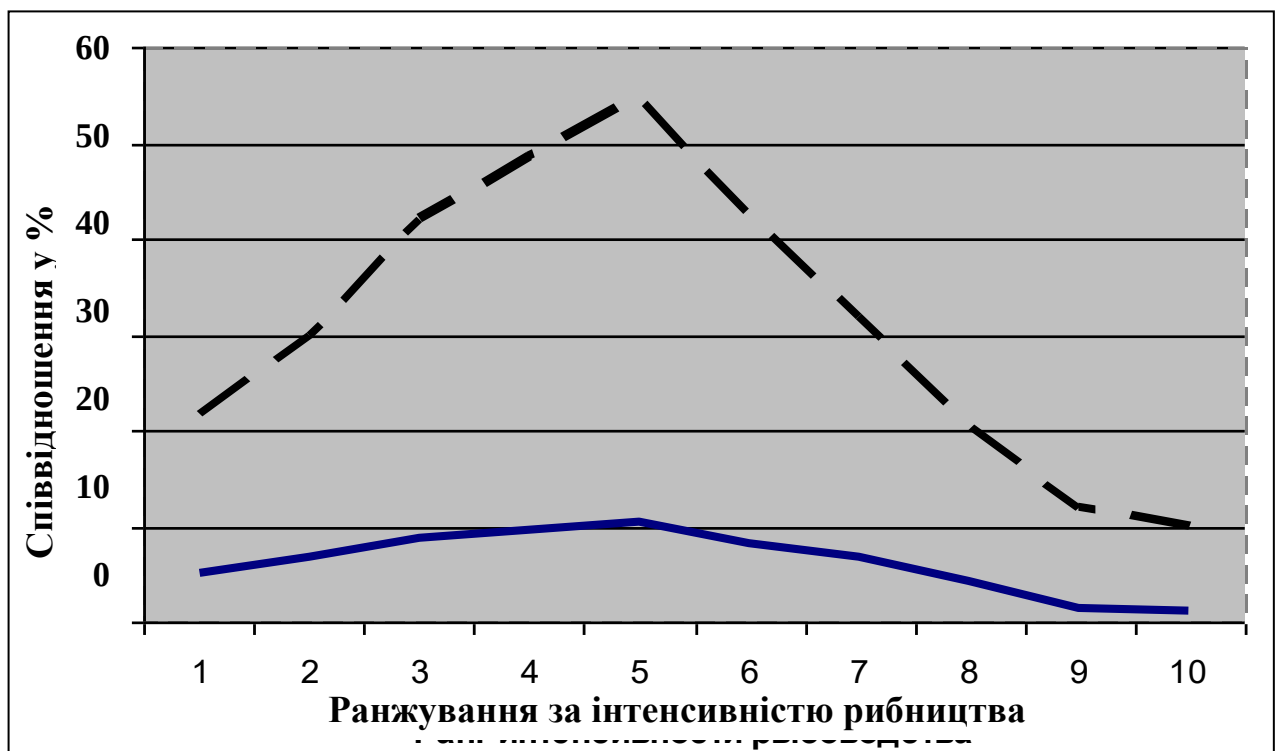


Рис. 3.5 ілюструє, що найвищі відносини реальної рибної продукції до використовуваної продукції фітопланктону (Ряд 1 – суцільна лінія), а також її найбільша частка в потенційно можливій продукції (Ряд 2 – пунктирна лінія) досягаються при середніх рівнях інтенсифікації рибиництва.

Валова продукція фітопланктону та загальна рибопродуктивність зростають у міру інтенсифікації рибоводних технологій. Їх максимальні значення відповідають високоінтенсивному рибицтву. Однак, фактична

рибопродуктивність, отримана за рахунок природної кормової бази, виявилася найбільшою для водойми з напівінтенсивним режимом вирощування риби. Відносини **F/A** та **F/O** мають великі величини для ставків з переважно пасовищним типом риборіництва при невеликому внесенні додаткових кормів, а їх мінімальні значення відповідають високоінтенсивній технології. Тобто, зі збільшенням інтенсифікації риборіництва ефективність використання продукції фітопланктону зростає до певної межі, а потім – поступово падає.

Таким чином, незважаючи на паралельне зростання рибної продукції та первинної продукції планктону при збільшенні трофності досліджуваних ставків, існує певна зона трофічного оптимуму, в якій використання продукції фітопланктону здійснюється найбільш ефективно, а величини природної рибопродуктивності при цьому максимально наближаються до теоретично можливих значень. Такому оптимуму відповідають найвищі показники **P/B** - коефіцієнтів фітопланктону та відносин фактичної природної рибопродукції до її потенційно можливих величин і до первинної продукції планктону. В зону оптимуму потрапляють ставки, коефіцієнт відкритості яких (при середніх глибинах 170 – 180 см) наближається до 1, прозорість води знаходиться в межах 55 – 62 см, трофічний індекс Карлсона – 64 – 70, середньо-добова приповерхнева первинна продукція планктону становить 9 – 10 г O_2/m^3 ; мг/л O_2 , а деструкція – біля 4 г O_2/m^3 за добу. Приблизно 6 – 10 ц/га рибної продукції тут можна отримати з мінімальними витратами.

Разом з тим, є суттєві резерви підвищення рибопродуктивності досліджуваних водойм за рахунок більш ефективного використання природної кормової бази. Навіть при напівінтенсивному режимі, коли максимально реалізується природний біопродукційний потенціал водойми, фактична природна рибопродуктивність досягає трохи більше половини потенційної (Дубровський, Ковальчук, Мельничук, 2000). Як правило, кормова база використовується далеко не повністю через невідповідність

складу полікультури риб екологічним особливостям водойм (Ковальчук, Дубровський, Мельничук, 2000). Оптимізація полікультури відповідно до продукційних можливостей водойми – найважливіший ресурсозберігаючий спосіб отримання додаткової рибопродукції, що є незамінним при деяких формах комплексного водокористування. Найбільш важливий добір полікультури – при пасовищному і пасовищно-відгодівельному рибництві, оскільки в умовах інтенсивної технології багато додаткових видів риб, навіть при достатній забезпеченості природною їжею, конкурують з коропом за комбікорм.

В даний час, у зв'язку з високою вартістю комбікормів та добрив, максимальне використання природної біопродуктивності водойм стає особливо актуальним. Підвищення різноманітності полікультури при пасовищно-відгодівельному рибництві для багатоцільових ставків України цілком виправдано економічно. Цим шляхом досягається максимізація виробництва риби не на одиницю площі, а на одиницю витрат. Тим більше, що максимізація продуктивності окремих груп організмів часто супроводжується спрощенням структури і зниженням стійкості екосистем (Уатт, 1971).

3.4. Актуальні питання підвищення та збереження біопродукції багатоцільових рибницьких ставків.

Особливості екологічного режиму та потенційна рибопродуктивність багатоцільових рибницьких ставків. Переважна більшість ставків, споруджених для різних форм водокористування, за своїм екологічним режимом і якістю води цілком придатна для розведення риби (Бондур, 1979). Загальна площа ставків комплексного використання в межах України перевищує таку спеціалізовано-рибоводних ставків (Борбат, Дубровський, 2012). Однак, використання багатоцільових ставків для потреб рибництва має свою специфіку. Вирощування риби в ставках комплексного використання, де рибництво є не єдиною, а часто – не основною формою їх експлуатації, істотно обмежує можливості застосування інтенсивних

технологій (Мурин, 1962). Отже, вирощування риби на природній кормовій базі є найбільш доцільним шляхом рибоводного освоєння таких водойм.

При рибоводному освоєнні різних водойм постійно виникає необхідність хоча б приблизної оцінки їх рибопродукційних можливостей за зовнішніми типологічними ознаками. На основі узагальнення власних і літературних (Гринжевський, 2000; Иванов, 1988; Козлов, 1991; Рижников, 1987; Шпет, 1962) даних проведено оцінку потенційної рибопродуктивності основних типів малих прісноводних водойм, які використовуються в рибоводних цілях. Величини потенційної рибопродуктивності малих прісноводних водойм узагальнені для умов застосування стандартних рибоводних технологій. Пропонована рибоводна типологія розроблена з урахуванням режимів експлуатації, еколого-гідрологічних умов і трофічних особливостей водойм (Дубровський, 2013). Основні типи малих рибоводних водойм характеризуються такими середніми показниками потенційної рибопродуктивності:

1. Малі водосховища, неспускні нагульні ставки та водойми комплексного використання (площею більше 200 га, евтрофні) - 4 ц / га;
2. Обмежено спускні з напівінтенсивним рибництвом, а також – пасовищно-спускні (площею 5-200 га, політрофні) - 10 ц / га;
3. Спускні з інтенсивним рибництвом – середньою площею 30-50 га, гіпертрофні) - 18 ц / га;
4. Дуже малі яружно-балкові (площею менше 5 га, політрофні) – 8 ц/га;
5. Дуже малі низинні – копані, наливні та ін., (площею менше 5 га, політрофні) - 9 ц / га;
6. Високопроточні і природно-заплавні – евтрофні) - 6 ц/га;
7. Кар'єрно-котловані (глибокі, мезотрофні) – 3 ц/га.
8. Водойми специфічного гідроекологічного режиму (дуже заболочені, торф'яні виїмки, рисові чеки та ін., від дистрофних до гіпертрофних) – 2 ц/га.

Значно точніший прогноз рибопродуктивності водойм можна зробити за сезонною динамікою температури (Юдович, Антонюк, 1989) і особливо – за показниками прозорості води (Ковальчук, Ковальчук, Дубровський, 2001).

Визначення природної рибопродуктивності ставків за показниками продукції фітопланктону та прозорості води. Орієнтація на максимальне використання природного рибопродукційного потенціалу водойм, що забезпечується в першу чергу продукцією фітопланктону, сприяє зниженню собівартості рибопродукції та зменшенню небажаних наслідків антропогенних впливів. При цьому ставок повинен розглядатися як пасовище, а не просто як ємність для утримання риби, що вигодовується. Однак, правильний підбір полікультури риб і розрахунок оптимальних щільностей зариблення неможливі без попередньої оцінки природних рибопродукційних можливостей водойм. У зв'язку з цим виникає потреба адекватної оцінки природного рибопродукційного потенціалу водойм порівняно простим, доступним для використання рибоводами, методом.

Відомо, що між рибопродуктивністю водойм і продукцією там фітопланктону існує тісний зв'язок, а інтенсивність фотосинтезу можна приблизно оцінити за показником прозорості води (Алимов, 1989; Бульон, 1983; Бульон, Винберг, 1981; Винберг, Ляхнович, 1968). Матеріали, що отримані на 15 досліджених ставках при визначенні первинної продукції їх планктону (розд. 3.2.), були використані для вивчення можливості застосування показників прозорості води для оцінки та прогнозування природної рибопродуктивності багатоцільових ставків регіону.

Фактична база для розрахунків включала дані 346 експериментів з визначення валової продукції фітопланктону (у тому числі – по горизонтах) і 293 зйомки показників прозорості води. Період нагулу в досліджених ставках для коропа і строкатого товстолоба становив 160 днів, для білого товстолоба – 120 днів. Рибопродуктивність по коропу для спускних нагульних водойм приймали рівною 1% від сумарної продукції фітопланктону (Бульон, Винберг, 1981), рибопродуктивність планктоноїдних

риб розраховували фізіологічним способом, приймаючи $K_2 = 0,2$ (Алимов, 1989). У досліджуваних ставках продукція зоопланктону становила не менше 3 % валової первинної продукції, потенційний раціон строкатого товстолоба становив 70% продукції зоопланктону, а білого товстолоба – 40% продукції фітопланктону (Ковальчук, Ковальчук, Дубровський, 1989). Засвоюваність зоопланктону і фітопланктону – 0,8 і 0,3 відповідно (Алимов, 1989). Продукція коропа не більше, ніж на 10 %, а строкатого товстолоба не менше, ніж на 90% формується за рахунок споживання зоопланктону.

Раніше (Ковальчук, Дубровський, 1992; Ковальчук, Ковальчук, Дубровський, 1998) було встановлено, що середній за сезон показник прозорості води (S_c), показник прозорості води у 2-й половині травня (S_m), а також середньодобова за сезон величина валової продукції фітопланктону в поверхневому шарі (A_c) пов'язані такими залежностями:

$$\ln S_c = (1,6122 \pm 0,2603) \pm (0,6117 \pm 0,0617) \cdot \ln S_m \quad r = 0,9115 \quad (1)$$

$$\ln A_c = (5,9842 \pm 0,4000) \pm (-0,9451 \pm 0,0956) \cdot \ln S_c \quad r = -0,9111 \quad (2)$$

$$\ln A_c = (4,2368 \pm 0,4318) \pm (-0,5244 \pm 0,1024) \cdot \ln S_m \quad r = -0,7533 \quad (3)$$

Діапазони величин: S_c – 31-152 см, S_m – 18-252 см, A_c – 2,5-15,5 г O_2/m^3 . Число пар показників в кожному випадку-22, а коефіцієнти кореляції рівнянь регресії достовірні на 0,1% рівні.

У потенційованій формі рівняння 2 і 3 мають вигляд:

$$A_c = 397,0252 \cdot S_c - 0,9451 \quad (4)$$

$$A_c = 69,1861 \cdot S_m - 0,5244 \quad (5)$$

Після спеціальних математичних перетворень зв'язок продукції фітопланктону в стовпі води з прозорістю виражається наступною формулою (Ковальчук, Дубровський, 1992):

$$A_0 = \sum A_g = 92 * \left(\frac{H}{S_c} \right) - 5271 * \left(e^{\frac{H}{S_c} - 1} \right) \quad (6)$$

где: A_0 – інтегральна среднесуточная валовая продукция фитопланктона (в столбе воды), мг O_2/m^2 ; H – средняя глубина водоёма, м; S_c – среднесезонная прозрачность воды, м.

де: A_0 - інтегральна середньодобова валова продукція фітопланктону(у стовпі води), г O_2/m^2 ; H – середня глибина водойми, м; S_c – середньосезонна прозорість води, м.

Отримані дані свідчать також про те, що середньосезонна інтенсивність продукційних процесів в досліджуваних водоймах значною мірою зумовлена ще в 2-й половині – кінці травня (підсезон перволіття). Отже, середньосезонну добову продукцію фітопланктону, а, значить, і природну рибопродуктивність невеликих водойм, можна визначати за середньою за сезон прозорості води або прогнозувати на поточний рік, виходячи зі значень прозорості у 2-й половині травня. Зазначені величини, що розраховані з використанням вищенаведених формул і залежностей (Ковальчук, Ковальчук, Дубровський, 2001) наведені в таблиці 3.8

Таблиця 3.8

Валова продукція фітопланктону та природна рибопродуктивність у нагульних ставках лісостепової зони з різною прозорістю води (середня глибина – 1,2 м).

Прозорість води у період 20-25 травня, см							
5	40	80	115	150	190	225	260
Середньосезонна прозорість води, см							
30	50	70	90	110	130	150	170
Середньосезонна інтегральна продукція фітопланктону, г O_2/m^2 (за добу)							
5,54	5,01	4,48	4,00	3,60	3,26	2,98	2,73
Сумарна продукція фітопланктону за сезон (160 діб), т/га							
6,16	5,57	4,98	4,44	4,00	3,62	3,31	3,03
Потенційна природна рибопродуктивність, кг/га за сезон:							
короп							
305	275	245	220	200	180	165	150
строкатий товстолоб							
75	70	60	55	50	45	40	40
білий товстолоб							
720	650	585	520	470	425	425	355

По таблиці 3.8 складеної розрахунковим методом на основі вищенаведених формул, можна легко визначити орієнтовні величини природної рибопродуктивності малих водойм за значеннями прозорості води.

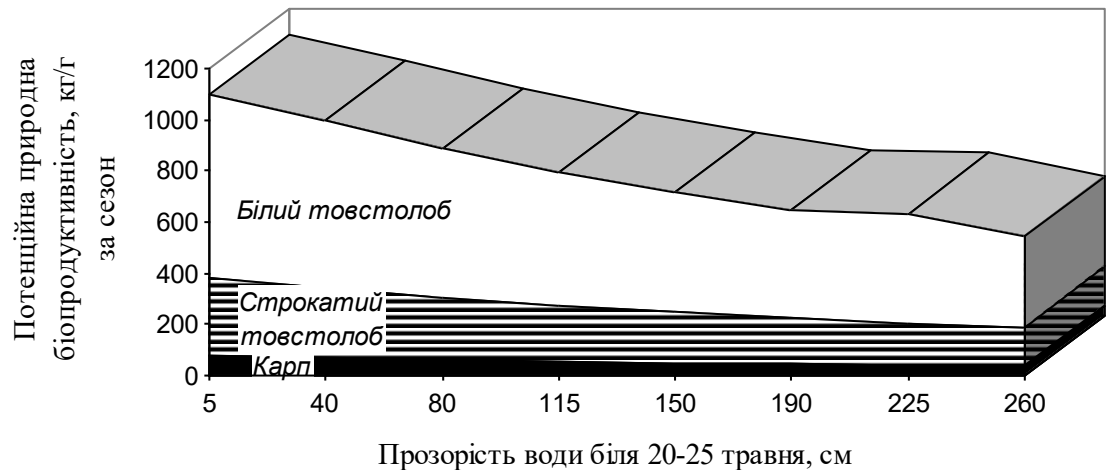


Рис. 3.6. Зв'язок між потенційною природною рибопродуктивністю водойм і прозорістю води у 2-й половині травня.

Зрозуміло, наведені в таблиці показники рибопродуктивності є усередненими і можуть бути рекомендовані для початкових розрахунків щільності зариблення. Надалі, враховуючи результати обловів, щільність зариблення можна коригувати. Природний рибопродукційний потенціал, розрахований за вказаними формулами для багатоцільових спускних нагульних ставків лісостепової зони, знаходиться в межах 150 – 305 кг/га по коропу і 395 – 795 кг/га по планктоядним видам (Ковальчук, Ковальчук, Дубровский, 2001). За такими показниками вирощування риби на природній кормовій базі може бути цілком рентабельним.

Личинки кровосисних комарів як можливий кормовий ресурс ставкових риб. Личинки кровосисних комарів, як і більшість прісноводних членистоногих, є хорошим кормовим об'єктом для риб. Екологічний режим багатоцільових ставків, зокрема, сезонний перепад рівнів води, вельми сприятливий для відкладання яєць переважною більшістю видів комарів. Потім майже всі личинки, що вилупилися з яєць раніше або пізніше повинні поїдатися рибами. Розвиток до старших вікових груп або заляльковування

личинок в зарибнених водоймах може відбуватися лише на окремих локальних ділянках, які фактично недоступні для риб (густі зарості, дрібні мікрозаливи і т.д.).

Для з'ясування репродуктивної поведінки кровосисних комарів в угіддях ставкового рибництва були розглянуті відповідні модельні ситуації (табл. 3.3.3). У цьому плані обстежувалися прибережні ділянки рибоводних ставків Київської обл., де, за умови відкладання яєць самками, імовірно могли зберегтися личинки комарів, що уникли виїдання рибими. Головним завданням таких польових досліджень був порівняльний облік личинок безпосередньо в ставках, де вони значною мірою виїдаються рибами, і в супутніх безрибних мікроводоймах, що наповнюються водами подібного складу (Дубровський, Дубровська, 2003). Останні представлені дуже дрібними, часом-пересихаючими, береговими затоками, а також – прибережними калюжами зони підтоплення, що наповнюються за допомогою фільтрації ставкової води через ґрунт.

Наведена в табл. 3.8 відносна щільність личинок комарів (екз. на пробу) визначалась як середня з 5-ти повторностей при їх зборі з поверхні води ємністю 2 дм² і об'ємом 1 л. Обліки проводилися наприкінці квітня – початку травня, коли у водоймах в масі розвиваються личинки III-IV (переважно роду *Aedes*), що визначають основний склад кровосисних комарів даної місцевості. Паралельно визначалось ЗПП – загальне проективне покриття берегових заростей водойми.

Відмінності між середніми показниками щільності личинок в берегових заростях і мікрозаливах виявилися статистично достовірні (при $P < 0,05$) для Ходосіївського ставка (№ 19 у табл. 2.1). Те ж можна сказати і для Плісецького ставка (№ 7 у табл. 2.1), де зазначені показники розрізняються на півпорядку, але дуже низька щільність личинок не дозволила проілюструвати це статистично. Аналогічні показники для ставка Круглик (№ 23 у табл. 2.1) достовірно не розрізнялися. Однак, щільність личинок в густих берегових заростях тут достовірно (при $P < 0,05$) відрізнялася від

більш високої їх щільності у всіх водоймах зони підтоплення, куди не проникають навіть мальки риб.

Недостовірними виявилися відмінності щільності личинок в мікрозаливі ставка Круглик і типологічно близькому до нього прибережному болоті, а також – в двох останніх калюжах (2 і 3), які подібні щодо значній затіненості та потужності придонного шару опалого листя. Для інших порівняльних комбінацій показників щільності їх відмінності виявилися статистично достовірними. Для повноти порівняння в таблиці наведені також дані по щільності личинок комарів в 2-х безрибних ставках, які були обстежені в той же час і в тій же місцевості. При повній відсутності преса риб у водоймах щільність личинок комарів там буде значно вищею. Дуже велике проективне покриття берегових заростей сприяє збереженню деякої кількості личинок комарів навіть в зарибнених ставках (табл. 3.). В цілому щільність личинок комарів в обстежених ставкових угіддях помітно падала із підвищенням доступності для риб їх місцеперебувань, причому, в однотипних місцеперебуваннях вона достовірно не розрізнялася.

Таблиця 3.8

Щільність личинок кровосисних комарів в різних місцях їх існування у ставкових угіддях.

Тип водойми	Щільність личинок (екз. /пробу)		
	Берегові зарості	Мікро-затоки	Прибережні калюжі
Неспускний став Ходосіївський на р. Сіверка: ЗПП – 55 %	2,0±0,95	19,6±1,36	–
Полуинтенсивный пріспускной став Круглик на р. Сіверка: ЗПП – 30 %	0	0	–
Там же, ЗПП – 90 %	8,0±1,22	10,2±1,59	
Там же, зона підтоплення ставу: Прибережне болото: ЗПП – 90 %	–	–	15,2±1,88

Продовження таблиці 3.8

Там же, зона підтоплення ставу: калюжа-1	—	—	20,6±1,91
Там же, зона підтоплення ставу: калюжа-2	—	—	32,4±2,16
Там же, зона підтоплення ставу: калюжа-3	—	—	33,6±2,46
Полівний безрибний ставок у заплаві р. Сіверка	33,0±2,30	—	—
Рибальський неспускний ставок на р. Плиска	0,1	0,5	0,5
Покинутий безрибний ставок, там же	9,8±1,62	—	—

Отримані дані в загальному вигляді підтверджують факти регулярного відкладання яєць кровосисними комарами в рибоводні ставки досліджуваного типу, а також – подальшого значного виїдання рибами личинок, що з них вийшли. Звідси випливає принципова можливість збільшення кормової бази рибоводних ставків за рахунок стимулювання та інтенсифікації там яйцекладок цих комах. У біоценотичному плані це можна розглядати як деякий перерозподіл потоку енергії через популяції комарів від тимчасових і мілководних водойм до рибницьких ставків, де на рівні вторинних консументів створюється корисна біопродукція.

Залучення додаткової кількості комарів до рибницьких ставків можна здійснити за допомогою їх статевих атрактантів, на значну ефективність яких вказують попередні лабораторні дослідження. Навіть водні екстракти рослинних залишків можуть забезпечувати 5-7 кратне збільшення кількості кладок комарів (Федорова, Викторів–Набоков, Краснобрижий, 1974). На перших порах найбільш перспективним є широкий пошук високоаттрактивних природних сполук і отримання їх потрібних концентрацій. Згодом можливий синтез речовин, що мають найбільші

атрактивні властивості. Вельми перспективною в цьому відношенні є частина пептидів, особливо-метилових ефірів з певними кислотними залишками (Краснобрижий, Коваленко, Скриник, 1981). Деякі представники цієї групи речовин були успішно синтезовані (Коваленко, Краснобрижий, Федорова, 1975a; 1975b).

Обмеження чисельності кровосисних комах залишається досить актуальною проблемою для більшості регіонів України. Запропонований підхід передбачає не тільки отримання додаткового живого корму для риби, а й одночасне зниження загальної чисельності кровосисних комарів в околицях рибоводних угідь. Можливість його реалізації полягає в пошуку і напрацюванні зручних в застосуванні, ефективних і економічно вигідних аттрактантів.

Трофічна конкуренція між видами риби в умовах заселеності коронового ставка амурським чебачком. Чебачок амурський (*Pseudorasbora parva*) - широко поширена в досліджуваному регіоні смітна риба, яка, зазвичай, підриває природну кормову базу в рибогосподарських водоймах. Масштаб розселення цього виду в ставки господарств досліджуваного типу постійно зростає, причому, його присутність стає одним з найважливіших факторів падіння корисної біопродуктивності водойм. Точних оцінок збитку для пасовищного рибництва від чебачка, залежно від складу полікультури і типу водойми не проводилося, тому, рибоводи іноді сумніваються в доцільності здійснення гідротехнічних заходів для позбавлення господарств від смітної риби. Оцінка конкурентного впливу зазначеного смітного виду на основні компоненти полікультури риби є досить актуальною для ставкових господарств досліджуваного типу.

У детально дослідженому нагульному ставку № 5 Таращанської РМС (Ковальчук, Ковальчук, Дубровський, 1989) щільність посадки годовиків коропа визначалась з урахуванням потенційної природної рибопродуктивності водойми, отриманої в результаті вивчення продукційних можливостей основних компонентів природної кормової бази (Караєва,

Ковальчук, Мельничук, 1994; Ковальчук, 1990). За відсутності чебачка середньосезонні біомаси зоопланктону і зообентосу становили $17,2 \text{ г/ м}^3$ і $16,4 \text{ г/ м}^2$ відповідно, що забезпечувало отримання не менше 380 кг риби за рахунок зоопланктону і 310 кг за рахунок зообентосу з 11 га при кормових коефіцієнтах 6 і 5 по зоопланктону і зообентосу відповідно і **P/B**-коефіцієнтах 17,4 і 11,9 (використання продукції зоопланктону і бентосу становило 75 і 80% відповідно). Таким чином планувалося отримання на природних кормах 5 ц коропа з 1 га при виході 80 %.

У наступному сезоні були допущені порушення режиму експлуатації водойми, зокрема, використання його в якості зимувала, пізніше заповнення весняною водою, проведення земляних робіт у верхів'ях після зариблення, що зумовило занос великої кількості амурського чебачка з вищерозміщеного по каскаду ставка. Виникла ситуація була використана для вивчення трофічної конкуренції між цим видом і основними компонентами полікультури і оцінки корисної рибопродуктивності в умовах засміченості ставка амурським чебачком (Ковальчук, Дубровський, Мальцев, Ворончук, 1990).

Період вирощування риби в ставку триває 177 днів. За цей час було проведено шість контрольних ловів. Проби кормових гідробіонтів відбиралися кожні 10 днів у першу половину рибоводного періоду і кожні 14 днів у другу половину. Вихідними даними служили матеріали детального аналізу складу їжі 39 екз. коропа, 25-карася і 13-чебачка (Караева, Ковальчук, Мельничук, 1994).

Середньосезонна біомаса зоопланктону становила $5,94 \text{ г/ м}^3$, продукція – $103,3 \text{ г/ м}^3$ за сезон, зообентосу – $5,9$ і $69,4 \text{ г/ м}^2$ відповідно, а фітофільних безхребетних – 7 і 75 г/ м^2 зарослої площі водойми. Вилов коропа склав 413 кг/га (рибопродуктивність – 360 кг/га при виході 87% і середньому навішуванні 210 г), карася – 88 кг/га, амурського чебачка – 260 кг/га. Таким чином, продукційні можливості зоопланктону, зообентосу і фітофілів могли забезпечити отримання відповідно 129, 111 і 25 кг рибопродукції з 1 га. З

урахуванням раніше наведених кормових коефіцієнтів за рахунок тваринної їжі отримано 210 кг/га коропа, а за рахунок рослинної – 150 кг/га. Карася отримано за рахунок тваринної їжі 57 кг/га, а за рахунок рослинної – 31 кг/га. В середньому за сезон у коропа тваринна їжа склала 63 % (зоопланктонних організмів – 10 %, донних і фітофільних безхребетних – 53 %), а рослинна – 36 % (детрит і вища водна рослинність – 24%, насіння рослин – 12 %). У карася аналогічно тваринна їжа склала 40% маси вмісту шлунку (зоопланктонних організмів – 29 %, донних і фітофільних безхребетних – 12 %), а інша – біля 60 % (включаючи 50% детриту і 11% рослинних компонентів).

З безхребетних дворічки коропа споживали, в першу чергу, личинок хірономід (до 40% вмісту харчової грудки). У шлунках карася хірономіди не відзначені. На відміну від карася амурський чебачок активно споживав хірономід, тобто був харчовим конкурентом коропа. Вміст хірономід у шлунку чебачка склало в середньому за сезон 23 %. Таким чином харчові відносини у водоймі при наявності мурського чебачка виявилися досить напруженими.

Для приблизної кількісної оцінки трофічної конкуренції між названими стадами риб був використаний показник (Дубровський, 1987):

$$W_{n \rightarrow m} = \frac{A_n I_n I_{\max m}}{A_m I_m I_{\max n}} D \quad \text{де:}$$

$W_{n \rightarrow m}$ – вплив харчової конкуренції виду n на вид m ;

A_n та A_m – біомаси конкуруючих видів (за даними облову);

I_n та I_m – спостережувані середні індекси наповнення;

$I_{\max n}$ та $I_{\max m}$ – максимальні індекси наповнення для видів n та m відповідно;

D – індекс харчової схожості.

Оскільки детрит і рослинність були у водоймі в надлишку і повнозю не використовувалися, найбільш інформативною в даному випадку була оцінка конкурентних відносин по тваринним харчовим організмам, частка спожитої продукції яких була дуже висока.

Індекс харчової подібності було визначено підсумовуванням менших відсотків по масі з спектрів харчування кожної пари конкурентів (Методическое пособие..., 1974). Коефіцієнти подібності за тваринними кормами становили для пар: короп і карась – 30, карась і чебачок – 27, короп і чебачок – 51. Загальні індекси наповнення і дані по біомасі кожного виду наведені в таблиці.

Таблиця 3.9

**Вихідні показники для розрахунку трофічної конкуренції
трьох видів риб у нагульному ставку № 5 Таращанської РМС.**

Показники	Карп	Карась	Чебачок
Індекси наповнення (в %) досліджених видів:			
Максимальні	300	230	38
Середні	48	45	18
Біомаса риб (кг/га)	413	88	260

Вплив трофічної конкуренції досліджуваних видів риб один на одного, визначений за вищезазначеною формулою і виражений у безрозмірних одиницях, показано на схемі. У центрі прямокутників – сумарний тиск конкуренції, що чиниться на даний вид двома іншими.

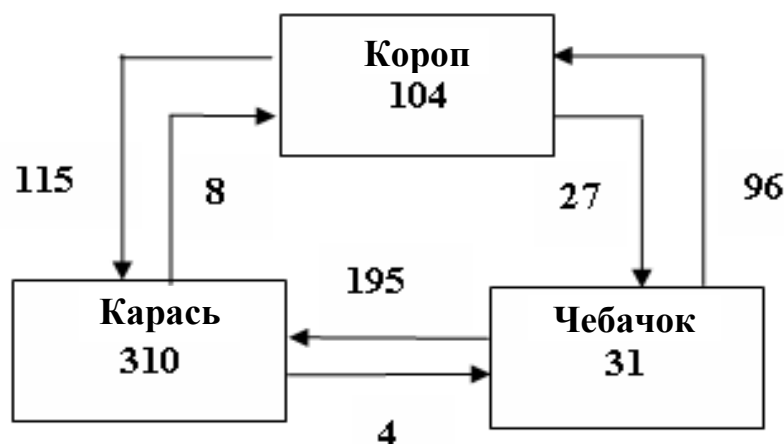


Рис. 3.6. Показники взаємного впливу трофічної конкуренції досліджених видів риб.

Найбільший тиск трофічної конкуренції в досліджуваному ставку відчуває карась, найменший – чебачок. Останній, однак, помітно впливає як на карася, так і на коропа. За складом їжі карась в даному водоймі не є конкурентом коропа, оскільки він не споживає личинок хірономід. З донних організмів карась споживає олігохет, які дуже слабо споживаються коропом. Чебачок є серйозним і небажаним конкурентом карпу, в першу чергу - за споживанням личинок хірономід. У трофічному плані він надає досить істотний конкурентний вплив на культивовані види риб, однак, сам в цьому плані відчуває лише незначний тиск з їх боку. За рахунок спожитої чебачком тваринної їжі в даному випадку могло бути додатково отримано 75 кг коропа з 1 га. Видалення амурського чебачка зі ставків досліджуваного типу доцільно проводити в період їх осіннього спуску.

Особливості живлення амфібій в рибоводних ставках. Оцінка ролі амфібій у поїданні молоді ставкових риб потребує уточнення. Основу живлення безхвостих амфібій, в тому числі – тих, що мешкають в прибережних зонах водойм, складають наземні безхребетні (Банников, Денисова, 1956; Дубровский, Петрусенко, 1996; Медведев, 1974; Пащенко, 1955, 1959 та ін.). Однак, в умовах ставкових господарств, при порівняльно високій щільності молоді риб та збідненому складі водних безхребетних, трофічні зв'язки амфібій можуть мати свої особливості. Деякі автори вказують на поїдання молоді ставкових риб амфібіями (Душин, 1994; Идельсон и Ванюков, 1938; Косарева, 1970; Крючков, 1960; Марісова, 1961; Kalal, 1962; Stepanek, 1953). Тому, більшість рибоводів було переконано в масштабності цього явища.

Для з'ясування питання на рибоводних ставках Київської обл. площею 0,04 – 40 га. були проведені спеціальні дослідження (Дубровський, Будаков, 2010). Збір амфібій проводився переважно в місцях концентрації молоді риби в травні-липні з моменту зариблення ставків личинками коропа до досягнення мальками розмірів 30 мм при вазі 15 мг. при цьому основна увага

приділялася невеликим ставкам з високою щільністю посадки (близько 100 тис. личинок риб на га).

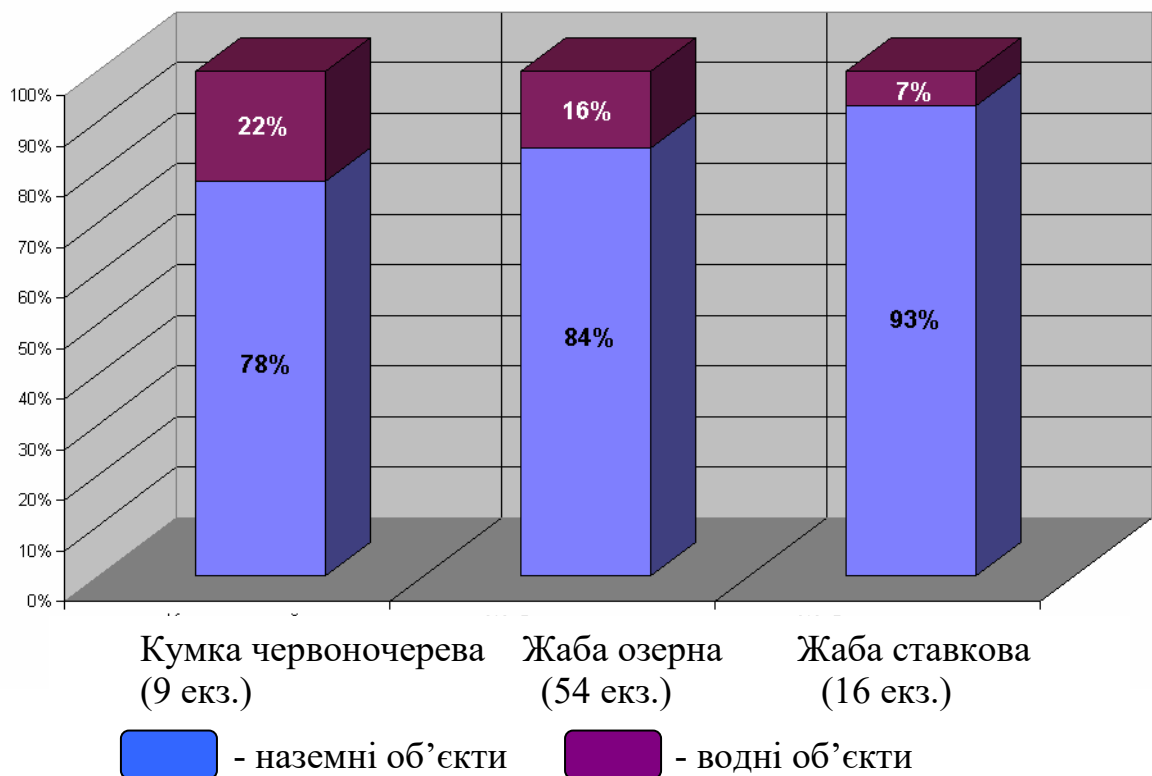


Рис. 3.7. Співвідношення наземних та водних об'єктів у живленні трьох видів амфібій

Щільність амфібій в дослідних ставках коливалася від 16 до 200 екз. на 100 м берегової лінії. Було відловлено 9 екз. кумки червоночеревої (розміром 19 – 45 мм), 54 екз. жаби озерної (розміром 26 – 100 мм), 16 екз. жаби ставкової та гібридних форм (розміром 18 – 73 мм). Всього в шлунках земноводних було проаналізовано: у жерлянки - 46 харчових частинок, жаби озерної – 287, жаби ставкової та гібридів – 65. У складі їжі кожного зі згаданих видів явно переважали комахи, помітну роль в їх харчуванні грали також павукоподібні і моллюски. Найбільшим зі знайдених харчових об'єктів виявилася личинка жука-водолюба (*Hidrophilus* sp.)- довжиною 57 мм і масою 13,1 г, а найменшим – ногохвістки (*Collembola*) – масою біля 0,9 мг. Риби серед проаналізованих об'єктів живлення у амфібій всіх видів були відсутні.

Співвідношення (в %) водних і наземних форм в харчуванні досліджуваних амфібій показано на рис. 3.7. В їх харчовому спектрі явно переважають наземні форми, а водні мають другорядне значення. У кумки, яка більше прив'язана до води у порівнянні з жабами, частка водних форм серед харчових об'єктів, відповідно, вище. Безпосередні візуальні спостереження за водним харчуванням жаб показали, що навіть при високій концентрації мальків здобиччю жаб стають личинки комах, рідше – пуголовки, іноді – амфібії малих розмірів. Молодь риб практично завжди встигає втікти від захоплення щелепами.

Отже, в нормі молодь риб не є об'єктом харчування для амфібій. Її поїдання жабами може відбуватися тільки в особливих умовах: при виключно високій концентрації мальків на невеликих ділянках (Маркузе, 1964; Стрелков, 1964; Душин, 1994), при сплескуванні риб, що масово скупчилися біля поверхні води (Сигов, 1936), при повній відсутності на берегах водойм рослинності, а разом з тим і комах – основної їжі жаб (Искакова, 1973). Розрахунки показують, що в цілому зелені жаби можуть знищити лише частки відсотків від числа мальків, випущених у водойму (Селянинов, 1956; Маркузе, 1964; Искакова, 1973; Душин, 1994), що в загальному технологічному відході кількісно непомітно (Шарыгин, Бандура, 1980; Прокопів, 1957). При цьому вони в першу чергу ловлять хворих, ослаблених і малорухливих особин (Банников, 1954). У той же час жаби постійно знищують багато тварин, в першу чергу-хижих комах, що завдають більш відчутної шкоди рибному господарству, і в цьому плані повинні вважатися корисними мешканцями ставків (Сигов, 1936; Банников, 1954; Пащенко, 1955, 1968; Маркузе, 1964а; Стрелков, 1964).

Таким чином, земноводні – мешканці ставкових господарств фактично не завдають шкоди веденню там рибного господарства. Навпаки, в рибоводних ставках вони можуть приносити певну користь шляхом залучення деякої кількості живої речовини з наземних екосистем у водні трофічні ланцюги, розширюючи в результаті цього їх кормність для риб за

рахунок наземних комах. Пуголки, що масово розвиваються на мілководдях, є перспективним кормом для деяких видів риби, зокрема-молоді щуки і судака. Наприклад, в рибгоспах дельти Волги все рибодні птахи, вужі і жаби, разом узяті, винищують всього 0,1 — 1,2% від загальної чисельності молоді риби (Шарыгин, Бандура, 1980). Враховуючи, що природний відхід у коропових ставках за нормативами становить понад 30%, негативним впливом цих хребетних на чисельність молоді риби можна знехтувати.

Особливості експлуатації та рибопродуктивність ставків орендно-фермерських господарств. У зв'язку зі змінами економічної ситуації в країні для багатьох ставкових господарств помінялися форми власності та експлуатації, а разом з ними – технологічний і екологічний режими водойм. Багато ставків неспеціалізованого рибництва, які раніше належали різним організаціям, були орендовані фермерськими господарствами або орендними бригадами.

У той же час, більшість їх продовжує використовуватися неефективно через відсутність регулярного науково обґрунтованого зариблення і екологічно доцільної меліорації. Незважаючи на значні площі водного дзеркала, частка товарної продукції, що виловлюється з цієї категорії водойм, за попередніми оцінками, не перевищує 5% загального обсягу виробництва прісноводної риби в Україні (Третьак, Дубровский, Смирнюк та ін, 2005).

Всі обстежені водойми орендного та фермерського рибництва (30 господарств) є високоевтрофними і характеризуються середньосезонною інтегральною продукцією фітопланктону $3,4 - 5,3 \text{ г O}_2/\text{м}^2$ за добу, що забезпечує 3810 – 5870 кг/га його сирової біомаси за сезон (160 діб). Такі рівні первинної продукції дозволяють, за розрахунковими даними, на природній кормовій базі при оптимальному складі полікультури отримувати до 1000 кг/га товарної риби (Третьак, Дубровский, Смирнюк та ін., 2005). У той же час, багато із зазначених водойм істотно знизили свій рибогосподарський потенціал у зв'язку з тривалою нераціональною експлуатацією. Середня потенційна природна рибопродуктивність обстежених орендних і

фермерських ставків становила близько 650 кг/га, а їх фактична (по вилову) середня рибопродуктивність – до 550 кг/га.

Разом з тим, після проведення екологічно обґрунтованих меліоративних робіт, їх природна рибопродуктивність при спільному вирощуванні риб з різним характером харчування може перевищити 700 кг/га. Збільшення частки коропа в полікультурі до 50-60 % з виходом на загальну рибопродуктивність по всіх об'єктах культивування не менше 1000 кг / га може бути досягнута в ставках, що відповідають всім рибоводним вимогам, в умовах доброї забезпеченості риб природними кормами і додаткової підгодівлі зерном і недорогими кормосумішами, виготовленими на основі відходів від переробки сільськогосподарської сировини. (Третьак, Дубровский, Смирнюк та ін., 2005).

У всіх випадках певним резервом підвищення ефективності експлуатації ставків є застосування інтегрованих з рибництвом технологій аграрного виробництва (Субботина, Лесина, Дементьев, 2000).

Обстежені нами ставки значно розрізнялися за ступенем заростання: від мінімальної (1-2 %) до високої (70 %). Її середнє значення (26 %) перевищувало аналогічний показник для всіх рибоводних ставків досліджуваного регіону (19 %), хоча відмінності виявилися статистично недостовірними. Проте, створення доступної для малих господарств технології видалення мулу і зайвої рослинності сприяло б підвищенню їх рибопродуктивності. Відсутність засобів малої механізації помітно ускладнює роботу рибоводів обстежених господарств.

Підвищення ефективності використання біоресурсів. Досвід показує, що в ставках центральних регіонів України на природній кормовій базі за умови її повного використання можна отримати 15 ц/га товарної риби (Махонина, Гламазда, Сазанова, 2000). Однак, біопродукційний потенціал ставків, як правило, використовується далеко не повністю. Обробка даних досліджень по 20 багатоцільових ставках і літературних матеріалів по 60 типологічно подібних ставках показала, що фактична природна

рибопродуктивність в середньому досягає трохи більше половини теоретично можливої. У той же час, в експериментальних ставках, що експлуатуються під наглядом кваліфікованих фахівців, фактична рибопродуктивність може перевищувати 17 ц/га, причому, їх відмінності по природній рибопродуктивності від звичайних виробничих ставок статистично достовірні ($P=0,047$). Експериментальним ставкам властива велика ефективність трансформації енергії (Камлюк, Ляхнович, Астапович та ін., 1983). Тут є значний резерв підвищення фактичної рибопродуктивності ставок.

При проектуванні та реконструкції рибоводних ставок слід прагнути до оптимізації їх глибин. Теоретично, найбільшою продуктивністю повинні відрізнятися мілководні водойми, глибини яких менше протяжності евфотичної зони. Оскільки остання постійно коригується коливаннями прозорості води, визначити оптимум часто буває нелегко. До того ж, над дрібними ставками постійно висить небезпека заростання і замулення, а глибоководні — несуть значний "деструкційний баласт" водної товщі і т. д. Між первинною продукцією планктону і глибиною водойм спостерігається зворотна кореляція (розділ 3.). З іншого боку, інтегральна продукція фітопланктону під 1 / м² поверхні лімітується глибиною в тих випадках, коли потенційна протяжність евфотической зони істотно перевищує середню глибину. Тоді зі збільшенням глибини вона зростає. За інших рівних умов, для рибоводних ставок досліджуваного регіону середню глибину 2-2,5 м слід вважати оптимальною (Дубровський, 1996).

Різкі коливання рівня води негативно позначаються на функціонуванні екосистеми, особливо, якщо водойма рибоводна. Щоб їх уникнути деякі гідросистеми, що використовувані і для рибництва, і для іригації, обладнуються водоймою-регулятором. Це невеликий (біля 5% обсягу основного) ставок, розташований вище за течією, який в необхідних випадках можна практично повністю спускати для стабілізації рівня основної водойми. При відсутності там риби, водойми-регулятори можна

використовувати для культивування кормових безхребетних, які з струмом води надходили б в основний рибоводний ставок.

Оптимізація трофічної мережі ставкових екосистем для отримання додаткової рибопродукції може здійснюватися як шляхом удосконалення застосовуваних технологічних елементів (таких, як обмеження розвитку вищої рослинності у водоймі), так і за допомогою нових перспективних розробок. У загальному плані основна проблема полягає в перерозподілі потоків енергії через екосистему з тим, щоб якомога більше її доходило до об'єктів аквакультури – риби та ін. (Войнарович, 1957). При цьому доцільно максимальне посилення пасовищного харчового ланцюга порівняно з детритним для мінімізації витрати енергії редуцентами (Дубровский, 2014). Збільшення в складі ставкових екосистем частки видів з високими показниками кормової цінності для риби також сприятиме економії енергії, спрямованої на підвищення корисної продуктивності (Шмакова та ін., 1996). Окремі гілки енергопотіку можна направити у водойму з берегів (Зайцев, Федоренко, Бычкова, 2005).

Важливим технологічним моментом є підтримка в ставках сприятливого для масового розвитку зелених водоростей екологічного режиму. Новим напрямком є застосування біостимуляторів, що сприяють розвитку природної кормової бази (Махонина, Гламазда, Чегорка, 2004).

Роботи по вселенню в ставки кормових ракоподібних: гіллястовусих, мізид та ін. вже показали достатню результативність (Богатова, 1980). Особливий інтерес в цьому плані представляють зяброні рачки. Певний ефект може дати залучення до ставків за допомогою статевих аттрактантів комах, личинки яких мають харчову цінність для риби (Дубровская, Литвинов, 2003). Перспективним можна вважати спорудження біля берегів мілководних нерестових заток для амфібій з метою отримання пуголовків в якості живих кормів.

Найважливішим резервом використання природної біопродуктивності багатоцільових ставків також залишається розробка складів полікультури

риб, які б максимально відповідали екологічним особливостям водойм (Галасун, Томіленко, 1976; Гринжевський та ін, 2000). Рибицьке освоєння нових водойм доцільно починати з пасовищних технологій при невеликих щільностях посадок (Дубровський, 1914). Подальша поетапна, протягом ряду років, інтенсифікація сприятиме сталому розвитку природної кормової бази.

Комплексне використання водойм, незважаючи на певні проблеми, як правило, є економічно вигідним (Бондур, 1979; Козлов, 1986; Махонина, Гламазда, Сазанова, Зеря, 1996; Серветник, Новоженін, 2000). Спільне вирощування в ставках різнотипних об'єктів аквакультури (риб, птахів, ракоподібних) дає, зазвичай, хороші результати (Євдущенко, 1957; Козлов, 2003; Семенюк, 1956; Сокольський, Молодцов, 1996; Шпет, Харитонов, 1965). Наприклад, присутність на ставках водоплавних птахів істотно підвищує продукцію фітопланктону, а з потоком органіки, що привноситься у ставок завдяки утриманню до 300 екз. качок/га, екосистеми вивченого типу справляються успішно (Дубровський, 1996).

Останнім часом визнані перспективними інтегровані технології рибицтва, тобто комплексне використання водних і земельних угідь, коли для отримання продукції використовується не тільки водойма, а й суміжна з ним територія водозбірної площі (Субботина, Лесина, Дементьев, 2000). Багато ставків досліджуваного типу мають також значний рекреаційний і природоохоронний потенціал (Дубровський, Ковальчук, 2012).

РОЗДІЛ 4

ВПЛИВ РУСЛОВИХ СТАВКІВ НА ГІДРОБІОЛОГІЧНИЙ РЕЖИМ МАЛИХ ВОДОТОКІВ

4.1. Значення руслових ставків у регіональній гідрмережі (стан питання).

Переважає більшість малих річок України зазнала антропогенної трансформації. Руслові ставки, з якими пов'язана певна частина місцевих гідроресурсів, вже давно є характерними елементами ландшафтів. У центральних регіонах України понад 90% малих річок зарегульовані русловими водоймами, головним чином – ставками, де на 1 річку припадає в середньому 6 ставків (Дубровский, 2001). У басейнах малих річок вже споруджено близько 27 тис. ставків і малих водосховищ сумарним об'ємом 7 км³, які затримують в середньому 50-60% весняного стоку і, таким чином, істотно впливають на режим гідрмережі. При цьому питоме водоспоживання для ставкових господарств становить 17-26 тис.м³ на 1 га площі або 26-40 м³ на 1 т рибної продукції щорічно (Фильчагов, Полищук, 1989).

Спорудження на водотоках великого числа руслових водойм супроводжувалося антропогенним скороченням природних компонентів заплави (заток, проток, стариць). Важко однозначно оцінити значення побудованих на водотоках ставків або малих водосховищ для функціонування річкових екосистем, зокрема, для підтримки їх здатності до самоочищення води. З одного боку, проточність є сприятливим для самоочищення води фактором внаслідок насичення її киснем, активізації бактеріальних популяцій та ін. З іншого боку, планктонні угруповання, що вносять величезний внесок у самоочищення води, розвиваються переважно в стоячих водоймах. Вважається, що біопродукційні величини для водойм, що виникли при підпорі русла річки, зазвичай перевищують аналогічні

показники для вихідних річкових ділянок (Кудерський, 1992). Екологічні наслідки зарегулювання річок греблями вивчені, головним чином, щодо водосховищ. Однак, характер і результати взаємодії руслових ставків з малими водотоками, що їх живлять можуть істотно відрізнятися від ситуацій, пов'язаних зі створенням водосховищ.

Ставки малих річок і струмків відрізняються від великих водосховищ також по співвідношенню розмірів руслових водойм, та водотоків, що їх живлять. Зазвичай ширина ставка перевершує ширину водотоку на 2 порядки, а глибина – на 1 порядок. У порівнянні з цим, ширина водосховища перевищує незарегульоване русло в середньому на 1 порядок при незначній відмінності середніх глибин. В еколого-ценотичному плані ставок являє собою більш цілісну та однорідну систему, а велике водосховище, як правило, включає кілька підсистем: проточно-річкову, озерну, заболочені мілководдя і т. д. У той же час, екосистеми ставків в значно більшій мірі залежать від ситуації на площі основного водозбору і, особливо, від режиму і технології експлуатації. Однак, вплив руслових ставків на планктон малих річок і струмків, тим більше – в аспекті змін його продукційно-деструкційного потенціалу, залишається фактично не вивченим. Є лише окремі вказівки на роль руслових водойм у збагаченні таксономічного складу планктону малих річок (Ковальчук, 1996; Чухлібова, Дубовик, 1974), а також – у замуленні та заболочуванні річкової заплави (Лапшенков, 1979; Хімко, Бабко, 1994). Отже, вивчення впливу руслових ставків на екологічний стан малих водотоків є актуальним завданням.

4.2. Вплив руслових ставків на продукційно-деструкційні показники планктону малих водотоків

Вплив зарегулювання малого водотоку на продукційно-деструкційні властивості водних мас на прикладі р. Стугна. Хорошим об'єктом для вивчення таких питань є мала річка Стугна (Київська обл.) з довгим ланцюгом ставків, що використовуються для цілей рибництва і потреб сільського господарства (Дубровський, 1996). Для оцінки впливу

зарегулювання річки на продукційно-деструкційні властивості води (тобто здатність її планктонних організмів продукувати та розкласти органічні речовини в оптимальних для них умовах, як правило, у поверхневих шарах води) поставлені дві серії експериментів: у сезонно-хрональному аспекті в умовах стаціонару (табл. 4.1, 4.2) та в просторово-географічному плані, на різних ділянках русла річки (табл. 4.3). Для цього зразки води об'ємом 250 мл, відібрані інтегрально по глибинах одночасно в ставку біля водозливу і на пов'язаному з ним водотоці в декількох десятках метрів вище і нижче ставка, спільно експонувалися в поверхневих шарах води протягом доби. Біохімічне споживання кисню протягом 4-х діб (БПК₄), що виявилось для досліджуваних гідросистем найбільш інформативним, визначали загальноприйнятими методами (Методика изучения биогеоценозов внутренних водоёмов, 1975). Концентрацію кисню вимірювали термооксиметром H20-IOA.

У перших двох таблицях наведені порівняльні дані по каскаду з двох зарибнених ставків і прилеглих ділянок річки: в табл. 4.1 – величини валової первинної продукції і деструкції планктону р. Стугни і спортивно-рибальського ставка, в який річка впадає, а в табл. 4.2 – відповідні показники для рибоводного ставка Київської РМС і водотоку, який з нього витікає.

Табл. 4.1 і 4.2 ілюструють, що коливання величин первинної продукції (**A**) і деструкції (**R**) в сезонному плані виявилися досить значними як для ставків, так і для річкових ділянок. Однак, їх середні за сезон величини досить близькі між собою і характерні для евтрофних водойм. Оцінка різниці між першими вибірками – річковою (русло до ставка) та ставковою проведена з використанням попарно пов'язаних варіант, виявила для двостороннього критерію знаків ($P < 0,05$) достовірні відмінності між показниками продукції, а для двостороннього критерію Ст'юдента ($P < 0,1$) – між величинами деструкції. Дослідження різниці другої пари вибірок: між ставковою і річковою (русло нижче ставка) (табл. 4.2), також з використанням попарно пов'язаних варіант, виявило для двостороннього

Таблиця 4.1

Величини первинної продукції (A) і деструкції (R) у планктоні р. Стугна та спортивно-рибальського ставка, у який вона впадає.

Дата	21.04	26.05	09.06	27.06	06.07	12.07	1.07	25.08	30.08	16.09	Серед не ариф- мети- чне	Середнє квадра- тичне відхи- лення	Похи- бка серед- нього
Показник													
A річки	2,90	21,30	1,00	0,00	1,70	1,90	3,20	2,60	4,20	5,90	4,47	± 6,14	± 1,94
A ставу	13,7	8,20	5,90	3,00	8,60	2,30	4,80	7,80	8,70	6,70	6,97	± 3,28	± 1,04
Різниця	-10,80	13,10	-4,90	-3,00	-6,90	-0,40	-1,60	-5,20	-4,50	-0,80	-2,50	± 6,30	± 1,99
R річки	0,80	10,30	0,60	3,00	0,20	1,70	1,90	0,50	1,60	1,20	2,18	± 2,97	± 0,94
R ставу	4,00	13,00	0,00	2,40	3,30	1,20	2,40	0,90	3,10	1,20	3,15	± 3,67	± 1,16
Різниця	-3,20	-2,70	0,60	0,60	-3,10	0,50	-0,50	-0,40	-1,50	0,00	-0,97	± 1,54	± 0,49

Таблиця 4.2

Величини первинної продукції (A) і деструкції (R) у планктоні рибницького ставка КРМС та р. Стугна, що з нього витікає

Дата	21.05	04.06	30.06	13.07	17.07	24.07	30.07	10.08	13.08	01.09	Серед- нє ариф- мети- чне	Серед- нє квадра- тичне відхи- лення	Похи- бка серед- нього
Показ- ник													
A ставу	1,40	3,20	7,30	11,30	7,40	11,80	8,00	7,80	6,10	11,70	7,14	±3,35	±1,12
A річки	2,60	3,70	4,70	13,30	15,30	21,20	13,70	7,30	13,00	7,90	10,53	±6,27	±2,09
Різниця	-1,20	-0,50	2,60	-2,00	-7,90	-9,40	-5,70	0,50	-6,90	3,80	-3,39	±4,19	±1,40
R ставу	2,10	2,00	3,10	6,80	3,60	6,50	4,60	8,10	7,00	7,50	4,87	±2,29	±0,76
R річки	2,10	1,40	1,40	4,40	4,00	6,00	5,40	4,10	3,90	4,20	3,63	±1,66	±0,55
Різниця	0,00	0,60	1,70	2,40	-0,40	0,50	-0,80	4,00	3,10	3,30	1,23	±1,66	±0,55

критерію Ст'юдента достовірні відмінності як між продукційними ($P < 0,05$), так і між деструкційними ($P < 0,1$) показниками. Порівняння між собою двох груп річкових показників-вище (табл. 4.1) і нижче (табл. 4.2) каскаду з двох досліджених ставків, демонструє достовірно більші величини продукційно-деструкційних показників водних мас у руслі річки нижче каскаду.

Вплив ставків різних типів на продукційно-деструкційні процеси в планктоні річки Стугна від витоків до гирла (табл. 4.3) помітно розрізняється. Так, у ставку, створеному для побутових потреб у верхів'ях річки (біля с. Снітинка) величини первинної продукції невисокі. Однак там зберігається досить високий рівень деструкційних процесів. Нижче греблі цього ставка, де часто спостерігається відсутність течії і водотік перетворюється у серію калюж, показники біологічної активності води значно падають. В районі густої мережі населених пунктів (ділянка від с. Мотовилівки до с. Борова) продукційно-деструкційні показники планктону також невисокі, особливо – після каскаду з двох занедбаних (заболочених) ставків. Мабуть, це пов'язано з численними порушеннями режиму водотоку. Помітна тенденція оптимізації продукційно-деструкційних процесів на ділянках, де стан річкового русла і заплави наближаються до природного. Нижче м. Василькова русло Стугни дуже замулене, що, мабуть, гальмує деструкційні процеси. Це стосується також притоку Стугни – р. Барахтянки. Навпаки, в планктоні рибоводних ставків, як і в водотоці нижче їх гребель, рівні продукційно-деструкційних процесів помітно підвищуються. Для рибоводних водойм взагалі характерна порівняно висока інтенсивність процесів фотосинтезу і деструкції. До того ж, всі вони, в тій чи іншій мірі, охороняються від надмірного порушення їх екологічного режиму.

В якості дуже негативного прикладу антропогенного порушення гідросистеми річки можна розглянути необґрунтоване спорудження насипу поперек русла Стугни біля с. В. Солтанівка. Це призвело до практично повної зупинки течії і утворення заболоченої ділянки річки, поверхня якої затягується рясками. Продукційно-деструкційні показники (**A** і **R**) для

Таблиця 4.3

Величини потенційної первинної продукції (А), деструкції (R) за добу і біологічного споживання кисню (БСК₄) в планктоні р. Стугна (г О₂/м³)

Місцезнаходження ділянок (населений пункт)	Тип гідросистеми	А	Р	БСК ₄
с. Велика Снітинка	Яружний струмочок вище ставка	7,1	4,7	7,0
	Ставок місцевого водокористування	2,7	4,0	8,2
	Русло нижче греблі (течія відсутня)	0,5	2,2	3,5
с. Мотовилівська Слобідка	Заболочений водотік вище ставка	5,9	1,6	6,6
	Колишній млиновий ставок	10,1	4,1	14,7
	Русло нижче греблі	13,5	3,9	15,2
с. Червона Мотовилівка	Заболочений водотік – верхівья ставка	2,1	1,6	4,8
	Мілководний став-накопичувач	1,9	2,4	8,0
	Русло нижче греблі	1,4	1,0	5,8
с. Великая Мотовилівка	Русло вище рибоводного ставка	0,3	1,7	6,5
	Малый рибоводний ставок	8,5	2,2	4,4
	Русло нижче греблі	5,4	2,3	5,9
с. Боровая	Русло до впадіння у став	2,1	1,0	3,4
	Став тваринницького водопостачання	8,7	6,3	10,2
	Русло нижче греблі	6,0	3,5	7,1
с. Мала Солтанівка	Русло вище каскаду	1,7	1,9	7,4
	Заболочений ставок	2,5	1,4	6,5
	Малий замулений ставок	1,0	1,9	7,9
	Русло нижче каскаду	3,0	1,2	5,1
Вище с. Велика Солтанівка	Природне русло Стугни	1,1	1,5	6,3

с. Здорівка	Русло вище каскаду рибницьких ставів КРМС	4,5	2,2	8,2
	Спортивно-рибальський став	7,0	3,2	10,2

Продовження таблиці 4.3

	Великий нагульний став	7,1	4,9	9,0
	Русло нижче каскаду	10,5	3,6	10,4
г. Васильків	Русло вище каскаду	2,5	0,6	3,2
	Парковий став із технічним водозабором	3,2	2,1	7,6
	Русло нижче паркових ставів	5,4	2,1	8,0
с. Погреби	Природне русло Стугни	6,4	1,4	6,0
	р. Барахтянка (притока Стугни) вище ставу	0,9	1,7	7,5
	Рибницький став	7,0	4,3	12,2
	р. Барахтянка нижче греблі	8,3	3,4	10,0
с. Таценки	Русло Стугни нижче каналів іригаційно-польдерної системи	3,1	1,4	4,0

верхньої за течією, середньої (що заболочується) і нижньої (із швидкою течією нижче насипу) ділянок становили 4,6 і 1,6; 1,3 і 1,1; 8,2 і 3,0 г О₂/ м³, відповідно. Аналогічні величини БСК₃: 4,7 для верхньої; 2,8-середньої і 3,0 г О₂/м³, – нижньої ділянок. Тобто водотік, що був механічно позбавлений течії, втрачає біологічну активність води, а не перетворюється одномоментно в продуктивну стоячу водойму.

Таким чином, на прикладі р. Стугна можна зробити висновок, що наявність регульованих руслових ставків, як правило, не веде до зниження продукційно-деструкційного потенціалу річкових вод. Навпаки, після витоку зі ставків, які добре відрегульовані гідрологічно, перш за все – рибоводних, продукційно-деструкційні показники планктону зростають. Існування на річці занедбаних ставків не робить істотного впливу на продукційно-деструкційний потенціал водотоку, якщо в результаті цього не зупиняється течія. Однак, порушення природної гідрології, зокрема, безперервності водотоку

може вести до падіння продукційно-деструкційного потенціалу на даній ділянці. Тому, на всіх руслових ставках і греблях необхідно споруджувати надійно працюючі регулятори проточності.

Вплив руслових ставків на продукційно-деструкційні показники планктону різних малих водотоків. Попередні дослідження на руслових ставках малих річок показали, що після витоку з них, незважаючи на високу динамічність водотоків і значний розкид експериментальних даних, підвищення продукційно-деструкційних показників в планктоні спостерігалось частіше, ніж їх зниження (Дубровський, 1997). Метою цих досліджень була оцінка впливу руслових ставків різних типів і форм використання на продукційно-деструкційні показники планктону різних за гідробіологічним режимом малих водотоків.

Об'єктами вивчення були 26 гідросистем, що представляли собою ділянки малих річок та струмків з типовими русловими ставками, які розташовані в лісостеповій зоні, переважно – недалеко від м. Києва (табл. 4.4). Ставки площею 0,5 – 331 га використовувалися для рибництва, рекреації, іригації та місцевого водокористування. Природні ділянки водотоків вище і нижче ставків мали ширину русла 0,5 – 12,0 м (в середньому – 3,1 м), глибину – 4 – 150 см (в середньому – 35 см), швидкість течії від фактичного нуля до 0,33 м/сек. Прозорість води в ставках та водотоках перебувала в межах 12 – 250 см, а її температура в період досліджень – в діапазоні +11° – +28°C. Додаткові відомості про досліджувані гідросистеми наведені в табл. 2.1. Зразки води для експериментів і аналізів відбиралися інтегрально по глибинах в ставках перед водозливом і на ділянках природного русла в декількох десятках метрів вище і нижче ставків. Первинна продукція і деструкція планктону визначалися методом світлих і темних склянок в кисневій модифікації (Винберг, 1960) при експонуванні об'ємів води 250 см³ в приповерхневих шарах води протягом доби.

Концентрацію кисню і температуру води вимірювали термооксигнометром H20 – ІОА. Гідрохімічні аналізи виконані в Центральній лабораторії Державного підприємства «Північукргеологія».

Наявність руслових водойм змінює швидкість течії на прилеглих ділянках водотоку. Теоретично вона повинна сповільнюватися перед втоком в русловий ставок і дещо збільшуватися після витoku з нього. Для більшості, або 61%, обстежених гідросистем це виявилось справедливо, для 9% – швидкість течії до втоку і після витoku була однаковою, але для 30% - перед втоком спостерігалася більша швидкість течії, ніж після витoku. Уповільнення течії нижче греблі обумовлювалося не тільки локальними особливостями русел, а й зменшенням скидання води внаслідок її зайвого накопичення у руслових водоймах.

Для 78% обстежених водотоків спостерігалось підвищення температури води нижче руслової водойми на 1 – 5°C (в середньому на 3°C), для 11% – зниження на 1°C і ще для 11% температура не змінилася. Отже, руслові ставки в більшості випадків на 2-3°C підвищували температуру водних мас.

Прозорість води вдалось виміряти за допомогою диска Секкі для 7 водотоків до втоку і після витoku з руслових ставок. У всіх випадках після витoku зі ставок прозорість знижувалася в середньому в 1,5 рази, що обумовлено значним підвищенням концентрації планктонних водоростей.

Результати визначення інтенсивності продукційно-деструкційних процесів і концентрації пов'язаних з ними найважливіших іонів та сумарного вмісту органічної речовини на зарегульованих ставками ділянках водотоків наведені в таблиці 4.2.

Таблиця 4.4

Показники інтенсивності продукційно-деструкційних процесів у планктоні руслових ставок і пов'язаних з ними водотоків

Назва та місцезнаходження гідросистем	Місце відбору	A мгО /дм ³	R мгО /дм ³	БСК мгО/ дм ³	ХСК мг/О дм ³	NO ₃ ⁻ мг/ дм ³	PO ₄ ³⁻ мг/	NH ₄ ⁺ мг/д
---------------------------------------	---------------	------------------------------	------------------------------	--------------------------------	--------------------------------	--	--------------------------------------	--------------------------------------

	проб						дм ³	м ³
1. р. Охтирка, ставок м. Охтирка Сумської обл.	вище	4,4	3,0	9,3	26,4	0,019	0,11	0,20
	ставок	3,7	2,8	9,6	-	-	-	-
	нижче	3,5	2,7	7,7	18,6	0,011	0,12	0,20
2. р. Барахтянка, ставок с. Барахти Київської обл.	вище	10,4	4,6	11,5	43,2	0,019	0,05	0,10
	ставок	10,5	4,7	-	54,6	0,146	0,02	0,27
	нижче	9,6	4,7	11,9	18,0	0,015	0,02	0,10

Продовження таблиці 4.4

3. р. Барахтянка, ставок с. Погреби Київської обл.	вище	0,9	1,7	5,6	32,8	0,204	0,30	0,34
	ставок	7,0	4,3	9,2	35,6	0,042	0,66	0,65
	нижче	8,3	3,4	8,0	43,6	0,053	0,72	0,36
4. р. Березянка, ставок с. Шаліївка Київської обл.	вище	3,8	3,2	9,3	49,2	0,017	0,21	0,20
	ставок	9,6	3,9	-	45,1	0,691	0,17	0,30
	нижче	17,2	11,2	19,5	31,8	0,076	0,11	0,15
5. р. Дарниця, озеро Берізка, м. Київ	вище	0,2	2,4	7,0	12,0	0,028	1,61	0,20
	ставок	7,2	3,4	5,3	-	-	-	-
	нижче	0,1	1,8	4,9	12,0	0,055	0,46	0,10
6. Дідорівський струмок, каскад Голосіївських ставків, м. Київ	вище	1,5	2,3	2,6*	-	-	-	-
	ставок	3,2	2,4	9,3*	-	-	-	-
	нижче	2,1	1,8	5,6*	-	-	-	-
7. р. Ірпінь, водоймища Лісове і Корнінське (каскад), г. Корнін Житомирської обл.	вище	1,0	0,8	3,6	60,0	0,016	0,05	0,10
	ставок	3,3	1,7	6,7	-	-	-	-
	нижче	2,0	1,7	5,8	16,8	0,014	0,05	0,15
8. р. Каменка, ставок с. Триліси Київської обл.	вище	4,4	3,7	6,7	4,8	0,025	0,05	0,10
	ставок	7,5	3,0	-	30,1	0,296	0,04	0,33
	нижче	5,0	1,9	8,2	30,0	0,013	0,13	0,10
9. р. Руда, ставок с. Соколівка Черкаської обл.	вище	19,8	4,8	12,2	40,2	0,020	0,59	0,40
	ставок	16,1	4,7	-	31,8	0,254	0,04	0,55
	нижче	14,4	4,6	11,8	30,0	0,025	0,55	0,30
10. р. Стугна, 2-й ставок с. Велика Снітинка Київської обл.	вище	7,1	4,7	7,0*	28,8	0,010	0,17	0,40
	ставок	2,7	4,0	8,2*	22,8	0,010	0,17	0,40
	нижче	0,5	2,2	3,5*	28,8	0,014	0,26	1,23
11. Китаївський струмок, каскад Голосіївських ставків, м. Київ	вище	0,0	1,5	4,0*	-	-	-	-
	ставок	8,3	5,5	8,7*	-	-	-	-
	нижче	0,6	3,1	5,2*	-	-	-	-
12. р. Кислоха, каскад ставків с. Степок Київської обл.	вище	2,6	3,0	6,6	12,0	0,013	0,05	0,10
	ставок	11,4	4,6	-	46,3	0,446	0,07	0,57
	нижче	2,6	2,8	8,2	45,6	0,024	0,24	0,10
13. р. Котлуй, ставок-качатник с. Кирданы	вище	16,6	4,7	13,1	17,4	0,015	0,47	0,10
	ставок	19,5	7,2	-	38,0	0,170	0,33	0,52

Київської обл.	нижче	10,4	6,6	15,8	13,8	0,016	0,05	0,25
14. р. Плиска, нижній ставок с. Плесецьке Київської обл.	вище	0,1	1,3	5,2	30,6	0,019	0,14	0,10
	ставок	4,2	4,5	7,0	-	-	-	-
	нижче							
15. р. Протока, ставок с. Саливонки Київської обл.	вище	0,8	4,0	11,1	10,8	0,015	1,23	0,10
	ставок	8,3	4,5	-	33,6	0,144	0,22	0,33
	нижче	6,9	7,3	18,2	12,6	0,019	0,84	0,30
16. р. Сквирка, ставок с. Кривошиїнці Київської	вище	7,6	4,0	14,0	12,0	0,089	0,30	0,10
	ставок	8,2	4,5	-	53,0	0,926	0,11	0,44

Продовження таблиці 4.4

обл.	нижче	8,0	5,0	12,1	24,0	0,083	0,15	0,15
17. р. Сиверка, ставок с. Ходосіївка Київської обл.	вище	10,2	2,4	6,8	85,0	0,012	0,20	0,15
	ставок	12,3	3,8	7,2	-	-	-	-
	нижче	7,5	4,6	7,9	32,0	0,046	0,19	0,50
18. Снітинський струмок озеро Сороче, біля с. Мала Снітинка Київської обл.	вище	0,9	1,5	4,7	14,4	0,014	0,84	0,20
	ставок	5,2	3,2	-	24,8	0,050	0,91	0,22
	нижче	4,8	3,6	6,0	27,0	0,013	1,34	0,10
19. р. Стугна, млиновий ставок с. Мотовилівська Слободка Київської обл.	вище	5,9	1,6	6,6*	8,7	0,008	0,08	0,16
	ставок	10,1	4,1	14,7*	32,6	0,008	0,12	0,59
	нижче	13,5	3,9	15,2*	21,0	0,008	0,15	0,24
20. р. Стугна, ставок біля с. Червона Мотовилівка Київської обл.	вище	2,1	1,6	4,8*	34,5	0,144	0,20	0,34
	ставок	1,9	2,4	8,0*	19,6	0,015	0,25	0,44
	нижче	1,4	1,0	5,8*	35,0	0,020	0,14	0,50
21. р. Стугна, нагульний ставок Київської рибоводно-меліоративної станції (с. Здорівка)	вище	4,5	2,2	6,8	26,1	0,034	0,11	0,75
	ставок	7,1	3,6	7,6	31,9	0,145	0,10	0,41
	нижче	10,5	3,6	7,7	19,6	0,061	0,10	0,33
22. р. Стугна, паркові ставки (каскад) м. Васильків Київської обл.	вище	2,5	0,6	2,5	-	-	-	-
	ставок	3,2	2,1	5,7	-	-	-	-
	ниже	5,4	2,1	6,0	-	-	-	-
23. Феофанський струмок, Палладінські ставки (каскад) лісопарку „Феофанія”, м. Київ	вище	0,8	1,0	3,1	-	-	-	-
	ставок	8,1	5,4	7,2	-	-	-	-
	нижче	2,0	1,6	5,2	-	-	-	-
24. р. Стугна, рибницький ставок с. Велика Мотовилівка Київської обл.	вище	0,3	1,7	4,9	18,0	0,022	0,76	0,10
	ставок	6,8	2,2	4,6	19,0	-	-	-
	нижче	5,4	2,1	4,4	12,0	0,018	0,05	0,10
25. р. Стугна, ставки с. Борова Київської обл.	вище	2,1	1,0	2,6	22,0	0,030	0,13	0,79
	ставок	8,7	6,3	7,5	19,6	0,030	0,28	0,85
	нижче	6,0	3,5	5,4	26,4	0,019	0,18	0,30

26. р. Стугна, зарослий ставок с. Мала Салтанівка Київської обл.	вище	1,7	1,9	6,0	19,6	0,053	0,10	0,32
	ставок	1,8	1,7	5,9	34,5	0,052	0,09	0,28
	нижче	3,0	1,2	3,8	32,4	0,053	0,13	0,32

Позначення: **A** – валова первинна продукція і **R** – деструкція планктону (за добу), **БСК** – біохімічне споживання кисню за 3 доби (значення **БСК** для деяких водойм за 4 доби відмічені знаком*), **ХСК** – хімічне споживання кисню (біхроматна окислюваність).

Показники первинної продукції та деструкції планктону були визначені для всіх обстежених ділянок водотоків вище і нижче руслових ставків і, для порівняння, у самих ставках. Показники **БСК** і вмісту органічних речовин для деяких гідросистем визначені тільки у водотоках вище і нижче руслових ставків, а для паркових водотоків (струмків) гідрохімічні аналізи не проводилися. Для безперервних каскадів ставків наведені усереднені дані. Однак, незважаючи на деяку різномірність, отримані матеріали дозволяють виявити певні закономірності.

Відмінності величин первинної продукції (**A**) і деструкції (**R**), а також – **БСК**, в планктоні обстежених гідросистем виявилися досить значними як для різних водотоків, так і для різних ділянок одного водотоку. Проте, більші величини зазначених показників в планктоні водотоків нижче руслових ставків спостерігалися щодо **A** для 65 %, **R** – 61 % та **БСК** – 73% обстежених гідросистем. Навпаки, більші значення **A**, **R** і **БСК** вище руслових ставків відповідно для 27, 31 і 27% гідросистем, а у 8% гідросистем значення **A** і **R** вище і нижче руслових ставків достовірно не розрізнялися. Перевірка даних за статистичним критерієм χ^2 показала, що спостережуваний розподіл величин зазначених показників для водотоків вище і нижче руслових ставків достовірно відрізняється від випадкового розподілу подій ($P < 0,05$). Збільшення показників нижче руслових водойм особливо наочно щодо **БПК**. Отже, величини первинної продукції і деструкції в планктоні малих водотоків після витоку з руслових ставків у більшості випадків зростають.

Можна відзначити тенденцію істотного збільшення продукційно-деструкційних показників водотоків після витоку із рибоводних ставків, особливо – після водойм з інтенсивними технологіями і, відповідно, з більш високими рівнями продукційно-деструкційних процесів. Падіння величин первинної продукції і деструкції в планктоні досліджених водотоків нижче руслових ставків може спостерігатися у випадках надходження високопродуктивних водних мас із розміщеного вище ставка (табл. 4.4 – № 1, 2, 9, 13, 17), витоків із сильно зарослих та заболочених ставків, які взагалі характеризуються низькою інтенсивністю продукційно-деструкційних процесів (табл. 4.4 – № 20, 26), а також – зупинки течії нижче греблі, тобто фактичного припинення витоку зі ставка (табл. 4.4 – № 5, 10). Поглинання всього стоку русловою водоймою, при якому водотік за греблею перетворюється у канаву зі стоячою водою або серію калюж, зазвичай супроводжується різким падінням продукційно-деструкційних показників і, як наслідок, самоочисної здатності води на даній ділянці. До речі, наявність таких водойм заборонено Водним кодексом України.

Розподіл концентрацій найважливіших іонів та органічних речовин (**ХСК**) в обстежених водотоках вище і нижче руслових ставків достовірно (за критерієм χ^2) не розрізнявся. Мабуть, це обумовлено значною мінливістю умов і хаотичним перемішуванням вод в малих річках і струмках. Для вибірки з однотипних водойм проявлялася тенденція падіння **ХСК** у водотоках після витоку зі ставка (Дубровський, 1997).

В обстежених ставках рівні продукційно-деструкційних процесів та концентрації органічних речовин і азотовмісних іонів в більшості випадків перевищували аналогічні показники для природного русла (вище витоку) пов'язаних з ними водотоків. Зростання показників у ставках, порівняно з водотоками, спостерігалось відносно **A** для 77 % обстежених гідросистем, **R** – 69%, **БСК** – 76%, **ХСК** – 71%, NO_3^- - 63%, NH_4^+ - 69%. За критерієм χ^2 розподіл перерахованих показників достовірно відрізняється від випадкового ($P < 0,05$). Тільки розподіл концентрацій PO_4^{3-} для ставків і водотоків, що їх

живлять, виявився однаковим. Малі гідросистеми досліджуваного типу, особливо-природні руслові ділянки, характеризуються значною мінливістю умов, хаотичністю переміщення і високою перемішуваністю водних мас. Тому об'єктивна оцінка їх стану можлива при застосуванні статистичних методів, а для окремих гідрооб'єктів – за допомогою середньорічних показників.

Води руслових ставків за високою інтенсивністю і особливостям метаболізму планктонних угруповань істотно відрізняються від тих, якими живлять їх водотоки. Руслові ставки рибогосподарського, рекреаційного та іригаційно-накопичувального призначення, як правило, не роблять негативного впливу на продукційно-деструкційні процеси пов'язаних з ними водотоків. Навпаки, в більшості випадків спостерігається зростання показників первинної продукції і деструкції планктону водотоків нижче руслових ставків в порівнянні з аналогічними показниками для верхніх ділянок русла. Відповідно, зростає самоочисна здатність водних мас. Обстежені водойми не були джерелами помітного органічного забруднення або евтрофування водотоків. Навіть при технологічному внесенні кормів і добрив вони, збагачуючи водотоки активною біомасою, швидше виконували роль біофільтрів і каталізаторів самоочищення води. Менш показові в цьому відношенні сильно зарослі і заболочені ставки. Однак зупинка течії нижче греблі, що викликана припиненням скидання води зі ставка, обумовлює різке падіння продукційно-деструкційної активності водотоку.

Отже, режим експлуатації руслових ставків, як штучних гідрооб'єктів, повинен передбачати необхідні компенсаторні заходи, серед яких можна виділити забезпечення рівня проточності, необхідного для підтримки безперервності течії водотоку, що витікає, періодичне видалення мулу і обмеження зайвого заростання водної поверхні.

4.3 Оцінка екологічного стану зарегульованих малих водотоків з використанням біотичного індексу Вудівісса.

Мета досліджень. Попередні дослідження показали, що нижче руслових водойм підвищення продукційно-деструкційних показників водних мас спостерігалось частіше, ніж їх зниження (підрозділ 4.2). При цьому розкид експериментальних даних був значним. Метою подальших досліджень була оцінка впливу руслових водойм різних типів на гідробіологічний режим малих водотоків з використанням інертного показника, що реагує, в основному, на довготривалі зміни режиму водотоків. Матеріалом послужили результати визначення біотичного індексу Вудівісса щодо співвідношення індикаторних груп водних безхребетних у водотоках до їх впадання і після витoku з руслових водойм (Дубровский, Дубровская, 2005). Супутні вимірювання виконані загальноприйнятими методами. Обробка даних проведена із застосуванням прикладного пакету Statistica 4.5.

Отримані результати. Досліджені 23 водойми площею 0,5 – 331 га є типовими багатоцільовими ставками з різними формами експлуатації. Значення біотичного індексу (табл. 4.5) для всіх обстежених ділянок річок, окрім 2-х граничних величин, знаходилися в межах 5-7, що відповідає відносно чистим водам (II клас). Мінімальне значення індексу – 4 (III клас чистоти – помірно забруднені води), що відмічене для пересихаючої заболоченої ділянки (№ 19), пов'язане, перш за все, з порушенням гідробіологічного режиму внаслідок зупинки течії.

Таблиця 4.5

Оцінка стану зарегульованих малих водотоків за біотичним індексом.

№ 3/п	Назва річки	Область	Назва та місцезнаходження ставка	Режим експлуатації *	Площа ставу, га	Заростання, %	Біотичний індекс	
							Вище ставу	Нижче ставу
1.	Охтирка	Сумська	м. Охтирка	Риб., ір.-СП	35	13	6	6
2.	Барахтянка	Київська	с. Барахти	Риб.-НС	20	4	7	7
3.	Барахтянка	Київська	с. Погреби	Риб.-СП	26	3	5	6
4.	Верешиця	Львівська	Янівський (с.	Риб.-НС	207	40	7	7

			Івано-Франкове)					
5.	Дарниця	Київська	оз. Берізка (г.Київ)	Рек.-НС	15	1	7	7
6.	Дідорівський струмок	Київська	Голосіївський НПП, (м.Київ)	Рек.-НС	14	6	7	7
7.	Ирпень	Житомирська	Корнинський каскад (м. Корнин)	Ір., рек.-НС	446	9	7	7
8.	Каменка	Київська	с. Триліси	Риб.-СП	21	6	7	7

Продовження таблиці 4.5

9.	Каратиш	Запорізька	с. Першотравневе	Ір.-НС	24	8	7	7
10.	Каратиш	Донецька	с. Назарівка	Ір., рек.-НС	8	2	7	8
11.	Китаївський струмок	Київська	Голосіївський НПП, (м.Київ)	Рек., риб.-НС	9	4	5	6
12.	Кислоха	Київська	с. Степок (каскад)	Риб.-СП	55	10	6	6
13.	Котлуй	Київська	Качатник (с. Кирдани)	Риб., кф.-СП	47	36	6	6
14.	Плиска	Київська	с. Плисецкое	Риб., мвп.-НС	8	4	5	7
15.	Протока	Київська	с. Саливонки	Риб., Ір.-НС	215	3	7	6
16.	Сиверка	Київська	с. Круглик	Риб., рек.-НС	70	10	6	6
17.	Сиверка	Київська	с. Ходосіївка	Риб.-НС	3	7	6	7
18.	Снітинка	Київська	с. В.Снітинка	Ір.-НС	22	10	7	7
19.	Стугна	Київська	Мотовиловская Слободка	Мвп.-НС	0,5	6	4	6
20.	Стугна	Київська	с. Мотовилівка – с.Боровая (каскад)	Риб., мвп.-СП	55	36	6	6
21.	Стугна	Київська	с. Здорівка	Риб.-СП	100	30	7	7
22.	Стугна	Київська	м. Васильків (каскад)	Рек., мвп.-НС	16	11	7	7
23.	Феофанський струмок	Київська	Палладінські ставки, (Феофанія, м.Київ)	Рек.-НС	6	4	5	7

* Умовні позначення: Ірр. – іригація; риб. – рибництво; Мвп. – місцеве водокористування; річ. – рекреація; кф. – качина ферма; СП – спускний; НС – неспускний

Порівняно невисокий біотичний індекс – 5 був відзначений також для невеликих пересихаючих в посушливі періоди струмків (№ 11, 23) і річки, що протікає через село, заплава якої розорана майже до русла (№ 14). Максимальна величина індексу – 8 (І клас – дуже чиста вода) спостерігалася на витоці зі ставка (№ 10), розташованого на межі заповідника Кам'яні могили в його охоронній зоні.

У більшості випадків (2/3) значення біотичного індексу до витоку в руслові водойми і після витоку з них виявилися рівні. У 7 випадках (тобто 1/3) більш високі значення індексів спостерігалися нижче руслових ставків. Тільки для однієї водойми (№ 15), що приймає стоки цукрового заводу, відзначено деяке зниження індексу після витоку. Перевірка даних за критерієм χ^2 показала, що спостережувана ситуація достовірно відрізняється від випадкового розподілу подій, тобто на ділянках нижче руслових водойм стан водотоків істотно не погіршується, а для 1/3 з них – поліпшується.

Серед 7 водойм, після витоку з яких спостерігалася зростання біотичного індексу, тільки 1 виявився спускним, інші – неспускні. Мабуть, більш стабільний гідрологічний режим ставка сприяє самоочищенню води. Середнє значення заростання – 4,3 % для 7 розглянутих ставків достовірно (за критерієм Стюдента $t = 2,12$ при $P = 0,047$) відрізняється від аналогічного значення – 15,1 % для інших 15 ставків. Збільшення заростання водойм зазвичай супроводжується розвитком процесів заболочування, зниженням продукційно-деструкційної активності планктону і, отже, самоочисної здатності води. Величини індексу Вудівісса, як і їх зміни, не залежали від площі і трофності руслових водойм, їх положення в каскаді, ярусності берегової рослинності, прозорості води і швидкості течії.

Значення біотичного індексу для різних ділянок р. Стугна, яка була обстежена від витоків до гирла, наведені в табл. 4.5. Відносно низькі значення індексу (4-5) обумовлені, відповідно, зупинкою течії р.Стугна у верхів'ях сильним засміченням і забрудненням її берегів при фактичній відсутності прибережної смуги в населених пунктах, скиданням слабоочищених стічних вод. Для річки в цілому підтверджується тенденція підвищення чистоти вод від верхів'їв до гирла (Мельничук, 1996).

Таблиця 4.6

Оцінка стану зарегульованої р. Стугна за біотичним індексом.

№ п/п	Місцезнаходження та умовне позначення ділянки	Характеристика ділянки	Біотичний індекс
1.	Мотовилівська Слободка	Заболочене пересихаюче русло вище ставка	4
2.	Мотовилівська Слободка	Русло нижче млинового ставка	6
3.	Червона Мотовилівка	Заболочене русло вище каскаду ставків	6
4.	Мала Салтанівка	Русло нижче каскаду ставків	6
5.	Велика Салтанівка	Русло в системі наливних рибоводних ставків	5
6.	Велика Салтанівка	Русло у системі наливних рибоводних ставків	6
7.	Здорівка	Русло вище каскаду рибоводних ставків	7
8.	Здорівка	Русло нижче рибоводних ставків	7
9.	Васильків	Русло вище каскаду паркових ставків	7
10.	Васильків	Русло нижче городських ставків	7
11.	Васильків	Природне русло нижче м.Васильків	5
12.	Погреби	Русло притока – р.Барахтянки вище ставка	5
13.	Погреби	Русло р.Барахтянки нижче рибницького ставка	6
14.	Березове	Природне русло нижче с.Березове	6
15.	Таценки	Русло нижче каналів меліоративно-польдерної системи	7

Оцінка стану обстежених малих річок за біотичним індексом вказує на відносну чистоту їх вод (II клас). При цьому наявність руслових ставків, що не порушують безперервності водотоку, не веде до зниження якості води. Навпаки, частина руслових ставків в якійсь мірі сприяє стабілізації гідробіологічного режиму малих річок, підтримуючи необхідну водність русла і виконуючи при цьому роль біофільтрів. Більш важливі в такому плані слабозарослі неспускні ставки з регульованим водообміном. Однак, періодичне видалення мулу і запобігання заболочування при спуску ставків також корисні для поліпшення гідробіологічного режиму водотоків.

Випадки погіршення якості вод досліджених малих річок обумовлені скиданням слабоочищених стічних вод і безпосереднім забрудненням водотоку (25% випадків), руйнуванням прибережних захисних смуг (35% випадків) і, особливо, зупинкою течії у зв'язку з обмілінням русла (40% випадків). Отримані дані (Дубровський, Дубровська, 2005) можуть бути використані також в системі екологічного моніторингу малих водотоків.

4.4. Проблеми антропогенної трансформації гідробіологічного режиму малих водотоків.

Оцінка інтенсивності продукційно-деструкційних процесів та санітарного стану річки Ворскла в районі впадання річки Охтирка. На невеликій протяжності долини р. Ворскла в районі впадання р. Охтирка зосереджені найбільш типові елементи річкової мережі: природні меандри головного русла, стариці, затоки, гирло притоки – р.Охтирки, русловий ставок та ін., що обумовлює зручність їх порівняльного гідробіологічного дослідження. Таке компактне розташування різномірних ділянок єдиної водної мережі можна розглядати як модельну ситуацію, що дозволяє оцінити вплив провідних екологічних факторів на досліджувані показники (докладніше див. розділ 5). З іншого боку, річкові води Ворскли та Охтирки в

значних обсягах використовуються для іригації, рибництва та багатьох потреб місцевого водопостачання. Рекреаційно-оздоровче значення даної ділянки Ворскли, по берегах якої розташовані табори і бази відпочинку, дуже велике. Матеріали гідробіологічних досліджень, проведених влітку 1995 р. в басейні р. Ворскли як вище, так і нижче гирла р. Охтирка, становлять інтерес не тільки в плані порівняння різних гідросистем, пов'язаних з головним водотоком, а й для подальшого екологічного моніторингу (Дубровський, Бабко, Дубровська, 2007).

В цілому біопродукційні показники вод Ворскли на дослідженій ділянці відповідали мезотрофному статусу, а Охтирки – евтрофному. Показники продукційно-деструкційних процесів в планктоні різних елементів річкової мережі представлена в таблиці .

Величини первинної продукції та деструкції планктону в затоці (стариці), яка морфометрично подібна до основного русла Ворскли, але не має течії, виявилися нижчими (крім **БСК₃**) аналогічних показників щодо планктону основного водотоку. Вказана затока створена шляхом перекриття дамбою старого русла річки. Можливо, це пов'язано зі зниженням циркуляції біогенних речовин в умовах річкової затоки. Для затоки, до якої надходять тваринницькі стоки, характерні досить високі показники первинної продукції і деструкції в товщі води, а також – найбільші величини **БСК₃** і **ГСК**. Мабуть, значне органічне забруднення тут супроводжується інтенсифікацією процесів самоочищення води. Продукційно-деструкційні показники води в руслі Охтирки вище міста перевершує аналогічні показники для Ворскли. Причому, дещо більші величини продукції і деструкції, а також **БСК₃** і **ГСК** відзначені до впадання водотоку в русловий ставок, а дещо менші - після витоку з нього. Швидше за все, це обумовлено тим, що береги Охтирки вище досліджуваного ставка оточені полями, що удобрюються. Крім того, вище цієї ділянки річки також знаходяться руслові ставки. У гирлі Охтирки, де

інтенсивно йде процес заболочування, продукційно-деструкційні показники помітно падають.

Таблиця 4.7

Показники первинної продукції (A), деструкції (R), біохімічного (БСК₃) та хімічного (ХСК) споживання кисню в різних компонентах заплави р. Ворскла.

Станції відбору проб	A, г O ₂ /м ³ за добу	R, г O ₂ /м ³ за добу	БСК ₃ , г O ₂ /м ³	ХПК, г O ₂ /м ³
1. Русло р. Ворскла (вище гирла р. Охтирка)	2,2	2,0	4,8	10,0
2. Непроточна затока (стариця) вище гирла р. Охтирка)	0,4	1,1	5,1	9,0
3. Затока (стариця), яка приймає стоки з ферми с. Чернетчина	7,2	4,1	18,0	36,0
4. Русло р. Охтирка вище ставка	4,4	3,0	9,3	26,4
5. Русловий ірригаційно-рибницький ставок	3,7	2,4	9,6	28,2
6. Русло р. Охтирка нижче ставка	3,5	2,7	7,7	18,6
7. Русло р. Охтирка у м. Охтирка	2,8	1,7	3,1	12,0
8. Гирло р. Охтирка	0,8	1,1	1,3	6,0

Продовження таблиці 4.7

Досліджений русловий ставок, що розташований на схід від м. Охтирка, використовується для іригації та рибориства. Площа ставка – 40 га, середня глибина – 1,5 м, заростання – близько 15 %, прозорість води – 50-60 см, трофічний Індекс Карлсона – 68, що відповідає гіпертрофному статусу. Середньодобова продукція фітопланктону становить близько 4,9 г O₂/м², що відповідає 5,4 т/га живої маси за рибоводний сезон (160 діб). Такий потенціал дозволяє отримати за рахунок природної кормової бази близько 700 кг/га риби за сезон, що при звичайному типі полікультури складе (кг/га за сезон) по коропу – 220, по строкатому товстолобу – 50, по білому товстолобу – 430. Ставок ж цікавий в природоохоронному відношенні, оскільки тут мешкають або зупиняються на перельоті крижень, чирки, крячки, лебідь-шипун.

Таблиця 4.8

**Значення біотичного індексу Вудівісса різних ділянок акваторії р.
Ворскла.**

Станції відбору проб	Біотичний індекс	Клас чистоти вод
1. Русло р. Ворскла (вище гирла р. Охтирка)	8	I
2. Русло р. Охтирка вище ставка	5	II
3. Русло р. Охтирка нижче ставка	6	II
4. Русло р. Охтирка 200м вище гирла	6	II

Продовження таблиці 4.8

5. Гирло р. Охтирка	6	II
6. Русло р. Ворскла нижче гирла р. Охтирка.	6	II
7. Гирло затоки (стариці), яка приймає стоки з ферми с. Чернетчина	6	II
8. Русло р. Ворскла 250 м нижче затоки, яка приймає стоки з ферми с. Чернетчина	7	II

Для порівняльного аналізу екологічного стану досліджених ділянок річки використаний індекс Вудівісса (див.табл. 4.8). Згідно з отриманими даними, Ворскла була чистою річкою до впадання в неї річки Охтирки. Нижче її гирла якість води в Ворсклі знижується під впливом води р.Охтирка, в яку надходять міські стоки. Такі ж води надходять в Ворсклу з стариці, що забруднюється тваринницькими стоками. Однак самоочисна здатність річки досить велика і нижче за течією біотичний індекс знову зростає. Якість води в р. Охтирка також дещо підвищується після витоку з руслового ставка.

Таким чином, аналіз модельної ситуації в районі гирла р. Охтирка в цілому підтверджує отримані на інших водотоках результати. Згідно з проведеними дослідженнями, води з р. Ворскла відрізнялися високим

ступенем чистоти до гирла р.Охтирка, звідки в водотік надходила основна частина забруднень. Найбільш забрудненим з обстежених була ділянка р. Охтирка вище руслового ставка, де тонка смуга прибережної рослинності не могла захистити водотік від надходження органічних речовин з боку оточуючих с.-г. угідь. Ставок, що розташований на р. Охтирка, в якійсь мірі виконує роль біофільтра, що зменшує вміст органіки в водотоці. В обстеженому районі р. Ворскла зберегла досить високу самоочисну здатність. Дивно, що продукційно-деструкційні показники основного водотоку виявилися вищими, ніж аналогічної затоки зі стоячою водою. Води стариці, в яку надходили стоки тваринницької ферми, хоча і піддавалися помітному органічному забрудненню, відрізнялися високим рівнем продукційно-деструкційних процесів і могли б використовуватися для цілей аквакультури, наприклад, для вирощування кормових безхребетних.

Екологічні аспекти рекультивації занедбаних руслових ставків. У зв'язку зі змінами соціально-економічної ситуації в Україні в останнє десятиліття, значна частина ставків, не менше 7-8 %, виявилася покинутою (Дубровський, 2002). Це водойми, ресурси яких фактично не використовуються, внаслідок чого їх екологічний режим визначається не способом експлуатації, а випадковим набором факторів. Всього було досліджено 30 таких ставків площею від 0,004 до 40 (при середній – 12,3) га і глибиною від 0,3 до 2,8 (середня – 1,27) м. З них за попереднім призначенням 20 були рибоводними, 4-місцевого побутового водокористування, 2-іригаційно - рибоводними, 1-іригаційно – польовим, 1-водопійно – тваринницьким, 1 – гідроенергетичним і 1-млиновим.

Найважливішою особливістю занедбаних ставків є тенденція до заростання. Інтенсивне заростання водної поверхні зазвичай супроводжується замуленням і заболочуванням водойм. Наслідком цих процесів є поступовий підйом збіднених киснем шарів води від дна до

поверхні, зростання замірних явищ і падіння корисної біопродуктивності водойми. Зворотна залежність продукції фітопланктону і риби від заростання водойм макрофітами загальновідома (Ляхнович, Суринович, Казакова, 1961). Показники заростання обстежених ставків змінювалися в дуже широких межах: від 2-3 до 90% водної поверхні при середньому значенні $34,20 \pm 7,54$ %. Середнє заростання для лісостепових ставків, які продовжують використовуватися, складало $18,75 \pm 4,03$ %. Однак, внаслідок великого розкиду значень, відмінності між зазначеними середніми виявилися статистично недостовірні. Проте, заболочені ставки значно частіше зустрічаються серед покинутих. Відомо, що мілководні водойми заростають швидше. Коефіцієнт кореляції між середньою глибиною і заростаємістю обстежених ставків виявився статистично достовірним і рівним 0,62 (при $P < 0,05$). На швидкість заростання ставків, крім глибини, впливають також крутизна берегів, проточність і склад прибережної рослинності. При певному поєднанні цих факторів загальна картина заростання може зберігатися протягом десятиліть.

Всі досліджені водойми за своїм трофічним статусом є евтрофними, з них 80% - навіть високотрофними, а близько 10 % – з деякими ознаками дистрофії. Величини первинної продукції і деструкції органічних речовин в приповерхневому шарі води знаходилися в межах 1,0 – 10,1 (середнє – 5,9) і 1,4 – 4,1 (середнє – 2,9) г O_2/m^3 відповідно. Наведені значення достовірно не відрізняються від аналогічних величин для ставків регіону, що використовуються. Очевидно, переважна більшість занедбаних ставків, особливо – зариблених, ще не втратила свій продукційно-деструкційний потенціал і знову може бути повернутою в господарський фонд.

Для оцінки впливу занедбаних ставків на водотоки, що їх живлять, були проведені вимірювання первинної продукції, деструкції, БПК₄ і біхроматної окислюваності в зразках води, відібраних вище ставків за течією і після витоку з них. Продукційно-деструкційні показники водних мас на руслових ділянках вище і нижче ставків мало відрізнялися, як правило, не

більше, ніж на 30 %. Тільки одного разу, після витoku притоки р. Стугни з дуже мілководного (глибиною до 30 см) ставка колишнього млина, продукційно-деструкційна активність водотоку збільшилася більш, ніж в 2 рази. Причому, для 40% досліджених водотоків більш високі продукційно-деструкційні показники спостерігалися на ділянках вище ставка, для 40 % - нижче ставка, а для 20 % - аналогічні показники фактично не розрізнялися. Однак, показники окислюваності води вище ставка у всіх випадках були в 1,5-2 рази більшими, ніж після витoku з нього. Таким чином, руслові занедбані ставки не роблять істотного впливу на продукційно-деструкційні процеси у водотоках, якщо при цьому зберігається певний рівень проточності. Вміст органічних речовин у воді після витoku з досліджених ставок однозначно зменшувався. Тобто занедбані ставки значною мірою зберігають свої самоочисні здібності.

З деякими покинутими ставками (майже 30% досліджених) пов'язані зони підтоплення біля дамб або насипів, де виникають прибережні калюжі та заболоченості, що наповнюються під час значного підвищення рівня ставкових вод і завдяки фільтрації води через ґрунт. Такі мікроводойми зазвичай є місцями виплоду кровосисних комарів і осередками заболочування.

Оселища личинок кровосисних комарів (Culicidae) знайдені у 33% досліджуваних ставок. За середньою щільністю личинок (переважно родів *Aedes* і *Culex*) обстежені водойми можна розділити на 3 майже рівні групи: 1) зарибнені, але дуже зарослі (близько 80%) ставки, де личинки комарів зустрічаються поодинокі (приблизно 1 екз./ 2-3 дм²) в густих прибережних заростях; 2) безрибні ставки і середнєзарослі прибережні водойми, де личинки, концентруються біля берегів, досягаючи значної чисельності (4 – 7 екз./ 2-3 дм²), до 2-ї із згаданих груп за щільністю личинок відносяться також мілководні заболоченості, що розвиваються в западинах ложа спущених ставок, які заселяються переважно малярійними комарами (*Anopheles*); 3) прибережні калюжі і дуже маленький ставок з товстим шаром

опалого листя на дні і значним затіненням деревами, де щільність личинок по всій поверхні досить висока (10 – 17 екз./ 2-3 дм²). Більшість занедбаних ставків піддаються антропогенному забрудненню, в основному-побутовому засміченню. Умовно слабка ступінь забруднення відзначена для 50% обстежених угідь, помірна – для 36 %, висока – для 6% і тільки 9% виявилися практично незабрудненими. Високе забруднення занедбаних ставків, що знаходяться поблизу населених пунктів, створює загрозу виникнення сполохів лептоспірозу.

Багато ставків, в тому числі – занедбані, разом з оточуючими береговими ділянками досить щільно заселяються різними групами організмів. Багатьох мешканців, особливо-комах і птахів, вельми приваблюють ставки з заростаючою водною поверхнею (близько 30 %) і густою прибережною рослинністю. Тут зустрічаються, крім звичайних і масових, екологічно важливі і рідкісні види, що заслуговують спеціальної охорони. У занедбаних ставках нерідко виростають водяна папороть (*Salvinia natans*) і водяний горіх (*Trapa natans*), які анесені до Червоної книги України (2009). Облік пов'язаних з покинутими ставками видів показав, що 47 % обстежених водойм становлять значний природоохоронний інтерес (мешкають більше 2-х особливо охоронюваних видів), а ще 13 % – дуже значний (мешкають більше 10-ти особливо охоронюваних видів). Отже, більше половини занедбаних ставків фактично виконують функції збереження біорізноманіття і можуть розглядатися як потенційні компоненти екомережі. Однак, неконтрольоване полювання, яке зараз проявляє тенденції до розширення, може перешкоджати здійсненню їх природоохоронної ролі.

Розглянуті ставки можуть мати також велике наукове значення. Наприклад, в давно занедбаному мальковому ставку в заплаві р. Плиска (3 км нижче с. Плесецького Васильківського р-ну Київської обл.) знайдений унікальний вид нематод (*Romanomermis neilseni*), що вражає личинок кровосисних комарів; поки це єдина його знахідка в Європі (Ісаєва, Дубровський, Кілочицький, 1984). У безрибних занедбаних ставках часто

спостерігається локальний інтенсивний розвиток членистоногих, здатний забезпечити масовий високоякісний матеріал для фундаментальних досліджень (Frantsevich, Kozeretska, Dubrovsky and other, 2017).

Отже, водойми, які тимчасово не використовуються для аквакультури або водопостачання, не слід кидати напризволяще, провокуючи локальне погіршення екологічної ситуації. Після проведення мінімальної реконструкції вони можуть слугувати природоохоронним або рекреаційним цілям із закріпленням за ними відповідного статусу. Ложе водойм, які були спущені і остаточно виведені з експлуатації, доцільно рекультивувати до стану вологих луків, а калюжі і заболоченості, що виникають в результаті підтоплення, – засипати ґрунтом. Для обмеження чисельності личинок кровосисних комарів в безрибних ставках можна використовувати їх хижаків (Дубровський, Петрусенко, 1981; Лас, 1959),. Збалансований розвиток природного потенціалу України передбачає масштабну ренатуралізацію боліт (Природно-ресурсний аспект України, 2001). В цьому плані занедбані нині ставки, які можуть бути важливі для вологозбереження і збереження біорізноманіття, слід передати під контроль гідроекологічних служб в якості антропогенних водно-болотних угідь.

Аналіз гідробіологічних наслідків реконструкції руслових ставків на прикладі каскаду урочища Феофанія. Аналіз гідробіологічних наслідків гідротехнічних трансформацій руслових водойм, в тому числі – їх впливів на гідробіологічний режим малих водотоків, є досить актуальним в практичному відношенні. Розгляд подібних іригаційних робіт в якості натурного експерименту біоценотичного рівня за наявності порівняльних (контрольних) даних представляє також безсумнівний науковий інтерес. Реконструкція каскаду ставків лісопарку Феофанія, яка проведена тільки на основі ландшафтного дизайну і без урахування її екологічної доцільності, є в цьому плані досить показовою.

Сучасний каскад з 5-ти однотипних паркових ставків загальною площею 5 га був споруджений в 2004 – 2005 р і повністю заповнений водою в 2006 р. Каскад наповнюється 2-ма лісовими струмками і 3-ма прибережними джерелами, за першим ставком – невелика ділянка штучного водотоку, інші ставки розташовані безпосередньо один за іншим. Другий і третій за течією ставки є новоствореними гідрооб'єктами, перший і четвертий – значною мірою перебудовані, а п'ятий – піддавався тільки мінімальній трансформації: основне ложе і порослий лісом лівий берег залишилися в незмінному вигляді. Всі досліджувані ставки є євтрофними водоймами (ставок № 4 наближається до гіпертрофних) ландшафтно-рекреаційного призначення з карасево-окуневим типом іхтіофауни.

Основною метою досліджень була оцінка змін гідробіологічного режиму та природоохоронного значення ставків урочища Феофанія на основі порівняння з аналогічними матеріалами попередніх спостережень, проведених до реконструкції каскаду (Дубровський, 2008) . На кожній водоймі протягом сезону (з травня по листопад 2007 р.) були проведені по 6 серій гідрологічних вимірювань і численні візуальні спостереження за мешканцями угідь. За 10 років до початку реконструкції каскаду на його двох останніх ставках (Палладінських) були проведені по 3 серії аналогічних вимірювань і відповідні спостереження. Їх порівняльні результати наведені в таблиці 4.9

Таблиця 4.9

Деякі показники гідробіологічного режиму Феофанських ставків

Показники	Став-1 рекон	Став-2 новий	Ста -3 новий	Ста-4 рекон	Став-5 рекон	Став-4 до рек	Став-5 до рек
М	12	16	13	16	20	-	-
К	III	III	III	III	II	-	-
N	17	21	17	18	37	-	-
L	112	106	127	101	135	79	114

ISD	58	59	57	60	56	63	57
P	460	480	430	490	420	550	450

Умовні позначення: **M** – оцінка якості води за індексом Майєра; **K** – клас чистоти вод; **N** – число таксономічних груп фітофільних безхребетних за даними стандартних гідробіологічних зборів; **L** – середньосезонна прозорість води в см; **ISD** – трофічний Індекс Карлсона; **P** – потенційна рибопродуктивність ставків за рахунок природної кормової бази в кг/га; рекон – реконструйований ставок; новий – новий ставок, до рек – досліджений до реконструкції каскаду.

Температура води в період спостережень перебувала в межах від + 6° до + 27°C, а рН – 7-8. Значення індексу Майєра (**M**) в ставках № 1 – 4 відповідають помірно забрудненим водам (III клас чистоти), а в ставку № 5 – слабо забрудненим (II клас чистоти). Показово, що число таксономічних груп безхребетних, яке було отримане при визначенні індексу Майєра за даними стандартних зборів (**N**), для останнього ставка виявилось вдвічі більшим, ніж для попередніх. Тобто ставок № 5 відрізняється помітно більшим багатством та різноманітністю гідробіонтів і, мабуть, більш високою здатністю до самоочищення. Індекс Вудівісса, який визначався на струмкових ділянках як вище, так і нижче досліджуваних ставків, дорівнював 7, що вказує на слабо забруднені води (II клас чистоти). Такі ж значення цього індексу були відзначені до реконструкції каскаду ставків.

Порівняння показників **ISD** і **P** для ставків № 4 і 5 до реконструкції та після неї вказує на деяку тенденцію зниження рівня їх трофності і потенційної рибопродуктивності. Однак достовірні за критерієм Стюдента ($p < 0,05$) відмінності між середніми значеннями прозорості води, за якими розраховані трофічні індекси, з'явилися між ставками № 4 і 5 тільки після реконструкції. Всі інші показники середньої прозорості, як для різних

ставків, так і для ставків № 4 та 5 до і після реконструкції, достовірно не розрізняються. Отже, трофічний статус та біопродукційні властивості, включаючи природну рибопродуктивність, що ним визначається після реконструкції досліджуваних ставків протягом 2-х років фактично відновилися. Величини зазначених показників цілком достатні для рибоводного використання цих водойм.

Всі ставки реконструйованого каскаду мають озероподібне ложе, але недостатній, особливо – у верхній частині, ухил берегів, що допускає небажане заростання водного дзеркала (до 15% і більше). Проте, фітофільна фауна нових і реконструйованих ставків в таксономічному відношенні виявилася помітно біднішою, ніж мінімально модифікованого останнього ставка, на дні якого в період спуску залишалися невеликі калюжі. Навпаки, зустрічальність личинок малярійних комарів групи *Anopheles maculipennis* у пробах зі ставків № 1-4 достовірно вище, ніж з 5-го ставка. Причинами цього можуть бути порівняно велике заростання нових і трансформованих ставків та відсутність в їх збіднених угрупованнях ряду видів, що обмежують чисельність личинок комарів. У трьох ставках, що існували до реконструкції, крім карася і коропа, за відомостями рибалок, зустрічалися вівсянка, короп і щука. Після реконструкції ставки були щільно зариблені товстолобом з добавкою білого амура. При цьому туди якимось чином потрапили вкрай небажані амурські прибульці ротан (*Perccottus glehni*) і чебачок (*Pseudorasbora parva*), чисельність яких зростає.

При спорудженні нових і трансформації існуючих ставків була знищена практично вся водно-берегова рослинність, в тому числі і високостовбурне вільхове болото – осередок біорізноманіття та стабілізатор екологічного режиму водотоків, що живлять ставки. При цьому угіддя позбулися багатьох видів гідро - і амфібіонтів. Під час реконструкції із екологічно цінних видів збереглася тільки болотна черепаха (*Emys*

orbicularis). Через рік на ставках з'явилася кряква (*Anas platyrhynchos*), ще через два роки – курочка водяна (*Gallinula chloropus*) і крячка чорна (*Chlidonias niger*), пізніше – зимородок (*Alcedo atthis*). Потім поновилися розвідувальні візити видри (*Lutra lutra*) і бобра (*Castor fiber*), що відзначалися раніше (Гаврись, Цвелих, Клестов, 2003). В останньому ставку почав вегетувати водяний горіх (*Trapa natans*), який раніше у водоймах Феофанії не відзначався (Балашов, Зуб, Савицький, 2000).

Таким чином, спорудження та реконструкція ставків урочища Феофанія, що були проведені без ретельного екологічного аналізу проекту, призвели до деякого зниження різноманітності фауни ставків та порушення екологічної структури прибережної водозахисної смуги. Трофіність ставків істотно не змінилася, якість води всього реконструйованого каскаду також залишилася в межах β -мезосапробної зони. Однак, недбало проведене зариблення ставків призвело до широкого поширення там вкрай небажаних видів-вселенців, що різко знизило їх рибоводні та рибоохоронні можливості. Реконструйований каскад, проте, має певне значення для збереження екологічно цінних видів і підтримки місцевого біорізноманіття. При проведенні ряду біомеліоративних заходів та підтримці науково обґрунтованого гідробіологічного режиму каскаду ставків Феофанії можливе результативне об'єднання їх ландшафтно-рекреаційних функцій із завданнями збереження локального біорізноманіття.

Біопродукційна і деструкційна активність водних мас, яка визначається, головним чином, функціональною активністю мікропланктону, відновлюється досить швидко, що пов'язано з величезними можливостями поширення нижчих організмів в їх потенційні місцеперебування. Спрощено можна вважати, що біопродуктивність планктону ставків залежить від їх морфометричного типу та екологічного режиму.

Роль малих водойм у збереженні біорізноманіття оцінюється, головним чином, за наявністю екологічно цінних і охоронюваних видів – переважно-вищих рослин, комах і хребетних. Більшість таких видів перебуває у заростях водно-прибережних макрофітів. При створенні та реконструкції ставків важливість збереження і збільшення біорізноманіття в більшості випадків не береться до уваги, а природоохоронне законодавство часто безпосередньо порушується. Від різних гідротехнічних заходів, в першу чергу зазвичай страждає населення прибережної смуги, а роль гідрооб'єкта в екомережі, відповідно, зменшується. Однак, після рекультивації або природного відновлення угідь представники високорухливих або пристосованих до поширення груп, особливо – птахи і насінневі рослини, досить швидко повертаються в свої місцеперебування.

Навпаки, для відновлення більшості видів водних мезо - та макробезхребетних, що зникли із трансформованих водойми, необхідний певний час або будь-які додаткові умови. Адже, формування бентосних та фітофільних угруповань відбувається повільніше, ніж планктонних. Проте, загальна стабілізуюча роль водойм і так їх найважливіші функції як доочищення води, обмеження спалахів чисельності окремих видів, продукування кормової біомаси для риб та ін. безпосередньо пов'язані з різноманітністю і структурованістю гідроценозів. Користувачі, які зацікавлені в ефективній експлуатації нових або реконструйованих гідрооб'єктів, повинні за допомогою часткового збереження їх населення в мікрорефугіумах, або подальшого вселення найважливіших груп гідробіонтів, подбати про прискорення формування еколого-таксономічного різноманіття гідроекосистем.

Аналізуючи результати своїх фундаментальних експериментів Г. Ф. Гаузе (1936) вказував, що за безперервної зміни умов існування – від одних значень факторів до інших, типи стійких поєднань організмів (тобто –

ценози) стрибкоподібно переходять від одних до інших, а проміжні поєднання видів неможливі. Виходячи з цього можна припустити, що формування збалансованих і стабільних екосистем в межах техногенних акваторій залежить від їх типологічної та екологічної близькості до тієї чи іншої групи природних водойм. Таке припущення у якійсь мірі пояснює помітне зниження, у порівнянні з проточними русловими ділянками, продукційно-деструкційних показників у запруді на р. Стугна, створеній за допомогою дамби затоці на р.Ворскла, а також – в окремих малих водосховищах, які не виправдали продукційних очікувань своїх творців. Мабуть, більш високий рівень продукційно-деструкційних процесів і багатий видовий склад, за інших рівних умов, мають ставки, які за еколого-гідрологічними особливостями наближаються до своїх природних аналогів, в першу чергу – до озер.

Масштаби та наслідки зарегулювання малих водотоків. Для уявлення загальної картини антропогенної трансформації русел малих річок і струмків всього було обстежено 50 водотоків різної протяжності (від 5 до 464 км), розташованих в лісостеповій зоні України (Дубровський, 2001). На обстежених річках були вімічені гідротехнічні заходи трьох основних типів: спорудження ставків і малих водосховищ (водойм зі спланованим ложем), створення загат за допомогою руслових гребель (без додаткових дамб і насипів), відведення іригаційних каналів. Русла 30 річок на деякому протязі були каналізовані. Крім того, на 7 водотоках знаходилися насосні станції для безпосереднього забору води на зрошення.

Майже половина обстежених річок (24) живить системи іригаційних каналів. Для пов'язаних з ними ділянок є характерним нестійкий гідрологічний режим. Зазначені канали поступово заростають, перетворюючись на слабопроточні заболоченості, в яких місцями розвиваються личинки малярійних комарів. Проте, можливо, у ряді випадків

канали можуть слугувати бар'єрами для надходження забруднень у русло річки.

На 12 з досліджених річок (майже 1/4) виявлені загати, тобто ділянки, підперті русловою греблею. Пов'язане з цим уповільнення течії супроводжується падінням біологічної активності водних мас і розвитком процесів заболочування. При цьому продукційні показники водотоку знижується в середньому в 3 рази, а деструкційні – в 2 рази. При механічній зупинці течії річка втрачає здатність до самоочищення, а не перетворюється одномоментно у продуктивну стоячу водойму.

На 46 із зазначених річок відзначені руслові водойми (всього – 277), з яких 253 – ставки (на 44 річках), а 24 – Малі водосховища (на 15 річках). На 4-х річках (8 %) не було руслових водойм. Отже, ставки – найпоширеніша форма зарегулювання водотоків у регіоні. В цілому простежується тенденція підвищення в 1,5 рази продукційно-деструкційних показників і в 1,2 рази – **БСК** (відповідно, зниження в 1,1 рази **ХСК**) водних мас після витоку з руслових ставків (Дубровський, 2001).

Найбільш значне підвищення таксономічного багатства гідробіонтів та зростання самоочисної здатності води спостерігалось у водотоках нижче регульованих рибоводних ставків. Як правило, вода, що надходить з рибоводних водойм, є біологічно активною і має підвищену самоочисну здатність. Зазвичай забруднення водотоків нижче таких водойм не спостерігається. Відповідно до діючих нормативів, після використання у рибоводних процесах вода не вимагає доочищення. Тому рибогосподарське водоспоживання розглядається як переважно поворотне.

Подібні водойми, особливо при періодичному очищенні від мулу, можуть виконувати роль біофільтрів органічних забруднень. Деякі водойми не роблять помітного впливу на біологічну активність пов'язаних з ними водотоків, а сильно заболочені мілководні ставки нерідко знижують її. Однак, зарослі і заболочені ділянки водойм часто слугують місцями помешкання екологічно важливих видів гідро- і амфібіонтів. Деякі ставки зі

слабкою регуляцією проточності в певних умовах можуть, поглинаючи весь стік, фактично зневоднювати русло річки. При цьому інтенсіаність продукційно-деструкційних процесів і, отже, здатність води до самоочищення різко падають, а показники забруднення – зростають.

Екологічні наслідки зарегулювання малих річок греблями значною мірою визначаються особливостями конкретних руслових водойм. Наприклад, після витоку з сильно заболочених мілководних ставків біологічна активність водних мас, як правило, знижується. До того ж, зарослий вищими водними рослинами ставок випаровує воду на 30% більше, ніж ставок з чистою поверхнею (Перехрест, Чекушкіна, 1984). При значному осушенні русла і призупиненні течії самоочисна здатність річки різко падає. Обмеження весняного льодоходу греблями і наявність значних мілководь також можуть сприяти заростання русла. Це призводить до утворення додаткових місць розвитку для личинок кровосисних комарів. З більш ніж 200 обстежених місць проживання личинок Culicidae в центральних областях України 9% їх припадало на занедбані та заростаючі ставки, а 7% на річки із затоками та мілководдями (Дубровська, Дубровський, 2009).

При обстеженні зарегульованих річок Охтирка, Ворскла, Верещиця, протоки, Снетинка, Стугна, Сула безпосередньо в основному зарослому руслі (не рахуючи ставків і придаткових водойм) були знайдені личинки родів *Anopheles* і *Mansonia*, які були представлені більш, ніж в 60% зборів гідрофільної фауни. Серед них явно переважали представники малярійних комарів, що концентруються в прибережних зонах серед щільних заростей водної рослинності. Зокрема, їх основним місцем існування були скупчення нитчастих водоростей, щільна маса яких захищає личинок від виїдання молоддю риби і хижими членистоногими (Дубровська, Дубровський, 2003). Там, в оточенні твані, що заповнює простір між стеблами вищих рослин, з квітня по вересень одночасно зустрічаються личинки *Anopheles* різних вікових груп, тобто протягом теплого періоду їх розвиток йде безперервно.

Личинки *Mansonia richiardi*, які прикріплюються до стебел водних рослин, зустрінуті тільки на зарослій гирловій ділянці р. Охтирка (Дубровський, Бабко, Дубровська, 2007). Чисельність личинок комарів у пробах помітно підвищувалася на ділянках суцільного заростання русла вищими водними рослинами.

З іншого боку, протиерозійні ставки, які створюються за допомогою дамб у вигляді фільтруючих насипів, захищають річки від наносів (Перехрест, Чекушкіна, 1984). Створення водойм на річках, які течуть в глибоких долинах з крутими схилами, дозволяє уникнути утворення значних мілководь. При правильному витраті води такі водойми можуть стабілізувати гідрологічний режим водотоків. Багато ставків є місцем існування екологічно важливих видів, а деякі з них являють собою своєрідні резервати біорізноманіття в долинах річок і мають особливе природоохоронне значення (розділ 5).

На основі проведених досліджень можна запропонувати наступну загальну схему впливу руслових ставків на біологічну активність малих водотоків. Наявність руслових водойм з більш високою інтенсивністю продукційно-деструкційних процесів у порівнянні з вихідними річковими ділянками спочатку сприяє локальному підвищенню продукційно-деструкційних показників водотоків і, в деякій мірі, збільшенню різноманітності їх населення. Однак, при підвищенні трофності водойм, особливо – тих, що використовуються для аквакультури, показники первинної продукції планктону зростають швидше, ніж величини фактичної деструкції (розділ 1). Подібна ситуація спостерігається на ділянках водотоків, що розташовані нижче деяких руслових ставків. Надлишкова первинна продукція, що не надходить у трофічну мережу, в тому числі – та, що поставляється заростями макрофітів, переходить в мулові відкладення, де виявляється ще менш доступною для залучення в біотичний кругообіг. Певний внесок в утворення мулу вносить також седиментація аллохтонних наносів, яка різко прискорюється в умовах фактичної зупинки течії. Вся

практика експлуатації ставків свідчить про більш інтенсивне накопичення в них мулу у порівнянні з природними водоймами. Тому, при будівництві каскаду руслових ставків без належної екологічної експертизи може відбуватися посилене замулення всього річкового басейну (Лапшенков, 1979).

Отже, ставки досліджуваного типу можуть виконувати водоохоронні функції за умови систематичного видалення мулу і обмеження зайвого заростання. Спорудження руслових ставків на малих водотоках лісостепової зони можна вважати екологічно доцільним переважно в їх верхній течії при значному перепаді рівнів води, особливо – в балкових улоговинах, з досить крутими берегами, що не сприяють інтенсивному заростанню. Кількість гребель на річці не повинна суттєво зменшувати середню швидкість її течії. . Інакше може виникнути ланцюг процесів: замулення → обміління → заростання → заболочування з усіма негативними екологічними наслідками. В умовах тотальної зарегульованості вивчених річок, актуальною проблемою стає визначення допустимого ступеня їх каскадності, при якій ставки, компенсуючи скорочення природних джерел живлення (боліт, стариць, джерел і т.д.) і в деякій мірі виконуючи функції заплавних водойм, сприяють підтримці оптимального гідробіологічного режиму водотоків.

РОЗДІЛ 5

РОЛЬ СТАВКОВИХ ЕКОСИСТЕМ ЛІСОСТЕПОВОЇ ЗОНИ У ЗБЕРЕЖЕННІ БІОРІЗНОМАНІТТЯ

5.1. Особливості ставкових угідь помірної експлуатації та їх роль у збереженні локального та регіонального біорізноманіття

Спорудження ставків дещо компенсувало процес значного скорочення кількості природних водойм, який відбувався останніми століттями на території України. Основні площі всіх обстежених багатоцільових ставкових господарств, особливо-рибоводних, якоюсь мірою можна розглядати як охоронювані штучні водно-болотні угіддя підвищеної або високої трофності. При цьому вони істотно відрізняються від спеціалізованих ставкових господарств не тільки за характером і технологіями використання, але і за своїм екологічним режимом. Для них, зокрема, допускається менша окультуреність ставків, значна топографічна неоднорідність і великий ступінь заростання угідь, більш широкий діапазон показників стану вод (Козлов, 1986). Ці відмінності обумовлені багатоцільовим, часто

комплексним, але, зазвичай, не особливо інтенсивним використанням їх ресурсів.

Угіддя багатоцільових ставкових господарств, крім власне водойм рибоводного, іригаційного, рекреаційного, водонакопичувального, пожежного, тваринницького і водопійного призначення, включають також густі берегові зарості, обвідні канали і русла водотоків, додаткові і супутні водойми, лукові заболоченості, прибережні водоохоронні лісосмуги тощо. Значна біотопічна різноманітність і сприятливі умови існування залучають до угідь не тільки представників багатьох груп гідробіонтів, але й амфібійних та вологолюбних форм, природні місця існування яких різко скоротилися внаслідок антропогенних впливів. Концентрації та збереженню різних видів рослин і тварин, серед яких чимало цінних, рідкісних і охоронюваних, в угіддях розглянутого типу сприяють такі обставини (Дубровский, 1995):

1. Певний рівень охорони об'єкта (наприклад, від токсичних забруднень, надмірної експлуатації і т.д.), викликаний необхідністю підтримки якості використовуваних гідро - і біоресурсів.

2. Постійна присутність води (як наслідок – сприятливий для багатьох видів режим зволоження).

3. Розвинені зарості прибережної рослинності, близькі за своєю ценотичною структурою до природних угруповань (особливо – повітряно-водних болотно-берегових).

4. Досить велика різноманітність потенційних середовищ існування, що є результатом меліоративної діяльності: придаткових водойм, обвідних і сполучних водотоків, заболоченостей і т.д. причому, сукцесійні зміни рослинності ведуть до збільшення різноманітності еконіш для мешканців заростей.

5. Додаткове надходження поживних речовин при внесенні в ставки кормів і добрив або при прискоренні обороту біогенів, що відбувається внаслідок розвитку там аквакультури.

Різноманітність середовищ існування у ставкових угіддях має особливе значення для збереження флори і фауни лісостепових ландшафтів, що зазнають значної антропогенної трансформації (Дубровский, 1995). У досліджених угіддях ще можливі фауністичні знахідки навіть відносно помітних ракоподібних (Палиєнко, Дубровский, 2005). Природоохоронна інвентаризація водогосподарських угідь, у тому числі – у регіональному аспекті, є досить актуальним завданням. До теперішнього часу складені лише попередні списки видів, що пов'язані з ставкови угіддями (Дубровский, Ковальчук, 2001; Дубровський, Некрасова, 2004; Дубровский, Цвелих, 2013; Зоріна-Сахарова, 2007; Царенко, 1999). У більшій частині публікацій ставки дослідженого типу розглядаються як місцеперебування птахів (Бригадірова, 2010; Владышевский, 1975; Гузій, 1995; Ерёмкин, Коновалов, 2010; Лопарёв, Мельничук, Разумовский, 1995; Луговой, 1991; Лысенков, Игнатова, 2010; Мищенко, 1985; Осипова, Дубровский, 1996; Страшнюк, 2004), а в околицях Києва – також і риб (Колесников, Шевченко, 1991; Кундієв, Ситник, Шевченко та ін., 2006; Кундієв, Ситник, Шевченко та ін., 2007; Кундієв, Ткаченко, Чеченюк та ін., 2005; Кундієв, Голуб, 2010; Сытник, Кундієв, Шевченко та ін., 2005).

Вельми важливими у плані збереження біорізноманіття є зарослі прибережні зони ставків, затоки і характерні заболоченості в гирлі живлять їх водотоки. Багато видів мешкає в супутніх водоймах, обвідних і відвідних каналах, заболочених низинах. Найбільші обмеження щодо супутніх мешканців стосуються зазвичай основних експлуатованих водойм. Водна товща тут має досить обмежене значення для збереження біорізноманіття. На таких водоймах часто проводяться заходи з видалення водної рослинності, а на рибоводних – щодо усунення смітної риби, але і там зустрічається чимало екологічно цінних видів, присутність яких ніяк не перешкоджає цільовим формам водокористування.

Таким чином, угіддя багатоцільових ставкових господарств у лісостепових агроландшафтах є своєрідними рефугіумами для представників

багатьох груп організмів, зокрема, хребетних тварин. Природоохоронна оцінка досліджуваних угідь була проведена в першу чергу за видовим складом хребетних, серед яких багато охоронюваних видів (Фауна України: охоронні категорії, 2010). До того ж, збереження фауністичного багатства цієї групи в густонаселених і збіднених природними екосистемами лісостепових ландшафтах є особливо актуальним.

5.2 Риби багатоцільових руслових ставків

Видовий склад риб обстежених ставків наведено в табл. 5.2.1, де вказані трапляння (Нд) кожного виду в % від загальної кількості обстежених ставків (всього – 15), а далі – номери угідь (табл. 2), у яких виявлено даний вид. Значком * відзначені види, внесені до списків охоронюваних тварин згідно Бернської конвенції.

Таблиця 5.1

Риби досліджених ставкових акваторій

№ з/п	Назва виду	Нд %	№ угідь
1.	<i>Esox lucius</i> – щука	33	7, 10, 19, 25, 29
2.	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> – краснопірка	26	7, 10, 13, 29
3.	<i>Rutilus rutilus</i> – плітка	20	7, 11, 23
4.	<i>Leucaspis delineatus</i> – вівсянка	13	10, 11
5.	<i>Tinca tinca</i> – лин	13	10, 25
6.	<i>Pseudorasbora parva</i> – чебачок амурський	26	5, 10, 11, 25
7.	<i>Gobio gobio</i> – пічкур	26	10, 11, 13, 29
8.	<i>Alburnus alburnus</i> – верховодка	26	10, 11, 19, 23
9.	<i>Abramis brama</i> – лящ	7	29
10.	<i>Rhodeus sericeus</i> – гічак *	13	10, 11
11.	<i>Carassius auratus</i> – карась срібний	70	5, 9 – 11, 13, 19, 23, 25, 27, 29

23.	<i>Acerina cernua</i> – йорж звичайний	13	25, 29
24.	<i>Neogobius melanostomus</i> – бичок-кругляк	7	29
25.	<i>Neogobius fluviatilis</i> – бичок--бабка *	7	11
26.	<i>Neogobius gymnotrachelus gymnotrachelus</i> – бичок-гонець	1	11
12.	<i>Cyprinus carpio</i> – карп	56	7, 10, 11, 19, 23, 25, 27, 29
13.	<i>Cobitis taenia</i> – щипавка *	20	10, 19, 23
14.	<i>Misgurnus fossilis</i> – в'юн *	7	29
15.	<i>Ctenopharyngodon idella</i> – амур білий	70	5, 7, 11, 19, 23, 25, 29
16.	<i>Aristichthys nobilis</i> – товстолоб строкатий	26	7, 19, 23, 25
17.	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> – товстолоб білий	70	5, 7, 11, 19, 23, 25, 27
18.	<i>Gasterosteus aculeatus</i> – колючка триголкова	13	10, 11
19.	<i>Percottus glenii</i> – ротан	20	5, 11, 29
20.	<i>Silurus glanis</i> – сом *	13	25, 29
21.	<i>Perca fluviatilis</i> . – окунь	63	5, 7, 10, 11, 13, 19, 23, 25, 29
22.	<i>Lucioperca lucioperca</i> – судак	7	23

Продовження таблиці 5.1

Видовий склад риб в багатоцільових ставках визначається, головним чином, характером їх використання. У рибоводних ставках явно переважають види, що входять до складу вирощуваної полікультури. У досліджуваних водоймах мешкає 5 видів риб, що підлягають особливій охороні згідно Бернської конвенції. Найбільше число видів зустрічається в протяжних

неспускних водоймах зі складною біотопічною структурою, а також – там, де відсутнє товарне рибництво.

5.3 Земноводні та плазуни ставкових угідь

Видовий склад. Земноводні і плазуни є звичайними і численними мешканцями водно-болотних угідь, як природного, так і штучного походження. Видовий склад цих двох груп, близьких за характером біотопічного розподілу, для багатоцільових ставків наведено в табл. 5.2, де вказані трапляння (Вс) кожного виду у % від загальної кількості обстежених угідь (всього – 30), а далі – номери угідь (табл. 2), в яких виявлено даний вид. Значком * відзначені види, внесені до списків охоронюваних тварин згідно Бернської конвенції.

Таблиця 5.2

Земноводні і плазуни досліджених ставкових угідь.

№ з/п	Назва виду	Вс %	№ угідь
1.	<i>Triturus vulgaris</i> – тритон звичайний *	3	7
2.	<i>Triturus cristatus</i> – тритон гребінчастий *	7	9, 25
3.	<i>Bombina bombina</i> – жерлянка краснобрюхая *	27	6, 15, 21, 23 – 26, 29
4.	<i>Pelobatis fuscus</i> – кумка *	7	25, 26
5.	<i>Bufo bufo</i> – ропуха сіра *	16	1, 5, 11, 13, 24, 25
6.	<i>Bufo viridis</i> – ропуха зелена *	3	25
7.	<i>Hyla arborea</i> – квакша *	13	19, 23, 25, 30
8.	<i>Rana ridibunda</i> – жаба озерна *	80	3, 6 – 11, 13 – 27, 29, 30

9.	<i>Rana lessonae</i> – жаба ставкова *	13	1, 2, 24, 25
10.	<i>Rana kl. esculenta</i> – жаба гібридна форма	53	1, 2, 4, 5, 7, 9, 10, 12, 13, 19, 22 – 26, 29
11.	<i>Rana arvalis</i> – жаба гостроморда *	13	1, 4, 10, 25
12.	<i>Rana temporaria</i> – жаба трав'яна *	13	5, 9, 24, 29
13.	<i>Emys orbicularis</i> – черепаха болотяна ***	10	5, 11, 25
14.	<i>Natrix natrix</i> – вуж звичайний *	27	5, 9 – 11, 13, 19, 25

Зазначені види по їх траплянню в обстежених угіддях можна поділити на 3 основні групи: 1) зустрічаються досить часто – жаба озерна з гібридними формами, жерлянка і вуж; 2) зустрічаються рідше видів попередньої групи, але, очевидно, є звичайними мешканцями обстежених угідь – жаба ставкова, а також менш прив'язані до води жаба сіра, квакша, бурі жаби і ящірка (види цієї групи, крім жаби ставкової, гірше піддаються обліку в денний час); 3) відносно рідкісні в досліджуваних угіддях – тритони, часничниця, жаба зелена і черепаха болотна (Дубровский, Некрасова, 2004).

Щільність безхвостих амфібій в досліджуваних ставках, визначена на одиницю довжини берегової лінії, перебувала в межах від 2-3 до 130 особин на 10 м берегової лінії. Їх середня щільність (за даними 38 вимірювань) склала 11,4 особини на 10 м берегової лінії.

Деякі представники земноводних, особливо жерлянка і тритони, здатні істотно обмежувати чисельність личинок комарів в мілководних, заболочених і тимчасових водоймах, де відсутні риби (Дубровский, Петрусенко, 1981; Лас, 1958). Як мешканці ставкових угідь вони безумовно заслуговують охорони, адже майже всі їх види занесено в списки Бернської конвенції.

5.4 Птахи ставкових угідь

Переважає більшість птахів, які пов'язані з водою, заслуговують спеціальної охорони. Їх багатство і різноманітність є одним з найважливіших

індикаторів природоохоронної цінності гідрооб'єктів. Результати обліку птахів, які населяють всі вивчені угіддя, представлені в табл. 5.3.1 де : значком * відзначено види, внесені до списків Бернської конвенції, ** – до Червоної книги України (2009), Вс –трапляння видів у % від загальної кількості обстежених угідь (30), Г – гніздові, с – супутні, П – пролітні та перелітні види. Далі жирним шрифтом вказані номери угідь (табл. 2), для яких відзначено даний вид, звичайним шрифтом – загальне число особин цього виду в період обліку.

Таблиця 5.3

Гідрофільні птахи досліджених ставкових угідь

№ з/п	Назва виду	Вс %	П	№ угідь та число екз.
1.	<i>Podiceps nigricollis</i> – пірникоза чорношия *	23	Г	14-3, 16-2, 20-4, 22-10, 25-8, 26-2, 27-67
2.	<i>Podiceps cristatus</i> – пірникоза велика *	33	Г	8-2, 14-23, 16-5, 17-4, 20-44, 21-3, 22-17, 23-2, 25-22, 26-30

Продовження таблиці 5.3

3.	<i>Botaurus stellaris</i> – бугай *	20	Г	4-2, 14-2, 16-1, 24-1, 25-2, 26-6
4.	<i>Ixobrychus minutus</i> – бугайчик *	23	Г	15-2, 16-8, 22-1, 23-1, 25-1, 26-4, 29-2
5.	<i>Nycticorax nycticorax</i> – квак *	3	Г	27-23
6.	<i>Egretta alba</i> – чепура велика*	16	Г	14-10, 21-2, 25-17, 27-6, 30-1
7.	<i>Egretta garzetta</i> – чепура мала *	3	Г	20-2
8.	<i>Ardea cinerea</i> – чапля сіра *	73	Г	1-2, 3-1, 6-6, 7-2, 10-1, 11-1, 13-2, 14-20, 16-3, 17-1, 18-10, 19-4,

				20-1, 21-40, 22-13, 23-20, 24-1, 25-35, 26-32, 27-25, 29-2, 30-10
9.	<i>Ardea purpurea</i> – чапля руда*	13	Г	21-1, 22-1, 25-11, 29-2
10.	<i>Ciconia ciconia</i> – лелека білий *	46	С	3-2, 4-2, 7-1, 13-8, 14-11, 19-2, 20-4, 21-51, 22-1, 24-6, 25-3, 26-3, 27-1, 30-3
11.	<i>Ciconia nigra</i> – лелека чорний **	7	С	2-2, 28-2
12.	<i>Anser anser</i> – гуска сіра *	3	Г	27-26
13.	<i>Sygnus olor</i> – лебідь-шипун *	16	П	20-2, 24-3, 25-12, 27-2, 29-2
14.	<i>Anas platyrhynchos</i> – крижень *	83	Г	1-2, 2-2, 4-6, 5-4, 7-2, 8-4, 9-6, 10-4, 11-44, 13-4, 14-12, 16-100, 17-4, 18-25, 19-30, 20-13, 21-15, 22-21, 23-4, 24-14, 25-86, 26-4, 27-1220, 29-2, 30-4

Продовження таблиці 5.3

15.	<i>Anas crecca</i> – чирянка мала *	7	Г	25-6, 27-40
16.	<i>Anas querquedula</i> – чирянка велика *	23	Г	20-4, 21-10, 23-6, 24-1, 25-2, 26-1, 29-9
17.	<i>Netta rufina</i> – чернь червоно-дзьоба *	3	Г	25-1
18.	<i>Aythya ferina</i> – попелюх *	23	Г	14-1, 20-9, 21-12, 22-30, 25-15, 26-20, 29-4
19.	<i>Aythya fuligula</i> – чернь чубата *	3	Г	26-3

20.	<i>Pandion haliaetus</i> – скопа **	3	С	30-1
21.	<i>Circus aeruginosus</i> – лунь очеретяний *	47	Г	12-1, 13-1, 14-4, 16-2, 18-2, 20-1, 21-4, 23-1, 24-1, 25-4, 26-2, 27-2, 29-3, 30-3
22.	<i>Haliaetus albicilla</i> – орлан- білохвіст **	3	С	30-1
23.	<i>Rallus aquaticus</i> – пастушок *	23	Г	11-1, 20-1, 21-1, 25-1, 26-4, 27-1, 29-1
24.	<i>Porzana porzana</i> – погонич звичайний *	10	Г	25-2, 27-1, 29-1
25.	<i>Porzana parva</i> – погонич малий *	3	Г	25-1
26.	<i>Gallinula chloropus</i> – курочка водяна *	90	Г	3-20, 4-6, 5-6, 6-2, 7-4, 9-6, 10-2, 11-5, 13-4, 14-6, 15-2, 16-13, 17- 2, 18-20, 19-6, 20-6, 21-7, 22-5, 23-4, 24-17, 25-30, 26-6, 27-10, 30-12

Продовження таблиці 5.3

27.	<i>Fulica atra</i> – лиска *	59	Г	3-12, 11-2, 13-4, 14-25, 16-5, 17- 6, 18-30, 19-6, 20-150, 21-21, 22- 65, 23-6, 24-30, 25-250, 26-40, 27-105, 29-2, 30-6
28.	<i>Charadrius dubius</i> – пісочник малий *	3	Г	26-4
29.	<i>Vanellus vanellus</i> – чайка **	7	Г	19-4, 26-10
30.	<i>Tringa ochropus</i> – коловодник лісовий *	3	Г	14-2
31.	<i>Tringa glareola</i> – коловодник болотяний *	7	Г	21-1, 25-3

32.	<i>Actitis hypoleucos</i> – набережник *	3	Г	25-2
33.	<i>Calidris minuta</i> – набережник малий *	3	Г	30-1
34.	<i>Larus minutus</i> – мартин малий *	3	Г	27-1
35.	<i>Larus ridibundus</i> – мартин звичайний *	53	Г	3-2, 8-2, 9-2, 10-7, 12-40, 13-2, 14-45, 15-1, 17-10, 19-10, 20-50, 21-10, 23-10, 25-60, 26-50, 27-90
36.	<i>Larus fuscus</i> – мартин чорнокрилий *	3	Г	30-2
37.	<i>Larus cachinnans</i> – мартин жовтоногий	16	Г	21-1, 23-6, 25-6, 27-2, 29-7
38.	<i>Larus canus</i> – мартин сивий *	13	Г	24-20, 25-1, 26-2, 27-1
39.	<i>Chlidonias niger</i> – крячок чорний *	37	Г	5-4, 11-2, 17-18, 19-12, 20-40, 21- 40, 22-50, 23-6, 24-13, 25-7, 26- 40

Продовження таблиці 5.3

40.	<i>Chlidonias leucopterus</i> – крячок білокрилий *	3	Г	26-3
41.	<i>Chlidonias hybrida</i> – крячок білощокий *	20	Г	14-15, 20-4, 21-1, 24-5, 25-100, 26-14
42.	<i>Sterna hirundo</i> – крячок річковий *	27	Г	9-7, 10-2, 11-6, 13-6, 19-16, 23- 18, 27-34, 29-5
43.	<i>Alcedo atthis</i> – рибалочка *	47	Г	1-1, 5-2, 9-5, 11-4, 13-2, 14-1, 18- 1, 20-1, 21-1, 22-5, 24-1, 25-8, 27- 4, 30-1
44.	<i>Locustella luscinioides</i> –	7	Г	19-1, 24-1

	кобилочка солов'їна *			
45.	<i>Locustella fluviatilis</i> – кобилочка річкова *	23	Г	11-1, 18-1, 21-2, 23-1, 26-7, 27-8, 29-1
46.	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i> – очеретянка лучна *	23	Г	16-15, 18-3, 20-5, 21-2, 25-8, 27-10, 29-3
47.	<i>Acrocephalus arundinaceus</i> – очеретянка велика *	40	Г	9-2, 11-1, 13-6, 16-1, 18-2, 20-6, 21-1, 24-11, 25-3, 26-4, 27-10, 29-5
48.	<i>Emberiza schoeniclus</i> – – вівсянка очеретяна *	13	Г	18-1, 21-1, 25-1, 26-2
49.	Гуска хатня	16	С	4-9, 21-150, 22-45, 27-8, 29-15
50.	Качка хатня	23	С	4-26, 20-17000, 21-40, 22-20, 27-20, 29-20

Всього в обстежених угіддях відзначено 48 видів птахів, з яких 43 занесені до списків Бернської конвенції, 3 – до Червоної книги України, 1 – до Міжнародного Червоного списку. Отже, переважна більшість видів птахів, пов'язаних з угіддями ставкових господарств, мають особливий природоохоронний статус. За чисельністю і за траплянням там переважають широко поширені види, але зустрічається також чимало екологічно цінних і рідкісних видів. Є відомості, що деякі види птахів з наведеного списку можуть завдавати певної шкоди рибництву. Наприклад, Чаплі здатні поїдати і травмувати молодь коропа цього року (Кончіц, Мамедов, 2005). Однак, ці птахи полюють головним чином на зарослих мілководдях, яких технологічно не повинно бути в акваторії нагульних ставків. З іншого боку, вивчення харчування крячок показало, що вони споживають переважно дрібні види смітної риби, в першу чергу – хворих, пошкоджених, а також – снулих особин (Луговий, 1958). Основну роль в харчуванні цих птахів грають дрібні земноводні і великі комахи, однак, в місцях їх гніздування, внаслідок

удобрення води послідом, біомаса планктону може підвищуватися на порядок. Таким чином водоплавні птахи виконують санітарну роль і інтенсифікують розвиток природної кормової бази, чим сприяють економії кормів.

Видове багатство і щільність птахів на ставках і природних озерах.

Результати порівняльного обліку птахів, безпосередньо пов'язаних з водною поверхнею, на різнотипних водоймах агроландшафтів наведені в табл. 5.4.2. В межах однієї водойми налічували до 20 видів птахів, загальна щільність яких іноді перевищувала 10 особин/ га. У табл. 5.4.2 наведені середні значення по кожній групі водойм. З них рибоводні ставки відрізняються більш високими питомими показниками видового багатства і загальної щільності пов'язаних з водою птахів. Відмінності за кількістю видів виявилися статистично недостовірними, однак, загальна щільність птахів на рибоводних ставках достовірно перевищувала таку ж на ставках інших типів ($t_{st} = 3,04$ при $P < 0,01$), так і на природних озерах ($t_{st} = 2,24$ при $P < 0,05$).

Таблиця 5.4

Порівняльні дані обліку водоплавних птахів на малих водоймах різних типів

Тип і кількість досліджених водойм	Кількість видів на 100 га	Загальна щільність екз./100 га
Рибницькі ставки (15)	29 ± 8	378 ± 81
Іригаційні та рекреаційні ставки (11)	18 ± 4	86 ± 19
Природні озера (5)	10 ± 6	58 ± 29
Середні по всіх водоймах (31)	22 ± 44	223 ± 48

Мабуть, рибоводні ставки характеризуються найбільш сприятливими умовами для водоплавних птахів, порівняно з іншими типами малих водойм

(Дубровський, 1999). Висока чисельність птахів тут може підтримуватися завдяки хорошим кормовим умовам, оскільки всі рибоводні ставки відносяться до евтрофних і гіпертрофних водойм. Певне значення має високе біотопічне різноманіття угідь, які, до того ж, якоюсь мірою охороняються.

Проведено також порівняння щільності популяцій одних і тих же видів птахів для різних водойм, що відрізняються за такими найважливішими властивостями, як тип використання, площа водної поверхні, ступінь заростання, площа зарослої частини, показник трофності (Дубровський, Титар, 2006). Обстежені водойми представлені трьома основними групами: I – природними озерами з обмеженим режимом використання (6 водойм), II – ставками, що слугують для водонакопичення і рекреації (11 водойм) і III – ставки рибоводів з постійним зарибленням молоддю (14 водойм). Для порівняння щільності популяцій в умовах різних водойм були обрані найбільш поширені види птахів, облік яких проведено стандартним методом. У табл. 5.3.3 наведені крайні значення щільності птахів по всіх водоймах, середні по кожній з 3-х зазначених груп водойм: CI, C-II і C-III, а також загальна середня - ОС для даного виду за всіма водоймами, особин / 100 га.

Таблиця 5.5

**Щільність популяцій масових видів птахів на водоймах
різних типів**

Назва виду	Щільність популяцій, екз./100 га				
	Діапазон	C-I	C-II	C-III	ОС
<i>Ardea cinerea</i> – чапля сіра	0,5 – 133	5	9	40	24
<i>Anas platyrhynchos</i> – крижень	0,7 – 610	26	28	155	91
<i>Gallinula chloropus</i> – курочка водяна	5 – 200	13	47	27	34
<i>Fulica atra</i> – лиска	4 – 600	102	75	213	149
<i>Larus ridibundus</i> – мартин звичайний	3 – 773	18	26	157	90

<i>Chlidonias nigra</i> – крячок чорний	3 – 133	13	16	65	40
<i>Sternus hirundo</i> – крячок річковий	1 – 53	17	25	24	22
<i>Alcedo atthis</i> – рибалочка	0,5 – 67	25	28	5	14

Внаслідок значного розкиду даних для їх обробки застосовані рангові статистики: U-критерій і коефіцієнт кореляції Спірмена (R). Для всіх видів, крім зимородка, простежується тенденція перевищення щільності популяцій для ставків, особливо – рибоводних, над аналогічними показниками для озер. Однак, для очеретянки, крячок і зимородка відмінності між середніми за групами водойм виявилися статистично недостовірними. Для чаплі, крякви і чайки щільність популяцій в рибоводних ставках достовірно ($p < 0,05$) перевищувала таку як в озерах, так і в ставках другої групи, А для лисухи показники середньої щільності достовірно розрізнялися тільки між двома групами ставків. Отже, щільність популяції птахів у ставках не нижче, ніж в озерах, а в рибоводних водоймах вона достовірно вище для половини зазначених видів. Для Чаплі, чайки, Крячки чорної і лисухи виявилася достовірною позитивна кореляція між показниками щільності і рівнем трофності водойм, оціненим за індексом Карлсона (відповідно, $r = 0,64; 0,64; 0,65; 0,67$). Щільність популяції лисух виявилася також достовірно скоррельована зі ступенем заростання водойм ($r = 0,49$). Для Чаплі, очеретянки і зимородка достовірною виявилася негативна кореляція між щільністю і площею водойм (відповідно, $r = - 0,45; - 0,53; - 0,65$). Для останнього виду достовірною виявилася негативна кореляція між щільністю і площею зарослої частини водойм ($r = - 0,69$).

Таким чином, найбільш сприятливими умовами для підтримки високої щільності популяції птахів володіють невеликі за площею високотрофні водойми. Усереднення основних параметрів водойм, де відзначена найвища щільність популяції кожного з розглянутих видів птахів, дає оптимальне значення площі 45 га, трофічного індексу – 66, ступеня заростання – 13%.

Найбільш щільно населені птахами водойми представлені ставками, з яких три чверті є рибоводними. Причому, зазначені показники відповідають класичному типу рибоводного ставка, який виявляється також оптимальним місцем проживання для водних видів птахів. Очевидно, що такі водойми можуть виконувати роль відтворювальних ділянок для багатьох видів водоплавних і навколоводних і птахів. У цій якості багатоцільові ставки повинні розглядатися як потенційні компоненти локальних і регіональних екомереж.

5.5. Ссавці досліджених ставкових угідь

Видовий склад ссавців для обстежених 30 ставкових господарств наведено в табл. 5.4.1, де: значком * відзначені види, внесені до списків Бернської конвенції, * * – до Червоної книги України (2009), Вс – зустрічальність видів у % від загальної кількості угідь, характер перебування: о – осілі мешканці угідь, С – супутні і приходять на годівлю види. У дужках вказані номери угідь (табл. 2), для яких відзначений даний вид.

Таблиця 5.6

Водяні ссавці досліджених ставкових угідь

№ п/п	Название вида	Вс %	П	№ угодий
1.	<i>Castor fiber</i> – бобер *	13	О	1, 19, 25, 30
2.	<i>Ondatra zibethica</i> – ондатра	36	О	2, 3, 5, 9, 11, 12, 14, 20, 21, 25, 27
3.	<i>Lutra lutra</i> – видра **	7	О	19, 28
4.	<i>Mustela vison</i> – норка американська	3	С	5

Постійними мешканцями обстежених угідь є звірі невеликого розміру. Всього зі ставковими господарствами пов'язано 2 охоронюваних види ссавців, з яких видра включена до Червоної книги України (2009).

В даний час гідрооб'єкти Київської області, в тому числі – ставкові угіддя, масово заселяються бобрами. Для оцінки довготривалих екологічних наслідків цього процесу необхідний додатковий моніторинг. Істотної шкоди ставковим господарствам бобри поки не завдають, тому, ставлення водокористувачів до них цілком доброзичливе (Дубровський, Мішта, 2008).

5.6. Аналіз видового багатства хребетних у ставкових угіддях

Для виявлення факторів, що впливають на число видів пов'язаних зі ставками хребетних (крім риб), були проаналізовані дані обліку тварин у 30 ставкових угіддях (23 – Київській, 4 – Житомирській, 2 – Донецькій, 1 – Львівській обл.), що розрізняються за формами водокористування та екологічним режимом (Dubrovsky, Nekrasova, 2017). Дані по біотопічній характеристиці обстежених угідь і кількості зазначених там видів хребетних наведені в таблиці 5.7

Таблиця 5.7

Число видів хребетних та біотопічні показники обстежених угідь

№	S	v	Y	Z	d	IP	IPxS	N	H	P	M
1	2	1	50	0,1	1	38	76	6	2	3	1
2	5	1	15	0,2	1	21	105	6	1	4	1
3	6	1	7	0,1	0,1	25	150	20	1	17	2
4	7	2	30	0,1	1	19	133	10	2	12	0
5	8	2	20	0,1	1	15	120	16	2	10	4
6	9	2	6	0,1	0,1	34	306	6	1	5	0
7	10	1	2	0,3	1	28	280	19	2	14	3
8	11	1	28	0,2	1	10	110	9	1	7	1
9	12	4	9	3,6	1	20	240	50	4	40	6
10	15	1	5	0,4	1	13	195	23	3	16	4
11	16	4	30	6,4	0,8	18	288	44	3	36	5
12	19	1	15	2	0,9	20	380	36	3	30	3
13	20	1	4	1	0,2	8	160	5	1	4	0
14	21	1	5	1	1	30	630	27	1	23	3

15	22	3	8	2	1	19	418	14	1	13	0
16	23	1	3	1	0,1	15	345	25	1	23	1
17	25	1	6	5	1	12	300	18	1	16	1
18	30	1	1	5	0,1	31	930	24	1	22	1
19	32	1	1	2	1	18	576	39	3	30	6
20	50	1	2	17	0,2	41	2050	30	1	26	3
21	60	1	2	12	0,1	42	2520	38	1	34	3
22	66	12	7	5	0,2	25	1650	20	2	17	1
23	79	2	1	7	0,9	28	1960	23	2	20	1
24	85	6	4	15	0,7	46	3910	41	3	37	1
25	130	10	2	30	0,1	51	6630	70	8	56	5
26	160	12	25	28	0,2	36	5760	41	2	38	1
27	205	1	12	20	0,6	24	4920	47	1	40	6
28	215	1	3	42	0,9	17	3570	23	1	20	2
29	220	1	3	6	1	12	2640	24	2	21	1
30	450	2	10	45	0,9	8	3600	24	1	18	5

Пояснення: **S** – загальна площа угідь, га; **v** – кількість ставків в угіддях; **Y** – середній ухил берегів в градусах; **Z** – заросла частина водного дзеркала, га; **d** – частка водного дзеркала, що зберігається при максимальному спуску води; **IP** – інтегральне проективне покриття всієї площі угідь рослинністю, % (визначено як середньозважене по площах загальне проективне покриття всіх ярусів і під'ярусів основних спільнот); **N** – загальне число видів хребетних в даних угіддях; **H** – число видів амфібій і рептилій там же; **P** – число видів птахів там же; **M** – число видів ссавців там же.

Табличні дані оброблені за допомогою програмного пакету Statistica for Windows V. 5.0. При обробці крім абсолютних використовувалися питомі значення числа видів на 1 га (**N/S**, **H/S**, **P/S**, **M/S**) і добуток – **IPxS**, який дає узагальнене уявлення про ресурсний потенціал і біотичної ємності угідь. Оскільки загальновідома в екології залежність «число видів – площа» описується степеневою функцією відповідні табличні дані (**N**, **H**, **P**, **M**, **S**) були прологарифмовані.

При первинній статистичній обробці даних встановлена достовірна позитивна кореляція між **N** і **S** (загальним числом видів і площею угідь, $r = 0,58$), між **P** і **S** (числом видів птахів і площею угідь, $r = 0,61$), між **N** і **IPxS** (загальним числом видів і добутком інтегрального покриття на площу, $r =$

0,63), між **P** і **IPxS** (числом видів птахів і добутком інтегрального покриття на площу, $r = 0,67$), між **H** і **v** (числом видів амфібій і кількістю ставків в угіддях, $r = 0,51$), між **Y** і **H/S** (між ухилом берегів і питомим числом видів амфібій, $r = 0,73$), а також слабка кореляція між **P** і **v** (числом видів птахів і кількістю ставків в угіддях, $r = 0,46$), **N** і **Z** (загальним числом видів і заростаємністю водойм, $r = 0,44$), **P** і **Z** (числом видів птахів і заростаємністю водойм, $r = 0,45$).

Достовірна негативна кореляція встановлена між **N/S** і **S** (питомим числом всіх видів і площею угідь, $r = - 0,51$), між **P/S** і **S** (питомим числом видів птахів і площею угідь, $r = - 0,52$), між **N/S** і **IPxS** (питомим числом всіх видів і добутком інтегрального покриття на площу, $r = - 0,54$), між **P/S** і **IPxS** (питомим числом видів птахів і добутком інтегрального покриття на площу, $r = - 0,54$), а також слабка – між **N/S** і **Z** (питомим числом всіх видів і заростаємністю водойм, $R = - 0,47$), **P/S** і **Z** (питомим числом видів птахів і заростаємністю водойм, $r = - 0,47$).

Абсолютні показники: **N** і **P** збільшуються зі зростанням площі ставкових угідь, а питомі: **N/S** і **P/S** – зменшуються. Більш сильна кореляція зазначених показників (позитивна – для абсолютних, негативна – для питомих) спостерігається з добутком **IPxS**, яке, в якійсь мірі може служити одним з індикаторів природоохоронної цінності угідь. З його збільшенням **P/S** спочатку зростає, а потім стійко падає. Мабуть, невеликі ставкові угіддя площею 6-30 га насичуються видами птахів досить щільно і можуть представляти природоохоронний інтерес для локальної екомережі.

Величини **H** і **M** (число видів герпетокомплексу і звірів) не залежать від **IPxS**. Причому, значення **H** позитивно корелює з **v** ($r = 0,51$). Природно, що поділ водного дзеркала на окремі водойми сприяє підвищенню видового багатства земноводних. Слабка кореляція простежується між **P** і **v** ($r = 0,46$). Мабуть, зростання числа водойм збільшує біотопічну різноманітність угідь, оскільки простежується позитивна кореляція між **v** і **IPxS** ($r = 0,55$).

Збільшення середнього ухилу берегів конкретних угідь підвищує питому кількість видів герпетокомплексу в них. Мабуть, дуже пологі, заболочені береги ставків не щільно заселяються представниками цієї групи. А невелике зростання ухилу берегів помітно підвищує різноманітність умов існування.

За результатами проведеного аналізу обстежені ставкові угіддя розподіляються на три групи (кластери): I – невеликі за площею (до 32 га) з поодинокими або малокаскадними водоймами і максимально 3-х порядковими значеннями **IPxS** (табл. № 1-18); II – площею понад 50 га, де руслові ставки типологічно наближаються до малих водосховищ або об'єднані в протяжні каскади, а показник **IPxS** – 4-х порядковий (табл. № 20-24 і 28-30); III – рибоводні господарства напівінтенсивного типу і складної біотопічної структури, що відрізняються найвищими значеннями **IPxS** і мають найбільше природоохоронне значення.

Видове багатство птахів, що населяють рибогосподарські угіддя, досить тісно пов'язане з розвитком структури рослинного покриву. А у амфібій і рептилій воно тісніше пов'язане з диференціацією водної поверхні та мікрорельєфом угідь.

5.7. Аналіз видової насиченості ставкових прибережних смуг

Видова насиченість як показник біорізноманіття. Прибережна смуга відіграє особливо важливу роль не тільки в захисті водних ресурсів, але і в підтримці локального біорізноманіття. Її структура визначається рясним зволоженням, постійним припливом біогенних елементів і своєрідним мікрорельєфом берегів. Прибережна смуга ставків, як правило, покрита досить густою рослинністю, яка, в свою чергу, щільно заселяється різними групами тварин.

Порівняння заселеності прибережних смуг ставків і суміжних з ними місцеперебувань проводилося за величинами їх видової насиченості (Дубровський, 1998а; Дубровський, Титар, 2008). Видова насиченість, тобто

кількість видів на одиницю простору, є одним з елементарних, але досить інформативних відносних показників природоохоронної цінності угідь. Цей показник визначався як загальне число видів рослин і тварин, головним чином – трав і членистоногих, помітних неозброєним оком при візуальному огляді площі 1 м² (наведені в табл. 5.8 і 5.9 значення усереднені для кожного з них мінімум за 10 визначеннями).

Дослідження були проведені, головним чином, у зволоженій частині прибережної смуги, що зайнята повітряно-водною і вологолюбною рослинністю, яка не могла б там вегетувати за відсутності водойми. Зазначені площі, які є фактично екотонами, як правило, укладаються в межі прибережних водоохоронних смуг, які, відповідно до Водного кодексу України, виділяються навколо досліджуваних ставків (25-100 м від берегової лінії в залежності від площі і крутизни берегів водойм).

Об'єктами досліджень були угіддя 15 типових багатоцільових ставків з площею водного дзеркала від 7 до 215 га.

Порівняльна видова насиченість прибережних смуг та навколишніх ділянок. Прибережні смуги розглянутих ставків зазвичай володіють великою різноманітністю середовищ існування в порівнянні з навколишніми ділянками. Усереднені для кожної водойми порівняльні показники (кількість видів/м²) для прибережних смуг і навколишніх наземних біотопів наведені в таблиці 5.8

Таблиця 5.8

Насиченість видами прибережних смуг та зовнішніх ділянок

Назви ставків	Прибережні зони			Навколишні зони		
	Р	Ж	С	Р	Ж	С
1. Таращанські-каскад (22)	6	8	14	11	7	18
2. Городищенський (12)	11	5	16	10	5	15
3. Кривчунецький (3)	9	6	15	7	4	11
4. Соколівка (27)	9	9	18	4	5	9
5. Кривошійні (21)	8	5	13	7	2	9
6. Триліси (16)	8	10	18	6	6	12
7. Шаліївка (18)	9	7	16	8	5	13

8. Здорівка (25)	11	11	22	9	11	20
9. Барахти (14)	11	14	25	7	10	17
10. Мотовилівка-каскад (24)	11	10	21	7	8	15
11. Саливінки (29)	12	20	32	8	8	16
12. Снітинка (13)	13	21	34	12	13	25
13. Плисецький (7)	13	12	25	9	10	19
14. Васильківські-каскад (15)	12	10	22	10	9	19
15. Ходосіївка (19)	7	13	20	7	9	16
n (число спостережень)	15	15	15	15	15	15
M (середнє)	10,0	10,7	20,7	8,1	7,5	15,6
m (похибка середнього)	+0,6	+1,2	+1,6	+0,5	+0,8	+1,1
σ (стандартне відхилення)	+2,2	+4,8	+6,2	+2,1	+3,0	+4,4

Пояснення: **Р** – число видів рослин, **Ж** – число видів тварин, **С** – сумарне число видів/ м², № в дужках відповідає номеру угідь в табл. 2.2.

Відмінності між вибірками за середнім достовірні (при $p < 0,05$). Отримані середні показники для прибережних смуг помітно вищі, ніж для зовнішніх ділянок. Лише для 1 з 15 ставок сумарна видова насиченість прибережної смуги виявилася нижчою, ніж навколишніх ділянок. При попарному порівнянні 50 паралельних підрахунків показники насиченості виявилися в 41 випадку вище для прибережних смуг, в 8 – для навколишніх ділянок, в 1 – спостерігалися рівні величини. Порівняно більш висока видова насиченість характерна для близьких до природних ділянок з деревною рослинністю.

Коефіцієнти кореляції між представленими в таблиці 5,8 показниками відображені в таблиці 5.9, куди включені тільки достовірні значення (при $p < 0,05$). **РП** – видова насиченість рослин, **ЖП** – тварин, **СП** – сумарна для прибережної смуги; **РВ** – видова насиченість рослин, **ЖВ** – тварин, **СВ** – сумарна для.

Таблиця 5.9

**Достовірні коефіцієнти
кореляції між показниками видової насиченості.**

	Прибережні смуги	Зовнішніх біотопів
--	------------------	--------------------

	Растений РП	Животных ЖП	Суммарно СП	Растений РВ	Животных ЖВ	Суммарно СВ
РП	1	—	—	—	—	—
ЖП	0,52	1	—	—	—	—
СП	0,75	0,98	1	—	—	—
РВ	—	—	—	1	—	—
ЖВ	0,58	0,77	0,80	—	1	—
СВ	0,56	0,64	0,69	0,81	0,91	1

Показники видової насиченості для рослин прибережної смуги і зовнішніх ділянок не пов'язані між собою. Причому, насиченість рослинами зовнішніх ділянок (**РВ**) не пов'язана з іншими показниками, крім сумарного (**СВ**). Аналогічні показники для тварин, що володіють рухливістю, достовірно пов'язані з іншими величинами. Наведені показники як для рослин, так і для тварин більш тісно пов'язані з сумарним показником своєї зони. Мабуть, берегові спільноти мають певну цілісність і організованість.

Порівняння показників видової насиченості прибережної смуги для ставків з різними екологічними особливостями. Вихідні дані по досліджуваних прибережних ділянках і показники їх видової насиченості наведені в табл. 5.8 Статистична обробка даних проведена за допомогою програмного пакету Past. Кореляційна матриця, де достовірні коефіцієнти кореляції виділені жирним шрифтом, наведена в табл. 5.9 Достовірна позитивна кореляція встановлена (табл. 5.10). між площею прибережної смуги і такими показниками, як видова насиченість тваринами і сумарна видова насиченість (**S і A**, **S і N**), між твором інтегрального покриття на площу і двома вищеназваними показниками (**IxS і A**, **IxS і N**), видовий насиченістю рослинами і тваринами (**P і A**). Розгляд кореляційних зв'язків

між змінними, які пов'язані між собою як множник і добуток (S і I) або доданок і сума (P або A і N) не має сенсу.

Отже, величини видової насиченості прибережних смуг (як сумарна, так і для видів тварин) в першу чергу залежать від їх площі. Вони також пов'язані з добутком площі на інтегральне проективне покриття всіма ярусами рослинності, яке побічно відображає загальний біоресурсний потенціал угідь (Дубровський, 2004). Трохи слабкіше пов'язані між собою показники насиченості для тварин і рослинних видів. Цікаво, що при подібних цифрових значеннях видової насиченості для тварин і рослин, достовірні кореляції останнього показника (P) з іншими змінними не спостерігаються. Частина видів рослин прибережної смуги є едифікаторами, що створюють умови існування для інших груп організмів. Тому, показники видової насиченості досліджених ділянок для рослин лише опосередковано, через загальний показник N , пов'язані з величинами їх площі та інтегрального проективного покриття. Структурні показники угруповань прибережної смуги досліджених ставків

Таблиця 5.10

Структурні показники угруповань прибережної смуги досліджених ставків

№	S	I	I×S	G	Y	W	P	A	N
1	1	100	100	2	7	1	9	6	15
2	1	80	80	2	4	1	11	5	16
3	1	130	130	4	5	1	11	14	25
4	2	110	220	3	2	1	13	12	25
5	2	110	220	3	3	1	8	10	18
6	2	120	240	2	1	1	7	13	20
7	3	100	300	2	4	1	11	10	21
8	3	120	360	3	2	1	8	5	13
9	3	100	300	3	8	3	12	10	22
10	3	110	330	3	7	5	6	8	14

11	4	130	520	4	1	1	9	7	16
12	4	90	360	1	12	1	9	9	18
13	5	90	450	2	3	1	12	20	32
14	6	120	720	3	6	10	14	15	29
15	7	140	980	5	15	1	13	21	34

Позначення: **S** – площа прибережної смуги, га; **I** – інтегральне покриття (сума загальних проєктивних покриттів всіх ярусів рослинності),%; **I × S** – добуток інтегрального покриття на площу; **G** – число всіх ярусів і под'яруси рослинного покриву; **Y** – середній ухил берегів в градусах; **W** – кількість ставків в угіддях, побічно відбиває мозаїчність структури прибережних смуг; **P** – видова насиченість рослин, екз. / м²; **A** – видова насиченість тварин, екз. / м²; **N** – загальна видова насиченість, екз. / м².

Гідробіологічний режим малих водойм значною мірою залежить від структури і стійкості спільнот прибережної смуги. Зазначені властивості, в свою чергу, пов'язані з їх різноманітністю (Уатт, 1971). Тому, в даному випадку водоохоронні заходи і зусилля по збереженню біорізноманіття доцільно об'єднати в єдиний блок завдань. Розміри і режим водоохоронних площ повинні забезпечувати як необхідну чистоту вод, так і збереження біорізноманіття на прилеглих до ставків ділянках.

Таблиця 5.11

Коефіцієнти кореляції між наведеними в табл. 5.10 показниками.

	S	I	I x S	G	Y	W	P	A	N
S	0	0,23369	9,15E-09	0,81311	0,072798	0,14108	0,11698	0,012632	0,013077
I	0,32733	0	0,043169	0,89435	0,85213	0,67182	0,95026	0,22311	0,35464
I x S	0,96282	0,52778	0	0,84605	0,067524	0,17371	0,13633	0,016269	0,017393
G	0,066765	-0,03753	0,054854	0	0,87816	0,87182	0,59469	0,70638	0,63345
Y	0,47612	0,052666	0,48402	0,043322	0	0,64603	0,37846	0,26556	0,24533
W	0,39863	0,11935	0,37074	-0,0456	0,1293	0	0,36383	0,6477	0,50083
P	0,42218	0,017634	0,40304	0,14957	0,24517	0,25255	0	0,031218	0,000571
A	0,62552	0,33442	0,60764	0,10621	0,30709	0,12866	0,55644	0	4,11E-08
N	0,62313	0,25726	0,60275	0,13421	0,31975	0,18861	0,78207	0,95298	0

Пояснення: вернє правеполе – рівні значущості, нижнє лівє поле – коефіцієнти кореляції.

Для ставків дослідженого діапазону показники загальної видової насиченості прибережної смуги зростають зі збільшенням її площі і покриття всіма ярусами рослинності. Очевидно, роль прибережної смуги в збереженні біорізноманіття може істотно зрости при збільшенні її протяжності і структурованості за рахунок додаткових посадок вологолюбних деревно-чагарникових порід. Спочатку створення невеликих лісосмуг навколо ставків вважалося важливим меліоративним заходом (Овчинников, 1949). Сучасна технологія меліоративних посадок, крім вирішення водоохоронних і берегоукріплювальних завдань, повинна бути спрямована на підтримку високого рівня локального біорізноманіття.

Угіддя ставкових гідросистем як острови біорізноманіття та місця проживання екологічно значущих, рідкісних і охоронюваних видів. Основу населення розглянутих угідь складають широко поширені, масові види рослин і тварин. Однак, тут часто зустрічаються екологічно значущі, естетично цінні, рідкісні і охоронювані види. Фактично в кожному з них зустрічались види, внесені до списків Бернської Конвенції або Червоної книги України. Причому 6 таких угідь (або 20% загальної кількості) представляли особливий природоохоронний інтерес внаслідок великого видового багатства (включаючи десятки охоронюваних видів), високої загальної щільності тварин, своєрідної ценотичної структури, а також – значної еколого-водоохоронної ролі та ін. (Дубровский, Третьак, 2005а). Показники видової насиченості для рослин і представників мезофауни, а також – видового багатства хребетних зростають зі збільшенням площі досліджуваних угідь.

Повносистемні господарства, що мають інкубцех, могли б додатково займатися відтворенням і розведенням особливо цінних видів гідробіонтів. Однак, найбільший природоохоронний інтерес подібні угіддя представляють як місця проживання навколоводних птахів. Деякі з них включені до переліку

ІВА, тобто особливо важливих для збереження птахів територій (ІВА території України, 1999). Таким чином, ставкові угіддя виконують роль островів біорізноманіття в антропогенно трансформованих ландшафтах. При цьому особливе природоохоронне значення мають густі прибережні зарості, що відрізняються високими показниками видового багатства. Вивчення ставкових угідь як середовищ існування екологічно значущих, рідкісних і охоронюваних видів фауни і флори необхідно також для обґрунтування можливості поєднання природоохоронної та сільськогосподарської сфер діяльності (Дубровский, Третьак, 2005б; Енрюс, Рібейн, 2006).

5.8. Особливості досліджуваних гідрооб'єктів як компонентів екомережі.

Ставки багатоцільового використання разом з оточуючими їх береговими ділянками є своєрідними «екологічними островами» або осередками біорізноманіття, які, внаслідок своєї численності, відіграють помітну роль у стабілізації біогеоценотичного покриву, особливо – у біотопічно збіднених агроландшафтів лісостепової та степової зон України.

Екосистеми ставків досліджуваного типу, що представляють собою помірно експлуатовані об'єкти, які за величиною різноманітності (видового багатства) і щільності угруповань значно перевершують навколишні агроценози, а за деякими показниками – аналогічні за масштабом і структурою природні біоценози, є квазіприродними (Исаков, Казанская, Панфилов, 1980). Хоча вони і не є еталонами природного живого покриву, як заповідники, але, забезпечуючи збереження і відтворення багатьох видів, можуть підживлювати живою речовиною навколишні біотопи, в тому числі природні. За своїми функціональними особливостями такі екосистеми займають проміжне положення між багатопрофільними розплідниками і природними відтворювальними ділянками. В даний час природоохоронна роль розглянутих екосистем недооцінюється, а в переліку категорій природно-заповідного фонду України (Андрієнко, Онищенко, Клестов, 2001) подібні об'єкти відсутні. Вони також не відповідають жодному з визначень

базових елементів екомережі (Шеляг-Сосонко, 1999), хоча фактично виконують їх природоохоронні функції. Мабуть, помірно експлуатовані квазіприродні екосистеми, що відрізняються значним таксономічним багатством і високою щільністю особин, доцільно виділити в особливу категорію охоронюваних об'єктів.

В принципі, угіддя багатоцільових ставків, що володіють великою природоохоронною цінністю, можуть бути ядрами локальних і регіональних екомереж, а каскади ставків (або окремі водойми з ділянками живлять водотоків і водоохоронних зон) – екологічними коридорами, що підтримують місцеве і регіональне біорізноманіття за умови, що вони управляються з урахуванням екологічної компоненти. У цьому плані необхідна розробка оптимальних режимів управління ставками як компонентами екомережі (Дубровський, Третьак, 2005а). Вона повинна включати спільне планування експлуатаційних і природоохоронних заходів, спрямованих на досягнення найкращих економічних і довготривалих екологічних результатів (підвищення питомої біопродуктивності і чистоти рибопродукції, контроль гідрологічного режиму і поліпшення якості води, збереження біорізноманіття і унікальних ценозів і т.д.). Отже, включення багатоцільових ставків в регіональні схеми екомережі є досить доцільним шляхом збереження біорізноманіття, особливо - в густонаселених регіонах.

Для *природоохоронної оцінки ставкових угідь*, крім обліків особливо охоронюваних видів, можна використовувати спрощені експрес-методи. Як загальна видова насиченість прибережних смуг, так і видове багатство хребетних тісно пов'язані з добутком площі угідь на їх інтегральне проективне покриття всіма ярусами рослинності, яке може використовуватися як один з нових показників природоохоронної цінності наземно-болотної (зарослої) частини угідь (Дубровський, Третьак, 2005б).

Зараз розробляється, стосовно до умов України, методологія комплексної оцінки значущості та стану охоронюваних акваторій (Щербак,

Майстрова, Семенюк, 2012). Але такий підхід вимагає проведення кваліфікованими фахівцями безлічі трудомістких аналізів і вимірювань.

З іншого боку, в гідробіології успішно застосовуються експрес-методи не потребують глибокої спеціальної підготовки і складного обладнання. Зокрема, метод Вудівісса заснований на представленості у вибірках індикаторних груп донних і зарослевих безхребетних (Woodiwiss, 1964). Відомо, що таксономічне (в тому числі – видове) багатство гідробіонтів змінюється в залежності від ступеня органічного забруднення вод, в загальному плані зростаючи від забруднених зон до чистих (Константинов, 1979). На основі цих положень був розроблений експрес-метод оцінки таксономічного багатства населення малих гідрооб'єктів. Природно, що види (і групи), пов'язані із загальною різноманітністю населення і відображають природоохоронну цінність водойм, повинні чітко відрізнятися візуально і мати досить широке поширення. Тому, в основу розроблюваного методу був покладений набір майже тих же груп фітофільних безхребетних, що і в системі Вудівісса (Woodiwiss, 1964). Однак, щоб допущення про зв'язок індикаторних видів і груп із загальним таксономічним багатством гідрооб'єкта мало вагомні підстави, зазначений набір груп потрібно було доповнити Експрес-індикаторами саме таксономічного багатства і модифікувати відповідну шкалу.

Показниками багатства і різноманітності населення даного біотопу можуть служити види (групи), що володіють численними біоценотичними зв'язками. Зокрема, наявність хижаків-еврифлагів свідчить про значне багатство і різноманітність представників попереднього трофічного рівня. Велике індикаторне значення в цьому плані мають дрібні еврифлаги, які трофічно пов'язані з найбільш численними і функціонально значущими групами гідробіонтів. У прісних водах це, в першу чергу, хижі гіллястовусі Ракоподібні родів *Polyphemus*, *Bythotrephes* і *Leptodora*, а також – павук-серебрянка, які, до того ж, легко відрізняються від інших гідробіонтів. Спостереження показують, що вони зустрічаються, в основному, у водоймах

з багатим і різноманітним складом кормових безхребетних. За аналогією з іншими експрес-методами (Макрушин, 1974), їх доцільно розглядати як окремі і самостійні індикаторні групи. Те ж стосується бабок. Представників всіх класів хребетних (за винятком домашніх тварин) також слід вважати індикаторними. Питання про індикаторному використанні вищих водних рослин (макрофітів) в якійсь мірі є спірним, але їх включення в набір індикаторів в якості єдиної групи все-таки можна вважати доцільним.

Особливості та приклади застосування методу оцінки таксономічного багатства гідрооб'єктів (Dubrovsky, 2016). Таким чином, для визначення таксономічного багатства малих гідрооб'єктів пропонується використовувати наступний набір індикаторних груп: 1 – вищі водні рослини (*Embryobionta*), 2 – турбеллярії (*Turbellaria*), 3 – олігохети (*Oligochaeta*), 4 – п'явки (*Hirudinea*), 5 – молюски (*Mollusca*), 6 – водяні кліщі (*Acari*), 7 – павук-сріблянка (*Argyroneta aquatica*), 8 – хижі ветвистоусые рачки (пологів *Bythotrephes*, *Leptodora* і *Polyphemus*), 9 – інші ракоподібні (*Crustacea*), 10 – поденки (*Ephemeroptera*), 11 – веснянок (*Plecoptera*), 12 – бабки (*Odonata*), 13 – великокрильці (*Megaloptera*), 14 – клопи (*Hemiptera*), 15 – жуки (*Coleoptera*), 16 – волохокрильці (*Trichoptera*), 17 – двокрилі (*Diptera*), 18 – риби (*Osteichthyes*), 19 – земноводні (*Amphibia*), 20 – плазуни (*Reptilia*), 21 – птахи (*Aves*), 22 – ссавці (*Mammalia*).

Якщо, аналогічно визначенню сапробності (Woodiwiss, 1964), в зборах гідробіонтів, проведених біля дна і серед заростей, а також – при візуальних спостереженнях, зустрічаються представники перерахованих груп організмів, то за кожну зустрінуту групу додається один бал. Загальна оцінка таксономічного багатства гідрооб'єкта являє собою суму накопичених балів. Вона може змінюватися від 0 до 22 (це максимальне число балів, коли відзначені представники всіх зазначених груп). Приклади визначення показника:

Приклад № 1 – у заплавному озері великої річки відзначені представники індикаторних груп 1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10, 14, 15, 16, 17, 18, 19,

20, 21. Загальна оцінка в балах – 17, що свідчить про високе таксономічне багатство водойми.

Приклад № 2 – в луковому болотці відзначені представники індикаторних груп 1, 3, 4, 5, 6, 9, 10, 14, 15, 16, 17, 19. Загальна оцінка в балах – 12, що відповідає середньому таксономічному багатству.

Приклад № 3 – в лісовій калюжі знайдені тільки представники індикаторних груп 9, 14, 15, 17. Загальна оцінка в балах – 4, що вказує на дуже низьке таксономічне багатство.

Значення індексів таксономічного багатства 20 обстежених у цьому плані ставків наведено у таблиці, де вони пронумеровані у порядку зростання площі акваторії.

Таблиця 5.12

Індекси таксономічного багатства досліджених ставків.

№ п/п	№ угідь*	Назва ставка	Пло- ща, га	Зарос- тання, %	Значе- ння індексу
1	5	Палладінський	1	4	17
2	9	Китаївський 1-й ставок	3	4	15
3	11	Дідорівський 1-й ставок	4	5	16
4	22	Степок Таращанський	5	10	12
5	15	Васильківський (середній)	6	11	16
6	7	Плисецький	8	4	16
7	8	Назарівський	8	2	15
8	24	Боровської	12	30	14
9	10	Озеро Берізка	15	1	17
10	13	Озеро Сороче	19	10	19
11	14	Барахти (нижній)	20	4	16
12	16	Триліси (нижній)	21	6	16
13	17	Першотравневий	24	8	16

14	19	Ходосіївський	30	7	17
15	23	Круглик (верхній)	38	10	17
16	20	Качатник Таращанський	47	36	13
17	25	Великий нагульний КРМС	100	30	19
18	28	Янівський	207	40	21
19	29	Саливонки	215	3	18
20	30	Лісовий	331	9	20

* Номери угідь, в яких знаходяться водойми (2-а колонка), відповідають аналогічним номерам в таблиці 2.1.

Показники таксономічного багатства досліджених ставків і пов'язаних з ними водойм знаходилися в межах 12–21, тобто відрізнялися порівняно високими значеннями. вищі за середні, індексами таксономічного багатства, що вказує на їх суттєве значення у збереженні біорізноманіття. В цілому простежується певна тенденція залежності згаданих індексів від площі акваторій ставків та їх заростання.

Запропонований метод дозволяє дуже швидко (іноді – менш, ніж за годину) оцінити таксономічне багатство розглянутого гідрооб'єкта. Методика оцінки досить проста, не вимагає складного обладнання і високої кваліфікації. Пропонований метод розроблявся, перш за все, для малих гідрооб'єктів. Оцінками багатства населення великих акваторій має передувати розгляд їх диференціації на біотопічно однорідні ділянки.

Проблеми підвищення природоохоронного значення ставкових угідь. Роль розглянутих угідь у збереженні біорізноманіття обмежена технологічною неприпустимістю помітного заростання рибоводних водойм, значним трофічним пресом вирощуваної риби на кормові об'єкти, необхідністю витрати води і деякими іншими особливостями їх використання. У той же час, вирішення ряду проблем, пов'язаних з режимом експлуатації угідь, може істотно підвищити не тільки їх природоохоронну роль, а й ефективність використання, зокрема – вирощування ставкової риби.

Наприклад, звичні форми ставків і планування угідь можуть бути в цьому плані дещо поліпшені. Невеликі мілководні затоки здатні не тільки збільшити різноманітність гідро- і амфібіонтів, а й забезпечити інтенсивний розвиток кормових організмів. Характерні для руслових ставків острівці водно-болотної рослинності у гирлі водотоків, що їх живлять, є не тільки укриттям для водоплавних птахів, а й біофільтром для вод, що надходить до ставока.

Для підтримки гідрологічного режиму угідь, особливо – рівня води в іригаційних і рибоводних ставках, крім звичайного обвідного каналу, дуже корисним буде розташований вище за течією водойма-регулятор витрат води. Там за відсутності риби, можуть вирощуватися як рідкісні, так і кормові безхребетні (приплив останніх сприяв би зниженню трофічного преса на созологічески цінних мешканців ставка).

Значного поліпшення екологічного стану угідь можна домогтися шляхом посадок вологолюбних деревно-чагарникових порід в прибережній смузі. Такі лісосмуги і навіть окремі групи дерев, крім помітного підвищення біорізноманіття, можуть виконувати водоохоронні, берегоукріплювальні і декоративні функції. Створення навколо ставків лісосмуг шириною 10-20 м раніше вважалося обов'язковим (Овчинников, 1949). Розміри і режим водоохоронних площ повинні забезпечувати як чистоту виробленої продукції, так і збереження біорізноманіття на прилеглих до угідь ділянках (Дубровский, Третьак, 2005б). Водоохоронні площі по берегах водотоків, які живлять рибницьккі ставки, повинні бути значно збільшені.

Важливою умовою успіху при проведенні природоохоронних заходів у ставкових угіддях є зацікавленість їх користувачів. Концепція збереження біорізноманіття в ставкових угіддях більшістю господарств в цілому сприймається схвально. Окремі господарства проявляють і власну ініціативу-від підживлення водоплавних птахів до оформлення природоохоронної документації на угіддя.

Відповідно до даних опитувань, які були проведені автором у 30 рибоводних господарствах, більшість рибоводів – 70% позитивно або цілком терпимо ставиться до супутніх мешканців ставків, 10 % – байдуже, а близько 20% – негативно (Дубровський, Ковальчук, 2001). В окремих випадках, через страх втрати рибопродукції, проводився відстріл птахів. При аргументації шкідливості птахів і жаб в господарствах досліджуваного типу зазвичай наводяться помилкові, явно завищені або недостовірні дані. У всіх розглянутих конкретних випадках таке негативне ставлення до супутньої фауни не мало підстав і його необхідно міняти за допомогою природоохоронної просвіти рибоводів.

Дуже корисним є включення еколого-природоохоронних розділів в сучасні посібники з рибництва. Деякий ефект може дати закріплення за угіддями будь-якого природоохоронного статусу за умови підтримки там відповідного екологічного режиму (шляхом застосування ресурсозберігаючих технологій, моніторингу поселень рідкісних видів і т.д.). При поширенні процесів приватизації зростатиме необхідність економічного стимулювання природоохоронної діяльності.

5.9. Квazіприродні екосистеми та сучасні концепції збереження біорізноманіття.

Особливості квазіприродних екосистем та їх природоохоронний потенціал. В даний час можливості розширення територій абсолютно заповідного режиму в густонаселених регіонах України досить обмежені. У той же час тут спостерігається значне спрощення біотопічної структури ландшафту і небезпечне зниження рівня біорізноманіття (Морева, Клевакин, Постнов та ін., 2010). Виникла ситуація змушує шукати нові, нетривіальні і економічно вигідні форми збереження живого покриву. Одним з реальних шляхів підтримки біорізноманіття на антропогенне збіднених територіях є поєднання цілей охорони природи із завданнями використання біоресурсів. Такий підхід дозволяє виділити квазіприродні екосистеми як особливий клас

охоронюваних об'єктів в системі категорій природно-заповідного фонду (Дубровский, 1997, 2008).

Квазіприродними є штучно створені або антропогенно трансформовані помірно експлуатовані екосистеми, які близькі до природних за екологічним режимом, функціональних особливостей, а також-багатства і різноманітності таксономічного складу (Исаков, Казанская, Панфилов, 1980) . Такими є, наприклад, ставки пасовищного рибництва, рекреаційні озера, парки в англійському стилі, полезахисні лісосмуги, плодово-ягідні насадження, медоносні галявини, протиерозійні та водоохоронні посадки та ін.

Квазіприродні екосистеми створювалися, в основному, для отримання біопродукції (рибоводні угіддя, плодові посадки) або для поліпшення екологічної ситуації (захисні лісосмуги). Рішення обох завдань вимагає підтримки сприятливих для більшості мешканців, в тому числі і супутніх, умов існування. В першу чергу це стосується трофічних факторів, оскільки висока інтенсивність продукційно-деструкційних процесів обумовлює деякий надлишок поживних речовин і кормової біомаси.

Як своєрідні компоненти біосфери, функціонально вони в якійсь мірі компенсують скорочення природного живого покриву і в цьому плані заслуговують додаткового вивчення і спеціальної охорони. Так, паркові зони певною мірою відіграють роль лісових масивів, а ставки, що наповнюються малими річками виконують функції заплавних водойм.

Таким чином, квазіприродними є штучні або напівштучні екосистеми ресурсозберігаючого типу експлуатації, які відповідають наступним якісним критеріям:

1. Характеризуються сприятливим для більшості мешканців екологічним режимом, підтримуваним в певних межах відповідно до умов експлуатації.
2. За рівнем біорізноманіття (таксономічного та екологічного багатства) не поступаються, а іноді – перевершують аналогічні природні

екосистеми і, тому, є осередками підтримки біорізноманіття в антропогенно трансформованих ландшафтах.

3. За ступенем збалансованості основних обмінних процесів відповідають природним екосистемам, оскільки недостатність природної саморегуляції тут компенсується оптимальним управлінням (або проектуванням об'єкта), спрямованим на довготривале (в принципі – нескінченне) використання певних ресурсів.

4. Мають типологічно подібні природні аналоги і в якійсь мірі виконують їх екологічні функції (Дубровский, 2008).

Раніше при створенні основної маси квазіприродних екосистем спеціальні завдання по збереженню і підвищенню біорізноманіття не ставилися. У сучасних проектах організації та режиму експлуатації квазіприродних об'єктів слід передбачати можливості всебічної реалізації та підвищення їх природоохоронного потенціалу, включаючи протекцію біорізноманіття (Дубровский, 2013а).

В даний час в Україні вже практикується створення об'єктів природно-заповідного фонду на основі квазіприродних екосистем. Наприклад, основою Бандурівського загальнодержавного орнітологічного заказника (Кіровоградська обл.) є рибницькі ставки (Природно-заповідний фонд України, 2009). Для підтримки високого біорізноманіття та стабілізації екологічного режиму островних природоохоронних територій малого розміру, ресурси яких не можуть забезпечити природне відтворення багатьох видів, пропонується їх ренатуралізація до квазіприродного стану (Бабко, 2008).

Поки що дані об'єкти не мають достатнього юридичного захисту в природоохоронному аспекті, однак бажано, щоб вони перебували під наглядом місцевих природоохоронних адміністрацій, а їх включення в екомережі координувалося спеціальним підрозділом відповідного міністерства. Надалі для таких систем доцільно обґрунтувати і законодавчо заснувати спеціальні категорії охоронюваних об'єктів з цільовим

використанням за аналогією із заповідно-мисливськими господарствами. На заключному етапі – розробити рекомендації щодо оптимізації їх екологічного режиму шляхом застосування ресурсозберігаючих технологій і т.д. можливо, таким чином природоохоронний фонд країни міг би істотно зрости без значних фінансових витрат.

Основні шляхи і форми збереження живої природи на сучасному рівні. В даний час можна виділити три напрямки збереження біорізноманіття, засновані на різних підходах (Дубровський, 2008а; 2020):

1. Заповідання, або збереження еталонів природи в цілому – найбільш поширений „класичний” шлях, заснований на особливій охороні типових, а також унікальних ділянок планети з усім розмаїттям представлених там об'єктів і зв'язків між ними. Важливою стороною цього підходу є комплексність у збереженні біорізноманіття. Таке збереження природних комплексів передбачає повне невтручання (в крайніх випадках – компенсаторне втручання) в їх існування. Система еталонів природи у формі заповідників та їх похідних: заповідних урочищ, заказників, ландшафтних парків та ін. є основою мережі природоохоронних територій. При цьому основна відмінність між категоріями об'єктів полягає в особливостях режиму їх охорони.

Зазвичай ставки не є об'єктами заповідання, але їх наявність в охоронних зонах може бути дуже бажаною, особливо – для заповідників невеликого розміру.

2. Збереження модельних ситуацій в природі має певну специфіку, оскільки засноване на підтримці природного режиму систем і об'єктів, що змінюються. Класичний підхід передбачає збереження природних комплексів або окремих об'єктів в стабільному і незмінному стані шляхом повного невтручання або проведення спеціальних підтримуючих заходів. На відміну від цього, збереження модельних ситуацій повинно передбачати підтримку режиму еволюціонуючих об'єктів та їх відгороження від зовнішніх нівелюючих впливів. Тобто, даний напрямок має на увазі заповідання не

самого об'єкта, а пов'язаної з ним спонтанної динаміки природних явищ. Відповідно до цього, необхідно охороняти не тільки об'єкти і комплекси, а й природний хід процесів і явищ разом із градієнтами факторів, які їх обумовлюють.

Модельні ситуації – це природні полігони, де на земній поверхні ставляться унікальні експерименти, результати яких доступні порівняльному аналізу за типом просторових або часових рядів, обумовлених вираженими градієнтами провідних факторів. Вони бути результатом природних процесів або антропогенних впливів. Прикладами першої групи можуть служити намиті піщані острови, приморські озера-лагуни, стариці деяких річок, окремі верхові болота, озера типу Сарезького, що виникли в результаті завалів або провалів, і т. п.. Друга група може включати каскади руслових ставків, пояси заростання водойм, зони послідовного самоочищення вод і зарегульовані ділянки водотоків, які, в певних умовах, також можуть розглядатися як модельні ситуації.

Великий інтерес в якості моделей для екологічних досліджень мають компактно розташовані однотипні об'єкти, що утворюють ряд для порівнянь. Абсолютно унікальним комплексом в цьому плані є район Шацького національного парку, де досить щільно розташовані численні озера з дивовижною різноманітністю характеристик і екологічних режимів. Незважаючи на близьке сусідство, Шацькі озера відрізняються один від одного за своїм віком і походженням. Зазначені озера можуть складати чудові ряди для порівнянь за своїми морфометричними параметрами, водообміном, трофністю, заростанням та ін. (Дубровський, 1998).

Для практичного збереження модельних ситуацій, що використовуються в дослідницьких цілях, доцільно було б розробити і впровадити спеціальну природоохоронну категорію – „науково-моніторинговий полігон” (Дубровський, 2010; Дубровский, Тесленко, 2020; Dubrovsky, 1913). Встановлення природоохоронного статусу для територій,

що становлять особливий інтерес для наукових досліджень, здійснюється в європейських країнах (Gray, 2004).

3. Збереження біорізноманіття в квазіприродних екосистемах, що представляють собою створені або керовані людиною об'єкти з ресурсозберігаючим режимом експлуатації, які за своєю структурною організацією наближаються до природних екосистем. При оптимальному управлінні, спрямованому на довготривале використання відновлюваних біоресурсів, тут підтримуються сприятливі для більшості мешканців умови існування. За показниками різноманітності багатьох груп вони порівнянні з аналогічними природними екосистемами, а іноді – значно перевершують їх. Серед них – ставки пасовищного рибництва, рекреаційні озера, регульовані покісно-випасні луки, квітково-медоносні ділянки, плодово-ягідні гаї, полезахисні лісосмуги. За певних умов (ресурсозберігаючий тип експлуатації об'єкта, протекція різноманітності його населення, наявність локальних екокоридорів) вони можуть грати помітну роль в підтримці біорізноманіття ландшафту. Значення квазіприродних екосистем як осередків біорізноманіття особливо велике в густонаселених регіонах, де можливості розширення територій абсолютно заповідного режиму вельми обмежені.

Закріплення за квазіприродними екосистемами відповідного статусу дозволить поєднати інтереси природокористування із завданнями збереження біорізноманіття. Зазначений підхід найбільш ефективний для збереження не природних комплексів в цілому, а їх окремих елементів: груп, видів, популяцій. Для підтримки чисельності (генофонду) використовуваних і охоронюваних видів давно застосовуються культивування, стимуляція розмноження, підживлення і посилена охорона відтворювальних ділянок. Крайніми проявами цього підходу є колекції культур мікроорганізмів, ботсади і зоопарки.

Стратегія управління квазіприродними екосистемами, що побудована на основі балансу вигод, повинна бути спрямована на досягнення максимального сукупного ефекту від реалізації як утилітарних, так і

природоохоронних можливостей об'єктів. В цьому аспекті збереження біорізноманіття в угіддях, що пов'язані з багатоцільовими ставками, слід вважати найважливішою формою їх комплексного та інтегрованого використання, заснованого на об'єднанні інтересів водокористування з природоохоронними завданнями.

Перераховані напрямки збереження біорізноманіття поєднуються в концепції екомережі, яка передбачає об'єднання об'єктів, що розрізняються за різноманітністю населення, а також – за режимами охорони і використання, в єдиний каркас природоохоронних територій. Найважливішими компонентами екомережі є її ядра, представлені мінімально трансформованими територіями з переважно природними біотопами і найбільшою концентрацією біорізноманіття. Квazіприродні екосистеми не відповідають критеріям ядер екомережі, але частина з них може мати статус екокоридорів або відтворювальних ділянок. У той же час, багато квazіприродних об'єктів, що не мають природних біотопів, є потужними джерелами біорізноманіття для всіх локальних елементів екомережі. Тому, доопрацювання концепції екомережі з урахуванням фактичної ролі та особливостей усіх її потенційних компонентів є досить актуальним.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі проаналізовані біопродукційні властивості багатоцільових руслових ставків та особливості їх впливу на самоочисну здатність малих водотоків; обґрунтовано доцільність корегування режиму використання водойм у залежності від їх трофічних категорій; а також показана роль ставків, як квазіприродних екосистем, у збереженні локального та регіонального біорізноманіття.

1. Багатоцільові ставки лісостепової зони України за своїм трофічним статусом є високопродуктивними водоймами (значення трофічного індексу Карлсона складає 58 – 77). За показниками, що пов'язані з розвитком планктону (фітомаса, величини первинної продукції і деструкції, прозорість води), вони досить чітко поділяються на 3 трофічні категорії: евтрофні (20% від загального числа), політрофні (60%) і гіпертрофні (20%). Середньосезонні рівні первинної продукції планктону у них (5,4 – 19,4 г О₂ /м³ за добу) цілком достатні для вирощування там риби на природній кормовій базі.

2. Біопродукційні показники ставкових екосистем (продукція та деструкція фітопланктону, трофічний індекс Карлсона, рибопродуктивність) достовірно пов'язані як один з одним, так і з основними біотопічними параметрами: коефіцієнтом відкритості ставків ($r = 0,60$), прозорістю води ($r = - 0,81$) і товщиною мулу ($r = - 0,56$). Взаємозв'язок рибопродуктивності з прозорістю води ($r = - 0,76$) обумовлює можливість її оперативного визначення за показниками прозорості (із допомогою диска Секкі).

3. З підвищенням рівнів інтенсивності рибництва абсолютні величини первинної продукції та деструкції у ставковому планктоні пропорційно зростають ($r = 0,61$), водночас їх питомі величини за високих рівнів інтенсивності рибництва починають падати. Тому, високоінтенсивні рибоводні технології не забезпечують повного використання природної продуктивності водойм.

4. Найвища питома продукція фітопланктону і максимальне наближення фактичної природної рибопродуктивності до потенційно можливої спостерігаються в ставках, коефіцієнт відкритості яких наближається до 1, прозорість води знаходиться в межах 55 – 62 см, трофічний індекс Карлсона – 64 – 70, первинна продукція планктону (у поверхневому горизонті) становить 9 – 10 г O_2 /м³ за добу, а деструкція – біля 4 г O_2 /м³ за добу.

5. Руслові ставки в цілому характеризуються більш високою інтенсивністю продукційно-деструкційних процесів – у середньому в 1,5 рази порівняно з річковими ділянками.

6. За наявності руслових ставків на малих річках та струмках у 66 % випадків спостерігалось підвищення продукційно-деструкційних показників планктону у пов'язаних із ними водотоках, а у 28 % випадків – їх зниження; при цьому різноманіття таксонів гідробіонтів за біотичним індексом Вудівісса там у 32 % випадків зростало і лише у 4 % падало. Отже, більшість руслових ставків сприяє інтенсифікації продукційно-деструкційних процесів та збагаченню таксономічного різноманіття малих водотоків.

7. Руслові багатоцільові ставки можуть виконувати водоохоронні функції в якості своєрідних біофільтрів за умови підтримки гідрологічної безперервності водотоків, що їх живлять, систематичного видалення з них мулу та обмеження зайвого заростання. Занедбані руслові ставки протягом не менше 5–7 років зберігають свої біопродукційні та природоохоронні властивості, які вподальшому можуть бути відновлені або посилені шляхом рекультивації.

8. Екосистеми досліджених ставків, за помірної експлуатації їх ресурсів, наближаються до природних систем за багатством, різноманіттям та щільністю населення хребетних, а також – за видовою насиченістю рослин і безхребетних. Вони відіграють помітну роль у збереженні локального і регіонального біорізноманіття, а їх використання у цьому аспекті може бути важливою складовою комплексних природоохоронних заходів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Аитов М.Б. Использование оросительных прудов для рыборазведения // Гидротехника и мелиорация. – 1987. – № 8. – С. 65 – 66.

Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 152 с.

Алтухов К.А. Итоги выращивания растительноядных рыб в прудах западных областей Украины // Технология производства рыбы. – М.: Колос, 1974. – С. 45-53.

Ананьев В. Водоёмы комплексного назначения – важный резерв увеличения производства рыбы // Рыбоводство и рыболовство. – 1979. – № 1. – С. 8 – 10.

Андрієнко Т.Л., Онищенко В.А., Клєстов М.Л., Прядко О.І., Арап Р.Я. Система категорій природно-заповідного фонду України та питання її оптимізації. – Київ: Фітосоціоцентр, 2001. – 60 с.

Атлас природных условий и естественных ресурсов Украинской ССР. – М.: Главное управление геодезии и картографии при Совете Министров СССР, 1978. – 184 с.

Афанасьев С.А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоемов города Киева / С.А. Афанасьев // Вестник экологии. – 1996. – №1-2. – С.112-118.

Бабко Р.В. Малі природоохоронні території в системі збереження біотичного різноманіття // Відділенню Українського степового природного заповідника „Михайлівська цілина” 80 років – сучасний стан, проблеми, перспективи розвитку. Тези доповідей Міжнародної науково-практичної конференції, 23-25 вересня 2008 р. – Суми: 2008. – С. 6 – 7.

Балашов Л.С., Зуб Л.Н., Савицкий А.Л. Типизация водоемов г. Киева по флористическому составу высшей водной растительности // Биология внутренних вод. – 2000. - № 1. – С. 5 – 12.

Банников А.Г. Материалы по биологии земноводных и пресмыкающихся Южного Дагестана // Учёные записки Московского городского педагогического ин-та им. В.П. Потёмкина. – 1954. – Том XXVIII. Кафедра зоологии, вып. 2. – С. 75 – 88.

Банников А.Г., Денисова М.Н. Очерки по биологии земноводных. – М.: Учпедгиз, 1956. – 165 с.

Бессонов Н.М., Привезенцев Ю.А. Рыбохозяйственная гидрохимия. – М.: Агропромиздат, 1987. – 158 с.

Богатова И.Б. Новые методы культивирования Cladocera // Трофология водных животных. – М.: Наука 1973. – с. 340-360.

Богатова И.Б. Рыбоводная гидробиология . – М.: Пищевая промышленность, 1980. – 168 с.

Бондур О. Полнее использовать водоёмы комплексного назначения // Рыбоводство и рыболовство. – 1979. – № 2. – С. 11 – 12.

Борбат М.О., Дубровський Ю.В. Рибницькі ресурси сільськогосподарських водойм України / М.О. Борбат, Ю.В. Дубровський // Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решений: Материалы III Международной научной конференции 17-19 мая 2012 года. – Херсон: ПП Вишемирський В.С., 2012. – С. 267 – 269.

Бригадирова О.В. Экологические особенности населения птиц антропогенных водоёмов Тульской области // Проблемы изучения и сохранения позвоночных животных антропогенных водоёмов: Материалы Всероссийской научной конференции с международным участием. – Саранск : Прогресс, 2010. – С. 12 – 15.

Бульон В.В. Первичная продукция планктона // Общие основы изучения водных экосистем. – Л.: Наука, 1979. – С. 187 – 199.

Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоёмов – Л.: Наука, 1983. – 150 с.

Бульон В.В., Винберг Г.Г. Соотношение между первичной продукцией и рыбопродуктивностью водоёмов // Основы изучения пресноводных экосистем. –Л.: Наука, 1981. – С. 5 – 10.

Владышевский, Д.В. Птицы в антропогенном ландшафте. Новосибирск: Наука, 1975. 198с.

Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. – Минск: Изд. АН БССР, 1960. – 329 с.

Винберг Г.Г., Ляхнович В.П. Удобрение прудов. – М.: Пищевая промышленность, 1965. – 272 с.

Влияние рыбного хозяйства на биологическое разнообразие в бассейне реки Днепр. Определение пробелов и проблем / В.Д.Романенко, С.А.Афанасьев, В.Б.Пастухов и др. – Киев: Академперіодика, 2003. – 188 с.

Воронов А.Г. Геоботаника. – М.: Высшая школа, 1973. – 384 с.

Вовк П.С. Экологические условия выращивания сазана в прудах УССР // Вопросы прудового рыбного хозяйства УССР. Труды Ин-та гидробиологии, 1955 – вып. 32. – С. 125 – 148.

Войнарович Элек. Вопросы хозяйственно ценной продукции замкнутых стоячих водоёмов с точки зрения продукционной биологии // Труды VI совещания по проблемам биологии внутренних вод (10-19 июня 1957). – Л.: Изд. АН СССР, 1957. – С. 105 – 113.

Воронов А.Г. Геоботаника. – М.: Высшая школа, 1973. – 384 с.

Вудивисс Ф. Биотический индекс р.Трент. Макробеспозвоночные и биологические обследования // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды Советско-английского семинара. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – С.132-162.

Гаврись Г.Г., Цвелих О.М., КлестовМ.Л. Сучасний стан фауни хребетних тварин регіонального ландшафтного парку „Голосіївський” та

проблеми їх охорони // Заповідна справа в Україні. - 2003. - т.9, вип.1. – С. 31-39.

Галасун П.Т., Томиленко В.Г. Состояние и перспективы развития колхозного рыбоводства на Украине // Рыбное хозяйство. – 1976. – Вып. 22. – С. 3-10.

Гаузе Г.Ф. О некоторых основных проблемах биоценологии // Зоологический журнал. – 1936. – том XV. – вып. 3. – С. 363 – 381.

Гринжевський М.В. Інтенсифікація виробництва продукції аквакультури у внутрішніх водоймах України. – К.: Світ, 2000. – 188 с.

Гринжевський М.В., Андрищенко А.І., Третяк О.М., Грициняк І.І. Основи фермерського рибного господарства. – К.: Світ, 2000. – 344 с.

Гринжевский Н.В., Сабодаш В.М. Колхозное рыбоводство. – К.: Урожай, 1981. – 112 с.

Гузій А.І. Екологічне значення водойм Українського Розточчя і охорона птахів району // Проблеми вивчення та охорони птахів. Матеріали VI наради орнітологів Західної України (Дрогобич, 1-4 лютого 1995 р.). – Львів-Чернівці, 1995. – с.48 – 50.

Давыдов О.Н. Приусадебное рыбоводство. – К.: Логос, 2000. – 159 с.

Джиллер П. Структура сообществ и экологическая ниша. – М.: Мир, 1988. – 184 с.

Дубровська Л., Дубровський Ю. Личинки малярійних комарів у малих річках // Рациональне використання водних ресурсів – необхідний елемент стійкого розвитку: Матеріали 3-ої робочої зустрічі Української річкової мережі с. Осій (Закарпатська область), 26-29 червня 2003 р. – Ужгород: поліграфцентр „Ліра”, 2003. – С. 45.

Дубровская Л. Д., Литвинов Н.Я. О перспективах применения аттрактантов для получения живых кормов // VI з'їзд Українського ентомологічного товариства (Біла Церква, 8-11 вересня 2003 р.). – Ніжин: 2003. – С. 34.

Дубровский Ю.В. Оценка трофической конкуренции у животных по индексам наполнения // Гидробиологический журнал. – 1987. – том 22, №2. – С. 83 – 86.

Дубровский Ю.В. О значении водоёмов комплексного использования в сохранении биоразнообразия лесостепных ландшафтов // Проблемы рационального использования биоресурсов водохранилищ (Материалы международной научной конференции, Киев, 6 – 8 сентября 1995 г. – Киев: 1995. – С. 122 – 123.

Дубровский Ю.В. Биоценотические аспекты выращивания рыбы в сельскохозяйственных водоёмах Лесостепи // Повышение качества рыбной продукции внутренних водоёмов: Материалы международной научной конференции 8 – 9 октября 1996 г. – Киев: 1996. – С. 53 – 54.

Дубровский Ю.В. Влияние зарегулирования малого водотока на продукционно-деструкционные свойства водных масс (на примере р.Стугна) // Вестник экологии. – 1996. – № 1-2. – С. 156 – 161.

Дубровский Ю.В. Квазиприродные экосистемы как резерваты биоразнообразия в агроландшафтах (Dubrovskiy Yu.V. Semi-natural ecosystems as biodiversity reserves in areas of intensive agriculture) // Збереження біорізноманітності в Україні. Збірник Національної Конференції, Канів, 21 – 24 жовтня 1997 р. – Київ: Егем, 1997. – С. 29 – 30, 66.

Дубровский Ю.В. Влияние русловых водоемов на метаболизм планктона малых рек среднего Приднепровья // Другий з'їзд Гідроекологічного товариства України. Київ, 27-31 жовтня 1997 р. Тези доп. Том.І – Київ, 1997. – С. 109 – 110.

Дубровский Ю.В. О природоохранном потенциале береговых зон сельскохозяйственных водоемов / Роль охоронюваних природних територій у збереженні біорізноманіття (Матеріали конференції, присвяченої 75-річчю Канівського природного заповідника, м. Канів, 8-10 вересня 1998 р.). Канів, 1998. – С. 13 – 14.

Дубровський Ю. Волинські водойми // Жива Україна. Екологічний бюлетень. – 1998. – № 11-12. – С. 13.

Дубровський Ю. Риборозплідні стави як рефугіуми для водоплавних птахів // Екологічні аспекти охорони птахів: Матеріали VII наради орнітологів Західної України, присвяченої пам'яті Володимира Дзедушицького. М. Івано-Франківськ, 4-7 лютого 1999 р. – Львів: 1999. – С. 44 – 45.

Дубровський Ю.В. До вивчення біотопічної організації ландшафтів // Ландшафт як інтегруюча концепція XX сторіччя. Збірник наукових праць. Київ: 1999. – С. 133.

Дубровський Ю. В. Модельні екосистеми та ситуації на теренах України, що охороняються // Проблеми екологічної стабільності Східних Карпат: Матеріали міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 10-річчю створення Національного природного парку „Синевир” (24-27 червня 1999 року, Синевир, Україна). – Синевир, 1999. – С. 64 – 65.

Дубровський Ю.В. Природоохоронне значення сільськогосподарських водойм України / Зб. наук. праць Полтавського ДПІ. Екологія. Біологічні науки. 1999. – Випуск 1. – С. 77 – 82.

Дубровський Ю.В. Екологічні проблеми комплексного використання малих гідросистем // Проблеми раціонального використання, охорони і відтворення природно-ресурсного потенціалу України. Тези доповідей другої всеукраїнської науково-методичної конференції (м. Чернівці, 24-26 квітня 2000 р.). – Чернівці: Рута. – 2000. – С. 112 – 113.

Дубровский Ю.В. Природоохранные аспекты рыбоводства // Пресноводная аквакультура в Центральной и Восточной Европе: достижения и перспективы: Материалы международной научно-практической конференции, г. Киев 18-21 сентября 2000 г. – К.: 2000. – С. 174 – 175.

Дубровский Ю.В. Экологические аспекты зарегулирования равнинных малых рек Украины // Малые реки: Современное экологическое состояние, актуальные проблемы: Тезисы докладов Международной научной

конференции, Россия, Тольятти, 23-27 апреля 2001 г. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2001. – С. 72.

Дубровский Ю.В. Модельные ситуации в изучении экосистем // Фальцфейнівські читання. Міжнародна наукова конференція 25-27 квітня 2001 р. Збірник наукових праць. – Херсон: Терра. – 2001. С. – 51 – 52.

Дубровський Ю.В. Про екологічний стан покинутих сільськогосподарських ставків // Регіональні екологічні проблеми. Збірник наукових праць. Київ: ВГЛ „Обрії”. – 2002. – С. 136 – 139.

Дубровский Ю.В. Исследование показателей проективного покрытия для характеристики населенных птицами биотопов / Облік птахів: підходи, методики, результати. – Збірка наукових статей 2-ї Міжнародної науково-практичної конференції, 26-30 квітня 2004 р. – Житомир: 2004. – С.47 – 49.

Дубровский Ю.В. Пути и проблемы сохранения биоразнообразия // Принципы и способы сохранения биоразнообразия: Материалы III Всероссийской научной конференции 27 января – 1 февраля 2008 г. Йошкар-Ола; Пущино, 2008. – С. 619 – 620.

Дубровский Ю. Экологические условия и особенности рыбоводства в неспециализированных прудах лесостепной зоны // Озера та штучні водойми України: сучасний стан й антропогенні зміни. Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції, 22-24 травня 2008 р. – Луцьк: РВВ „Вежа” Волинського національного університету ім. Лесі Українки, 2008. – С. 380 – 383.

Дубровский Ю.В. Влияние русловых прудов на продукционно-деструкционный потенциал планктона малых водотоков // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Періодичний науковий збірник. – К.: ВГЛ „Обрії”, 2008. – Том 15. – С. 142 – 149.

Дубровський Ю.В. Природоохоронні аспекти реконструкції ставків урочища Феофанія // Збірник наукових праць Полтавського педагогічного університету. Екологія: біологічні науки. Вип. 7 (63). – Полтава, 2008. – С. 126 – 130.

Дубровский Ю.В. Квазиприродные экосистемы и их природоохранное значение // Живые объекты в условиях антропогенного пресса. Материалы X Международной научно-практической экологической конференции. г. Белгород, 15-18 сентября 2008 г. – Белгород: ИПЦ „ПОЛИТЕРРА”, 2008. – С. 65.

Дубровский Ю.В. Квазиприродные экосистемы как основа зелёных зон мегаполиса // Проблеми природокористування, сталого розвитку та техногенної безпеки регіонів. Матеріали п'ятої міжнародної науково-практичної конференції; м. Дніпропетровськ, 06-09 жовтня 2009 р. – Дніпропетровськ, 2009. – Частина II. – С. 48 – 49.

Дубровский Ю.В. Сообщества в специфических биотопических условиях как объекты природно-заповедного фонда // Природно-заповідний фонд України – минуле, сьогодення, майбутнє. Матеріали міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 20-річчю природного заповідника „Медобори” (26-28 травня 2010 р., смт. Гримайлів). Тернопіль: Підручники посібники, 2010. – С. 47 – 50.

Дубровский Ю.В. Квазиприродные экосистемы и их роль в сохранении биоразнообразия // Modern trends in medicine, veterinary science and pharmacology development. Forms of life and questions of their coexistens: materials digest of the Vth and VIth International scientific and practical conferences (Odessa, London, May 26 – June 2, 2011; Odessa, London, June 29 – July 7, 2011). Veterinary, medical, pharmaceutical, biological, chemical, Earth sciences. – Odessa: InPress, 2011. – P. 118 – 121.

Дубровский Ю.В. Проблемы повышения информативности мониторинга биоразнообразия // Збірник наукових праць Луганського природного заповідника. – 2011. – Луганськ. – 2011. – С. 19 – 24.

Дубровский Ю.В. Трофический индекс как показатель интенсивности прудового рыбоводства // Структурно-функциональные изменения в популяциях и сообществах на территориях с разным уровнем антропогенной агрузки. Материалы XII Международной научно-

практической экологической конференции 9-12 октября 2012 г., г. Белгород.
– Белгород: Изд. Дом Белгород, 2012. – С. 54 – 5.

Дубровский Ю. В. Основы стратегии управления квазиприродными экосистемами // Проблемы природокористування, сталого розвитку та техногенної безпеки регіонів. Матеріали сьомої міжнародної науково-практичної конференції; м. Дніпропетровськ, 08-11 жовтня 2013 р. – Дніпропетровськ, 2013. – С. 240 – 243.

Дубровський Ю.В. Про потенційну рибопродуктивність малих прісноводних водойм України // Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології. Матеріали VI Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції; м. Тернопіль, 09-11 жовтня 2013 р. – Тернопіль, 2013. – С. 81 – 83.

Дубровский Ю.В. Проблемы оптимизации трофической сети в экосистемах многоцелевых прудов // Проблеми функціонування та підвищення продуктивності водних екосистем: матеріали Міжнародної науково-практичної дистанційної конференції, присвяченої 110-річчю до дня народження професора Г. Б. Мельникова (24 – 25 квітня 2014 р., м. Дніпропетровськ) – Дн.: Вид-во ДНУ, 2014. – С. 167 – 169.

Дубровский Ю.В. Водоохранные территории как экологические коридоры и хранилища биоразнообразия // Биоразнообразие и устойчивость живых систем: материалы XIII Международной научно-практической экологической конференции (г. Белгород, 6-11 октября 2014 г.). – Белгород : ИД «Белгород» НИУ БелГУ, 2014. – С. 123 – 126.

Дубровский Ю.В. Биоресурсный потенциал широкопрофильных прудов Украины // GISAP: Biology, Veterinary Medicine and Agricultural Sciences (periodical scientific journal of the International Academy of Science and Higher Education, London, UK). – 2014. – № 3. – P. 19 – 23.

Дубровский Ю.В. Особенности сохранения водных и околотоводных животных в малых водоёмах зелёных зон большого города // **Modern methods of ensuring health and quality of human life through the prism of development of**

medicine and biological sciences. Peer-reviewed materials digest (collective monograph) published following the results of the CXXXIV International Research and Practice Conference and III stage of the Championship in Medicine and Pharmaceuticals, Biology, Veterinary Medicine and Agriculture. (London, November 24 – November 30, 2016). – London: IASHE, 2016. – P. 26 – 28.

Дубровский Ю.В. Основные пути сохранения живой природы на современном уровне // Моніторинг та охорона біорізноманіття в Україні: Прикладні аспекти моніторингу та охорони біорізноманіття / Серія: «Conservation Biology in Ukraine». – Вип. 16. Т. 3. – Київ; Чернівці : Друк Арт, 2020. – С. 343 – 350.

Дубровський Ю.В., Бабко Р.В., Дубровська Л.Д. Оцінка стану річки Ворскла в районі впадіння річки Охтирка // Збірник наукових праць Полтавського державного педагогічного університету ім. В.Г. Короленка. – Серія „Екологія. Біологічні науки”. – Випуск 6 (58). – Полтава, 2007. – С. 133 – 138.

Дубровский Ю.В., Будак А.В. Трофические связи бесхвостых амфибий в рыбноводных прудах Киева и его окрестностей // Проблемы изучения и сохранения позвоночных животных антропогенных водоёмов: Материалы Всероссийской научной конференции с международным участием. – Саранск : Прогресс, 2010. – С. 32 – 35.

Дубровський Ю.В., Дубровська Л.Д. Личинки кровосисних комарів як можливий кормовий ресурс ставкового рибництва // Рибне господарство. – 2003 – вип. 62. – С. 94 – 97.

Дубровский Ю.В., Дубровская Л.Д. Оценка экологического состояния зарегулированных малых рек с использованием биотического индекса // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск „Гідроекологія”. – 2005. – № 3(26). – С. 145 – 148.

Дубровский Ю.В., Дубровская Л.Д. О типах местообитаний личинок кровососущих комаров Украины // Зоологічна наука у сучасному суспільстві:

Матеріали Всеукраїнської наукової конференції, присвяченій 175-річчю заснування кафедри зоології (15-18 вересня 2009р., м. Київ – м. Канів). – К.: 2009. – С. 160 – 163.

Дубровский Ю.В., Ковальчук Н.Е. Проблемы сохранения болотно-береговых фаунистических комплексов в угодьях сельского рыбоводства // Структура и функциональная роль животного населения в природных и трансформированных экосистемах. Тезисы доклада I международной научной конференции, 17-20 сентября 2001 г. – Днепропетровск: ДНУ, 2001. – с.136-137.

Дубровський Ю.В., Ковальчук Н.Є. Природоохоронні та рекреаційні аспекти сільського рибництва // „Зелена економіка: перспективи впровадження в Україні: Матеріали Міжнародної конференції (Київ, 24 – 25 квітня 2012 р.); Формування національної політики збалансованого виробництва і споживання: спільні дії влади, бізнесу і громадськості: Матеріали бізнес-форуму (Київ, 26 квітня 2012 р.): у 3 т. – К. : Центр екологічної освіти та інформації, 2012. – Т. 2. – С. 335 – 339.

Дубровський Ю.В., Ковальчук Н.Є., Мельничук В.П. Про трофічні особливості сільськогосподарських водойм Лісостепу України // І з'їзд Гідроекологічного товариства України (тези доп.). – Київ: 1994. – С. 86.

Дубровский Ю.В., Ковальчук Н.Е., Мельничук В.П. Биопродуктивность сельскохозяйственных водоёмов с различной степенью интенсификации рыбоводства // Пресноводная аквакультура в Центральной и Восточной Европе: достижения и перспективы: Материалы международной научно-практической конференции, г.Киев 18-21 сентября 2000 г. – К.: 2000. – С. 176 – 177.

Дубровский Ю.В., Мишта А.В. Особенности бобровых поселений в рекреационных зонах Киева // Екологія міст та рекреаційних зон: Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції, Одеса – 2008, 17 – 18 квітня. Одеса: Інноваційно-інформаційний центр „ІНВАЦ”, 2008. – С. 293 – 296.

Дубровський Ю.В., Петрусенко О.А. Про знищення личинок кровосисних комарів безхвостими амфібіями // Вісник Київського університету. Біологія. – 1981. – Вип. 23. – С. 82 – 84.

Дубровский Ю.В., Петрусенко А.А. Экологический анализ состава пищи амфибий – обитателей водоёмов Среднего Приднепровья // Вестник экологии. – 1996. – № 1-2. – С. 44 – 57.

Дубровский Ю.В., Тесленко И.К. Жуков остров и его окрестности как полигон для ихтиологического мониторинга // Пространственно-временные аспекты функционирования биосистем: сборник материалов XVI Международной научной экологической конференции, посвященной памяти Александра Владимировича Присного: 24–26 ноября 2020 г. / отв. ред. Ю.А. Присный. – Белгород: ИД «БелГУ» НИУ «БелГУ», 2020. – С. 148 – 149.

Дубровский Ю.В., Титар В.М. Плотность популяций птиц на малых водоёмах различного экологического режима // Современные проблемы популяционной экологии. Материалы IX Международной научно-практической экологической конференции. г. Белгород, 2-5 октября 2006 г. – Белгород: Изд-во ПОЛИТЕРРА, 2006. – С. 54 – 55.

Дубровский Ю.В., Титар В.М. Сравнительный анализ видовой насыщенности прибрежных полос прудов лесостепной зоны // Проблемы изучения краевых структур биоценозов: Материалы 2-й Всероссийской научной конференции с международным участием 7 – 9 октября 2008 года. – Саратов: Изд-во Саратовского ун-та, 2008. – С. 170 – 172.

Дубровский Ю.В., Третьак А.М. Угодья прудового рыбоводства как компоненты экосети // Роль экологического пространства в обеспечении функционирования живых систем: Материалы первой международной научно-практической конференции. Елец, 18 – 20 апреля 2005 года. – Елец: ЕГУ им. И.А. Бунина, 2005. – С. 79 – 81.

Дубровский Ю.В., Третьак А.М. Об особенностях сохранения биоразнообразия в рыбохозяйственных угодьях // Агробіорізноманіття

України: теорія, методологія, індикатори, приклади. Книга 2. – Київ: ЗАТ „Нічлава”. – 2005. – С. 248 – 261.

Дубровский Ю. В., Цвельх А. Н. Значение парковых прудов для сохранения позвоночных животных в пределах мегаполиса // Від заповідання до збалансованого природокористування: Матеріали Міжнародної наукової конференції (20-22 березня 2013 р., м. Донецьк) / Донецький національний університет. – Донецьк, 2013. – С. 121 – 122 с.

Душин А.И. Питание двух видов лягушек в рыболовных хозяйствах Мордовской АССР // Экология. – 1974. – № 6. – С. 87 – 90.

Евдущенко А.В. Удобрение степных прудов Украины посредством выращивания водоплавающей птицы и развитие фитопланктона // Труды VI совещания по проблемам биологии внутренних вод (10-19 июня 1957 г.). – М.-Л.:Изд. АН СССР, 1957. – С. 81 – 85.

Екологічний стан водойм м.Києва. – К.: Фітосоціоцентр, 2005. – 219с.

Екологічний стан Київських водойм / О.А. Афанасьєва, Т.С. Багацька, Оляницька Л.Г. та ін. – К.:Фітосоціоцентр, 2010. – 256с.

Енрюс Дж., Рібейн М. Сільське господарство та охорона природи. Посібник із практичного управління, відновлення та створення природних біотопів на сільгоспугіддях. – Київ: 2006. – 288 с.

Ерёмкин Г.С., Коновалов М.П. О многолетних наблюдениях за осенним пролётом птиц на рыбхозе „Гжелка”(Московская область) // Проблемы изучения и сохранения позвоночных животных антропогенных водоёмов: Материалы Всероссийской научной конференции с международным участием. – Саранск : Прогресс, 2010. – С. 40 – 44.

Зайцев В.Ф., Киселёва Л.А. Эколого-биопродукционные процессы в прудовых системах // Биологические науки. – 1989, № 1. – С. 66 – 70.

Зайцев Р.А., Федоренко В.А., Бичкова Т.М. Результаты відтворення каліфорнійських черв'яків на різних харчових субстратах для використання в аквакультурі // Актуальні проблеми аквакультури та раціонального використання водних біоресурсів. Матеріали Міжнародної науково-

практичної конференції 26-30 вересня 2005 р. м. Київ. – Київ: 2005. – С. 90 – 91.

Зоріна-Сахарова К.Є. Структурні показники та біорізноманітність угруповань фітофільних безхребетних Дідорівського ставка // Екологія Голосіївського лісу. Монографія. – К.: Фенікс, 2007. – С. 197 – 205.

Зуб Л.М., Дубровський Ю.В., Савицький О.Л. Особливості екологічного стану каскадів руслових ставків Голосіївського лісу // Екологія Голосіївського лісу. Монографія. – К.: Фенікс, 2007. – С. 302 – 308.

Иванов А.П. Рыбоводство в естественных водоёмах. – М.: Агропромиздат, 1988. – 367 с.

Идельсон М.С. и Воноков И.К. Питание озёрной лягушки на пойменных водоёмах дельты р. Волги и её значение в истреблении молоди рыб // Тр. Волго-Каспийской Научной Рыбохозяйственной Станции. – 1938. – Том 8, Вып. 1. – С. 3 – 32.

Исаева Н.М., Дубровский Ю.В., Килочицкий П.Я. Об экологии *Romanomermis nielsenii* (Nematoda, Mermithidae) – паразита кровососущих комаров // Вестник зоологии. – 1984. – № 6. – С. 70 – 71.

Исаков Ю.А., Казанская Н.С., Панфилов Д.В. Классификация, география и антропогенная трансформация экосистем. – М.: Наука, 1980. – 148 с.

Искакова К.И. Экология озёрной лягушки на юго-востоке Казахстана // Известия АН Казахской ССР, серия биологическая. – 1973. – № 1. – С. 52 – 57.

ІВА програма. Методические рекомендации по организации учета птиц. Киев: 1996. – 42 с.

ІВА території України: території, важливі для збереження видового різноманіття та кількісного багатства птахів /Ред.: Микитюк О. – К.:СофтАрт, 1999. – 324 с.

Кавецький В. М. Екотоксикологічна оцінка води природних джерел і водоймищ та системи ґрунт-рослина Голосіївсько-Феофаніївської зеленої

зони / В.М. Кавецький, Н.О. Риженко, О.М. Багацька // Екологія Голосіївського лісу. – К.: «Фенікс», 2007. – С. 254 – 264.

Камлюк Л.В., Ляхнович В.П., Астапович И.Т. и др. Соотношение некоторых звеньев пищевых цепей в рыбоводных прудах. В кн.: Трофические связи и их роль в продуктивности природных водоемов / Под ред. Г.Г. Винберга. – Л.: ЗИ АН СССР, 1983. – С.163-168.

Караева Н.В., Ковальчук Н.Е., Мельничук В.П. Живлення коропа та сріблястого карася у водоймах із різними трофічними умовами // Рибне господарство. – 1994. – Вип. 48, К.: Урожай. – С. 17 – 24.

Кіпніс Л.С. Біотестування якості води водойм міської зони Києва. /Л.С. Кіпніс, Ю.М. Ситник, А.С. Комарова // Биоразнообразие и роль зооценоза в естественных и антропогенных экосистемах: Материалы III Международной научной конференции 4-6 октября (Zoocenosis – 2005). – Днепропетровск: Изд-во ДНУ, 2005. – С.12 – 13.

Кленус В.Г. Радіоекологічні дослідження Голосіївського ставу №1 / В.Г. Кленус, В.В. Беляєв, О.Є. Каглян, Ю.М. Ситник // Екологія Голосіївського лісу. Монографія. – К.: Фенікс, 2007. – С. 267 – 276.

Коваленко Л.Г., Краснобрижий Н.Я., Федорова Л.В. Синтез пептидов, содержащих аминокислотные остатки серина, лизина и пролина // Журнал органической химии. – 1975. – т. 1, вып. 2. – с. 307-309.

Коваленко Л.Г., Краснобрижий Н.Я., Федорова Л.В. Синтез гексопептида глицил-L-валил-L-серил-L-пролил-L-лизил-L-лейцина. //Химия природных соединений. – 1975. - №1. – с. 41-43.

Ковальчук Н.Е. Зоопланктон сельскохозяйственных водоемов как компонент кормовой базы рыб // Рыбохозяйственное освоение водоемов комплексного назначения. – М.: ВНИИР, 1990. – С. 139-143.

Ковальчук Н.Е. О зоопланктоне реки Стугна // Вестник экологии. – 1996. – №1-2. – С.162 – 164.

Ковальчук Н.Е., Дубровский Ю.В. Об оценке продукционных возможностей фитопланктона нагульных сельскохозяйственных водоёмов

лесостепной зоны по прозрачности воды // Проблемы экологии и ресурсосбережения для сельскохозяйственных районов и агропромышленных комплексов (Тезисы докладов II Международной конференции). – Одесса: 1992. – С. 4 – 5.

Ковальчук Н.Е., Дубровский Ю.В., Мальцев В.И., Ворончук Л.В. Результаты выращивания двухлетков карпа на естественной кормовой базе в сельскохозяйственном пруду в условиях засорённости водоёма амурским чебачком // Рыбохозяйственное освоение водоёмов комплексного назначения: Сборник статей. – М.: ВНИИР, 1990. – С. 128 – 131.

Ковальчук Н.Е., Дубровский Ю.В., Мельничук В.П. К вопросу о типизации сельскохозяйственных водоёмов по некоторым трофическим показателям // Пресноводная аквакультура в условиях антропогенного пресса (Тезисы докладов международной научной конференции). Часть 1. – Киев: 1994. – С. 105.

Ковальчук Н.Є., Дубровський Ю.В., Мельничук В.П. Можливості та перспективи вирощування риби у малих неспеціалізованих водоймах // Науковий вісник Ужгородського державного університету. Серія: Біологія. 2000. – № 7. С. 146 – 147.

Ковальчук А.А., Ковальчук Е.В., Дубровский Ю.В. Функционирование подсистемы планктона рыбного пруда // Сборник трудов Первой Верещагинской международной конференции. – Иркутск, 1989. – С.58-59.

Ковальчук А.А., Ковальчук Н.Е., Дубровский Ю.В. Участие коловраток в потреблении первичной продукции и деструкции органического вещества в рыбоводных водоёмах // Гидробиологический журнал. – 1994. – том 30, № 2. – С. 35 – 43.

Ковальчук Н.Е., Ковальчук А.А., Дубровский Ю.В. Оценка продукции фитопланктона в малых водоемах по показателю прозрачности воды // Науковий вісник Ужгородського державного університету. Серія: Біологія. – 1998. - № 5. – С. 20 – 25.

Ковальчук Н.Е., Ковальчук А.А., Дубровский Ю.В. Про можливість визначення і прогнозу природної рибопродуктивності малих водойм за показником прозорості води // Рибне господарство 2001 – вип. 59-60. – С. 116-121.

Козлов А.В. Разведение рыбы, раков, креветок в приусадебном водоёме. – М.: Аквариум. – 2003. – 174 с.

Козлов В.И. Освоение водоёмов комплексного назначения в сельскохозяйственном рыбоводстве // Вестник сельскохозяйственной науки. – 1986. - № 4. – С. 118 – 125 .

Козлов В.И., Абрамович Л.С. Справочник рыбовода. – М.: Росагропромиздат, 1991. – 238 с.

Козлов В.И., Гринжевский Н.В. Рекомендации по программированию рибопродуктивности водоёмов колхозов и совхозов Украинской ССР. – К.: Госагропром УССР, 1986. – 36 с.

Колесников В.М., Шевченко П.Г. Состав ихтиофауны Голосеевских прудов // Гидроэкологические проблемы внутренних водоёмов Украины. Сб. Научн. Трудов. – К.: Наукова думка, 1991. – С. 110 – 113.

Коненко А.Д. Гидрохимия прудов и малых водоемов Украины. – К.: Наукова думка, 1971. – 311 с.

Коненко Г.Д., Підгайко М.Л., Радзімовський Д.О. Ставки лісостепових, степових та гірських районів України. Гідрохімічний та гідробіологічний нарис. – К.: Наукова думка, 1965. – 259 с.

Кончиц В.В., Маедов Р.А. Влияние крупных рыбоядных птиц на выход рыбной продукции в нагульных прудах // Актуальні проблеми аквакультури та раціонального використання водних біоресурсів: . Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, 26-30 вересня 2005р. м. Київ: 2005. – С. 122 – 124.

Косарева Н.А. Материалы по экологии озёрной лягушки в Волгоградской области // Учён. зап. Волгоградского пед. ин-та им. Л.С.

Серафимовича: Вопросы морфологии, экологии и паразитологии животных. – 1970. – Вып. 31. – С. 50 – 56.

Кражан С.А., Коваленко В.О., Чернишов О.О., Савін О.В. Особливості функціонування екосистем ставів для аматорської комерційної риболовлі (на прикладі ставів філії “Антонів-Агро”АНТК ім.О.Антонова) // Рибне господарство. – 2006. – Вип. 65. – С. 23 – 94.

Краснобрижий Н.Я., Коваленко Л.Г., Скрыник Е.М. Пептиды – аттрактанты для комаров // Современные направления медицинской дезинсекции и дератизации (Тезисы докладов) Москва 17-18 октября 1981 года. М.: 1981. – С. 74-75.

Крестьянинов В.Д. Биология озёрной лягушки и её значение в прудовом рыбном хозяйстве // Тр. Института зоологии и паразитологии АН УзССР: зоологический сборник. – 1956. – Том 5. – С. 3 – 46.

Крючков Б.П. Вред и польза от земноводных // Природа. – 1960. – № 8. – С. 103 – 104.

Кудерский Л.А. Разработка стратегии оптимизации функционирования экосистем зарегулированных рек с целью сохранения и восстановления их биоресурсов (сводный отчет по проекту № 6.2.16 ГКНТ „Экология России”). – СПб: ГосНИОРХ, 1992. – 142 с.

Кузнецов О.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. М.: Наука, 1989. – 288 с.

Кундиев В. А., Ситник Ю.М., Шевченко П.Г., Чеченюк Н.И. Ихтиофауна Голосеевских прудов // Гидробиологический журнал. – 2006. – т. 42, № 6. – С. 41 – 46.

Кундієв В. А., Ситник Ю.М., Шевченко П.Г., Чеченюк М.І. Видовий склад іхтіофауни ставків Голосіївського лісу // Екологія Голосіївського лісу. Монографія. – К.: Фенікс, 2007. – С. 197 – 205.

Кундієв В. А., Ткаченко В.О., Чеченюк М.І., Ситник Ю.М., Голуб О.О. Іхтіофауна внутрішніх водойм м. Києва // Екологічний стан водойм м. Києва. – Київ: Фітосоціоцентр. – 2005. – С. 182 – 203.

Кундієв В. А., Голуб О.О. Сучасний стан іхтіофауни водойм м. Києва // Екологічний стан кийвських водойм. – Київ: Фітосоціоцентр. – 2010. – С. 153 – 173.

Лапшенков В.С. Гидротехническая рекультивация малых и средних рек в бассейне Дона. – Ростов-на-Дону: Ростовское книжное издательство, 1979. – 30 с.

Лопарёв С.А., Мельничук В.А., Разумовский Б.И. Серый гусь (*Anser anser*) на рыбопродуктивных прудах поймы реки Згар // Новые исследования по гусям Палеарктики. – Запорожье, 1995. – С. 106 – 108.

Луговой А.Е. О биоценологических связях болотных крачек дельты Волги // Учёные записки Якутского государственного университета. – 1958, Вып. 5. – С. 107 – 117.

Луговой А.Е. О сезонных трофико-экологических ритмах структуры орнитокомплексов (на примере озера Яновский став Львовской области) / Вестник зоологии, –1991. – № 2, – С. 43 – 48.

Лысенков Е.В., Игнатъева Л.Е. Пруды и население птиц // Проблемы изучения и сохранения позвоночных животных антропогенных водоёмов: Материалы Всероссийской научной конференции с международным участием. – Саранск : Прогресс, 2010. – С. 98 – 103.

Ляхнович В.П., Суринович Р.М., Казакова Н.П. Первичная продукция прудов как показатель их рыбопродуктивности // Первичная продукция морей и внутренних водоемов. – Минск: Изд. Мин. высшего, среднего специального и профессионального образования БССР, 1961. – С. 133 – 138.

Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод. – Л.: Изд. ЗИН АН СССР, 1974. – 60 с.

Мальцев В.И., Зуб Л.М., Потапенко В.Г., Олексов О.А., Дубровський Ю.В., Мельничук В.П. Річка Стугна. Сучасний стан. Перспективи та майбутнє. – Київ: 1997. – 52 с.

Мальцев В.И., Карпова Г.А. Заростание малых и искусственных водоемов Украины: Экологическая типизация и способ визуальной оценки

продуктивности высших водных растений// Рыбное хозяйство. – 1999, вып.51. – С.95 – 103.

Мальцев В.І., Карпова Г.О., Зуб Л.М. Визначення якості води методами біоіндикації: науково-методичний посібник. – Київ: Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАН України, Інститут екології Національного екоцентру України. – 2011. – 112 с.

Марісова І. В. Земноводні та плазуни північної Тернопільщини // Наукові зап. Кременецького державного пед. інституту. Серія природничих наук. – 1961. Том 6, Вип. 1. – С. 23 – 34.

Маркузе В.К. Практическое значение озёрной лягушки, обыкновенного и водяного ужей в нерестово-выростных хозяйствах дельты Волги // Вопросы герпетологии (Материалы герпетологической конференции 12-14 октября 1964 г.). – Л.: Изд. Ленинградского университета, 1964. – С. 46 – 47.

Маркузе В.К. Озёрная лягушка (*Rana ridibunda* Pall.) и её значение в нерестово-выростных хозяйствах дельты Волги // Зоол. журн. – 1964. – Том 43, Вып. 10. – С. 1511 – 1516.

Мартышев Ф.Г. Прудовое рыбоводство. – М.: Советская наука, 1958. – 584 с.

Махонина А.В., Гламазда В.В., Сазанова Н.Н. Пути повышения рыбопродуктивности сельскохозяйственных водоёмов северной части степной зоны Украины // Пресноводная аквакультура в Центральной и Восточной Европе: достижения и перспективы: Материалы международной научно-практической конференции, г. Киев 18-21 сентября 2000 г. – К.: 2000. – С. 132 – 137.

Махонина А.В., Гламазда В.В., Сазанова Н.М., Зеря Ю.М. Технологія вирощування товарної риби у сільськогосподарських водоймах комплексного призначення в умовах випасного утримання. – К.: Ін-т рибного господарства, 1996. – 24 с.

Махонина А.В., Гламазда В.В., Чегорка П.Т. Направленное развитие естественной кормовой базы в выростных прудах // Рыбное хозяйство – 2004. – Вып. 63 – С. 151 – 155.

Медведев С. И. Материалы к изучению пищи амфибий в районе среднего течения Северского Донца // Вестник зоологии. – 1974. – №1. – С. 50 – 59.

Мелешко И., Рыжиков А., Юденков В. На бросовых землях // Рыбоводство и рыболовство. – 1969. – № 4. – С. 5 – 6.

Мельничук В.П. Оценки современного состояния р.Стугна по некоторым характеристикам сообществ макробеспозвоночных // Вестник экологии. – 1996. – №1-2. – С.165-168.

Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – Л.: Наука, 1975. – 258 с.

Методические указания по определению и учету гнездящихся водно-болотных птиц Лесостепи и Полесья Украины (для студентов второго курса биологического факультета). К.: КГУ, 1983. – 40 с.

Методическое пособие по изучению питания и пищевых отношений рыб в естественных условиях. – М.: Наука, 1974. – 254 с.

Мищенко А.Л. Значение рыбопродуктивных прудов для авифауны в условиях антропогенного ландшафта (на примере Московской области). Автореф. дисс... канд. биол. наук. М., 1985. 25 с.

Морева О.А., Клевакин А.А., Постнов Д.И., Вандышева В.В. Видовые популяции и сообщества в антропогенно трансформированных ландшафтах: состояние и методы его диагностики. // Материалы XI Международной научно-практической экологической конференции. 20-25 сентября 2010 г., г. Белгород, Россия. – Белгород: ИПЦ ПОЛИТЕРРА, 2010. – С. 43 – 44.

Мурин В.А. О системе ведения прудового рыбоводства в колхозах лесостепной зоны УССР // Труды Всесоюзного совещания по биологическим основам прудового рыбоводства (Труды совещаний ихтиологической комиссии АН СССР. Вып. 14). – М.: Изд. АН СССР, 1962. – С. 133 – 137.

Національна доповідь про стан ІВА територій України. Підготовлена О.В. Дудкіним, О.Ю. Микитюком. – Київ: 2001. – 32 с.

Новиков Г.А. Полевые исследования по экологии наземных позвоночных. - М.: Советская наука, 1953. – 502 с.

Овчинников К.М. Строительство прудов. – Харьков: Харьковское книжно-газетное издательство, 1949. – 92 с.

Общие основы изучения водных экосистем. – Л.: Наука, 1974. - 274 с.

Ольхович О.П. Оцінка якості води та стану фітоценозів водойм Голосіївського лісу фітоіндикаційними методами / О.П. Ольхович, М.В. Драга, Н.С. Грудіна, М.М. Мусієнко // Екологія Голосіївського лісу. Монографія. – К.: Фенікс, 2007. – С. 286 – 301.

Осипова М.А., Дубровский Ю.В. Птицы прудов поймы р.Стугна / Вестник экологии. – 1996. – № 1-2. – С. – 169 – 172.

Определитель земноводных и пресмыкающихся фауны СССР. М.: Просвещение, 1977. – 415 с.

Палиенко Л.П. Дубровский Ю.В. Новый для фауны Украины вид мокриц *Philoscia muscorum* (Isopoda: Oniscoidea) // Биоразнообразие и роль зооценоза в естественных и антропогенных экосистемах: Материалы III Международной научной конференции 4-6 октября (Zoocenosis – 2007). – Днепропетровск: Изд-во ДНУ, 2005. – С. 207 – 208.

Паршикова Т.В. Порівняльна оцінка екологічного стану малих водойм, включаючи ставки Голосіївського лісу, залежно від рівня урбанізації прилеглих територій / Т.В. Паршикова, О.В. Пацко // Екологія Голосіївського лісу. Монографія. – К.: Фенікс, 2007. – С. 267 – 276.

Пахомов С.П. Рыбохозяйственное изучение колхозных водоёмов в лесостепных районах в целях использования этих водоёмов для рыбоводства // Труды совещания по вопросам прудового рыбоводства. – М.: Изд. АН СССР, 1953. – Вып. 2. – С. 28 – 37.

Пащенко Ю.Й. До екології та господарського значення озерної жаби в Українській РСР // XII Наукова сесія Київського державного університету. Тези доповідей, секція біології. – Київ: Вид. КДУ, 1955. – С. 114 – 116.

Пащенко Ю.Й. Екологія та господарське значення ставкової жаби (*Rana esculenta* L.) на Україні // Наукові записки Київського державного університету ім. Т.Г. Шевченко. – 1959. – Том 18, Вип. 1. – Труды зоол. Музею – № 6. – С. 93 – 117.

Перехрест В.С., Чекушкіна Т.А. Малим річкам – чистоту і повноводність. К.: Урожай, 1984. – 112 с.

Природа Украинской ССР. Моря и внутренние воды (Грезе В.Н., Поликарпов Г.Г., Романенко В.Д. и др.). Киев, “Наукова думка”, 1987, 224 с.

Природно-ресурсний аспект розвитку України.- К: Видав. Дім «KM Academia», 2001. – 112 с.

Природно-заповідний фонд України: території та об’єкти загальнодержавного значення. – К.: ТОВ „Центр екологічної освіти та інформації”. – 2009. – 332 с.

Промптов А.Н. Птицы в природе. Руководство для определения и изучения птиц в природных условиях. – Л.: Учпедгиз, 1949. – 460 с.

Присяной В.С. Пути развития комплексной интенсификации государственных прудовых хозяйств Украинской ССР // Труды совещания по вопросам прудового рыбоводства. – М.: Изд. АН СССР, 1953. – Вып. 2. – С. 28 – 37.

Рекомендации по выращиванию рыбы в малых сельскохозяйственных водоёмах комплексного назначения. – М.: Госагропром СССР, 1986. – 36 с.

Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов. Лабораторное руководство. – Л.: Наука, 1974. – 194 с.

Романенко О.В., Арсан О.М., Кіпніс Л.С., Ситник Ю.М. Екологічні проблеми київських водойм і прилеглих територій. – К.: Наукова думка, 2015. – 192 с.

Руководство по медицинской энтомологии. – М.: Медицина, 1974. – 360 с.

Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 240 с.

Рыжников А.И., Шерман И.М., Пенко А.М. Малые водоёмы юга Украины // Рыбоводство. – 1987. – № 5. – С. 9 – 11.

Сабодаш В.М., Гринжевський М.В., Склярів Г.А. Рибогосподарське використання колгоспних і радгоспних водоймищ. – К.: Урожай, 1988. – 124 с.

Семенюк Д.Е. К вопросу об эффективности выгула уток на выростных прудах // Сборник научных работ Украинской научно-исследовательской станции рыбоводства. Выпуск II. – К.: Гос. издат. сельхоз. лит. Украинской ССР, 1956. – С. 49 – 53.

Серветник Г.Е., Новоженін Н.П. Пути повышения эффективности рыбохозяйственного освоения водоемов комплексного назначения // Пресноводные аквакультуры в Центральной и Восточной Европе: достижения и перспективы. Материалы Международной научно-практической конференции, 18-21 сентября 2000, г. Киев. – К., 2000. – с.137 – 140.

Сигов В. К вопросу о значении бесхвостых амфибий местной фауны в карповых прудах // Тр. Воронежского научно-исследовательского ин-та прудового рыбного хозяйства. – 1936. – Том 2. – С.1 – 100.

Сокольский А.Ф., Молодцов А.Н. Поликультура рыб, птицы и раков // Повышение качества рыбной продукции внутренних водоёмов: Материалы международной научной конференции 8 – 9 октября 1996 г. – Киев: 1996. – С. 61 – 62.

Страшнюк Д.В. Екологічні групи птахів штучних гідроекосистем Тернопільщини // Сучасні проблеми зоологічної науки: Матеріали Всеукраїнської наукової конференції “Наукові читання, присвячені 170-

річчю заснування кафедри зоології та 100-річчю з дня народження професора О.Б.Кістяківського”. – К.: ВПЦ “Київський університет”, 2004. – С.167-169.

Стрелков П.П. Питание и рыбохозяйственное значение озёрной лягушки в нерестово-выростных хозяйствах дельты Волги // Вопросы герпетологии (Материалы герпетологической конференции 12-14 октября 1964 г.). – Л.: Изд. Ленинградского университета, 1964. – С. 63 – 64.

Субботина Ю.М., Лесина Т.Н., Дементов А.В. Использование интегрированных технологий при рыбохозяйственном освоении водоемов комплексного назначения // Пресноводные аквакультуры в Центральной и Восточной Европе: достижения и перспективы. Материалы Международной научно-практической конференции, 18-21 сентября 2000, г. Киев. – К., 2000 – С. 140 – 142.

Суховерхов Ф.М., Сиверцев А.П. Прудовое рыбоводство. – М.: Пищевая промышленность, 1975. – 472 с.

Сытник Ю.М., Кундиев В.А., Шевченко П.Г., Ткаченко В.А., Голуб О.А. Биоразнообразие ихтиофауны водоемов городской зоны Киева как показатель уровня антропогенного загрязнения // Биоразнообразие и роль зооценоза в естественных и антропогенных экосистемах: Материалы III Международной научной конференции 4-6 октября (Zoocenosis – 2005). – Днепропетровск: Изд-во ДНУ, 2005. – С.93 – 95.

Товстик В.Ф., Огуль Р.А., Ахмедова Т.М., Дембицкий Э.Б., Штых В.Е., Сергеев Н.Е. Интенсификация рыбоводства в водоёмах комплексного назначения // Рыбное хозяйство. – 1987. – Вып. 41. – С. 16 – 19.

Товстик В.Ф., Скляр Г.А. Выращивание прудовой рыбы. – Харьков: Прапор, 1989. – 116 с.

Третяк А.М., Дубровский Ю.В., Смирнюк Н.И., Горай Н.А., Приймак А.М. Проблемы и перспективы фермерского рыбоводства в Украине // Актуальні проблеми аквакультури та раціонального використання водних біоресурсів. Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції 26-30 вересня 2005 р. м. Київ. – Київ: 2005. – С. 266 – 276.

Уатт К. Экология и управление природными ресурсами. – М.: Мир, 1971. – 464 с.

Україна. Природне середовище і людина (серія карт 1 : 6 000 000). Київ, 1993. – 55 с.

Фауна України: охоронні категорії. Довідник / О. Годлевська, І. Парнікоза, В. Різун, Г. Фесе Фауна України: охоронні категорії. Довідник / О. Годлевська, І. Парнікоза, В. Різун, Г. Фесенко, Ю. Куцоконь, І. Загороднюк, М. Шевченко, Д. Іноземцева. Вид. друге, перероблене та доповнене. – Київ, 2010. – 80 с.

Федоров В.Д. О методах изучения фитопланктона и его активности. – М.: Изд.МГУ, 1979. – 168 с.

Федорова Л.В., Виктор-Набоков О.В., Краснобрыжий Н.Я. Атрактивность содержимого дубовых и грабовых дупел для комаров рода *Culex* (Diptera, Culicidae) // Патология членистоногих и биологические средства борьбы с вредными организмами (Тезисы докладов I Киевской городской конференции). Киев: 1974. – с. 164-165.

Фесенко Г.В., Бокотей А.А., Птахи фауни України (польовий визначник). – К., 2002. – 416 с.

Філь С.О. До питання про різницю між водосховищем і ставом // Питання рибництва: Матеріали II наукової конференції Молодих вчених 2-3 березня 1967 р. м. Київ. – К.: Урожай, 1969. – С. 47 – 50.

Филь С.А. Гидрологическая изученность малых водоёмов УССР и принципы их классификации // Труды ВНИИПРХ. – 1971. – Т. 18. – С. 218 – 221.

Фильчиков Л.П., Полищук В.В. Возрождение малых рек. К.: Урожай, 1989. – 184 с.

Формозов А.Н. Спутник следопыта. – М.: Изд. МОИП, 1951. – с.

Харитонов Н.Н. Влияние удобрений на повышение рыбопродуктивности прудов // Технология производства рыбы – К.: Колос, 1974. – С. 66 – 72.

Харитонов Н.Н. Биологические основы интенсификации прудового рыбоводства. – К.: Наукова думка, 1984. – 196 с.

Харитонов Н.Н., Кражан С.А., Лупачева Л.И., Микулина Н.Н. Влияние рыб на развитие естественной кормовой базы карповых прудов // Рыбное хозяйство, 1976. – вып. 22. – С. 51-56.

Хімко Р.В., Бабко Р.В. Вплив морфоперебудов русел малих річок на їх екосистеми // Перший з'їзд Гідроекологічного товариства України. Київ, 16-19 листопада 1993 р. Тези доп. Том.І – Київ, 1994. – С.135. 12.

Хомчук А.А. Влияние летования и обработки питомных прудов на повышение их рыбопродуктивности // Труды научно-исследовательского института прудового и озёрно-речного рыбного хозяйства. – 1950. – № 7. – С. 10 – 51.

Царенко П. Водойми як центри збереження різноманіття водоростей та безхребетних / Розбудова екомережі України. – К., 1999. – с.65 – 70.

Чижик А.К. Рыбоводство и ирригация. – М.: Колос, 1970. – 128 с.

Чухлібова Н.А., Дубовик Л.А. Вплив попусків з водосховищ на санітарно-біологічний режим малих річок // Проблеми малих річок України. К.: Наук.думка, 1974. – С. 162 - 164.

Шадрин Н.В. Зависимость продукционных характеристик водоёма от его морфометрии // Гидробиология и гидропаразитология Прибайкалья и Забайкалья. – Новосибирск, 1985. – С. 200 – 205.

Шарыгин С. А., Бандура В. И. К вопросу о вредителях прудового рыбоводства // Наземные и водные экосистемы: Межвуз. сб. – Горький: Горьковский ГУ, 1980. – С. 66 – 74.

Шеляг-Сосонко Ю. Головні риси екомережі України / Розбудова екомережі України.-К., 1999. с.13-22.

Шеремет В.П. Кровосисні комари України. – К.: Київський університет, 1998. – 34 с.

Шерман И.М., Чижик А.К. Прудовое рыбоводство. – К.: Вища школа, 1989. – 215 с.

Шмакова З.И., Жемаева Н.П., Тагирова Н.А., Кошелов С.В. Питание и рост сеголеток карпа при направленном формировании кормовой базы прудов // Рыбное хозяйство. Серия аквакультура: информационный пакет. – М.: ВНИЭРХ, 1996 – вып. 2. – С. 1-7.

Шпет Г.И. Рыбопродуктивность прудов УССР. – К.: 1962. – 33 с.

Шпет Г.И. Сравнительная эффективность использования единицы площади для рыбоводства и под сельскохозяйственные культуры // Гидробиологический журнал. – 1972. – Том 8, № 3. – С. 62 – 68.

Шпет Г.И. Харитонов Н.Н. Влияние выгула уток на повышение рыбопродуктивности крупных карповых прудов // Рыбное хозяйство. – 1965. – вып. 2. – С. 56-62.

Щербак В.И. К расчёту первичной продукции фитопланктона под 1 м кв. // Гидробиологические исследования водоёмов Юго-западной части СССР. Сб. научных трудов. – Киев: Наукова думка, 1982. – С. 130 – 131.

Щербак В.И. Изучение суточной динамики образования первичной продукции фитопланктона // Гидробиологические исследования водоёмов Юго-западной части СССР. Сб. научных трудов. – Киев: Наукова думка, 1982. – С. 131 – 132.

Щербак В. І. Методи досліджень фітопланктону // Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем. – Київ: 2002. – С. 41 – 47.

Щербак В.И., Кузьменко М.И. Интенсивность фотосинтеза фитопланктона на различных глубинах фотической зоны // Гидробиологический журнал. – 1987. Том 23, № 2. – С. 22 – 26.

Щербак В.І., Семенюк Н.Є. 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.

Щербак В.І. Порівняльна оцінка ступеню урбанізації водойм за різноманіттям фітопланктону / В.І. Щербак, Н.Є. Семенюк // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира

Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск „Гідроекологія”. – 2005. – № 3(26). Тернопіль. – 2005. – С. 498 – 500.

Щербак В.І., Семенюк Н.Є. Екологічний стан Оріхуватського ставу за фітопланктоном та можливість його рибогосподарського використання / В.І. Щербак, Н.Є. Семенюк // Рибне господарство. – 2006. – Вип. 65. – С. 75 – 83.

Юдович Ю.Б., Антонюк А.Б. Прогнозирование рыбопродуктивности нагульных прудов // Рыбное хозяйство. – 1989. – № 9. – С. 62 – 63.

Carlson R.E. A trophic state index for lakes // Limnology and Oceanography. – 1997. – Vol. 22, N 2. – P. 361 – 369.

Dubrovsky Yu.V. Rural ponds: landscape and habitat aspects / Methoda. Збірка наукових праць. Випуск “Фальцфейновські читання”. – Херсон: Атлант, 1999. – P. 68 – 71.

Dubrovsky Yu. V. Specific photosynthetic activity of plankton of fish-ponds in the Middle Dnieper area // Альгологія. – 1999. – Т. 9, № 2. – С. 46.

Dubrovsky Yu. V. An index of integral projective cover degree and prospects for its application. – Problems of today in bioindication and biomonitoring. Abstracts XI international symposium on bioindicators. Sycktivkar: 11-21 September, 2001. – P. 242.

Dubrovsky Y.V. Scientific and nature protection significance of model situations in the development of ecosystems // GISAP: Biology, Veterinary Medicine and Agricultural Sciences (periodical scientific journal of the International Academy of Science and Higher Education, London, UK). – 2013. – № 1. – P. 9 – 11.

Dubrovsky Yu.V. Justification of a rapid method for determining the species richness of small hydro-objects // GISAP: Biology, Veterinary Medicine and Agricultural Sciences (periodical scientific journal of the International Academy of Science and Higher Education, IASHE, London, UK). – 2016. – № 9. – P. 6 – 8.

Dubrovsky Yuriy. Features of Quasi-Natural Ecosystems and Their Role in the Conservation of Biodiversity // Ecology and Evolutionary Biology. – 2018. – Vol. 3, No. 4. – P. 27-32. doi: 10.11648/j.eeb.20180304.11

Dubrovsky Yuriy, Nekrasova Oksana. Statistical Analysis of Vertebrate Species Richness in Pond Wetlands of Ukraine // Abstract Book the 3rd International Symposium on EuroAsian Biodiversity. July 05-08, 2017, Minsk, Belarus. – M.: Belarusian State University, 2017. – P. 309.

Frantsevich Leonid, Kozeretska Iryna, Dubrovsky Yuriy, Markina Tetyana, Shumakova Iryna, Stukalyuk Stanislav. Transient leg deformations during eclosion out of a tight confinement: A comparative study on seven species of flies, moths, ants and bees // Arthropod Structure & Development. – 2017. – v.46. – P. 483 – 495.

Gray M. Geodiversity: valuing and conserving abiotic nature. – John Wiley & Sons, Ltd., 2004. – 434 p.

Kalal Ladislav. Príspevek k poznání potravy a škodlivosti vodních skokanů na pstruhových odchovných rybnících // Sborník lesnické fakulty Vysoké školy zemědělské Praze. – 1962. – Roc. 5. – S. 141 – 146.

Lac J. Príspevek k poznaniu potravy kunca ohnivého (*Bombina bombina* L.) // Biologia. Bratislava – 1958. – Roc. 13, № 11. – S. 844 – 853.

Lac J. Zhodnotenie významu obojživelníkov z headiska boja proti komárom v podmienkach Zitného ostrova // Biologia. Bratislava – 1959. – Roc. 14, № 4. – S. 265 – 274.

Prokopic I. O potrave a kanibalismu skokana zeleného // Ziva. – 1957. – Roc. 5, № 4. – S. 146 – 147.

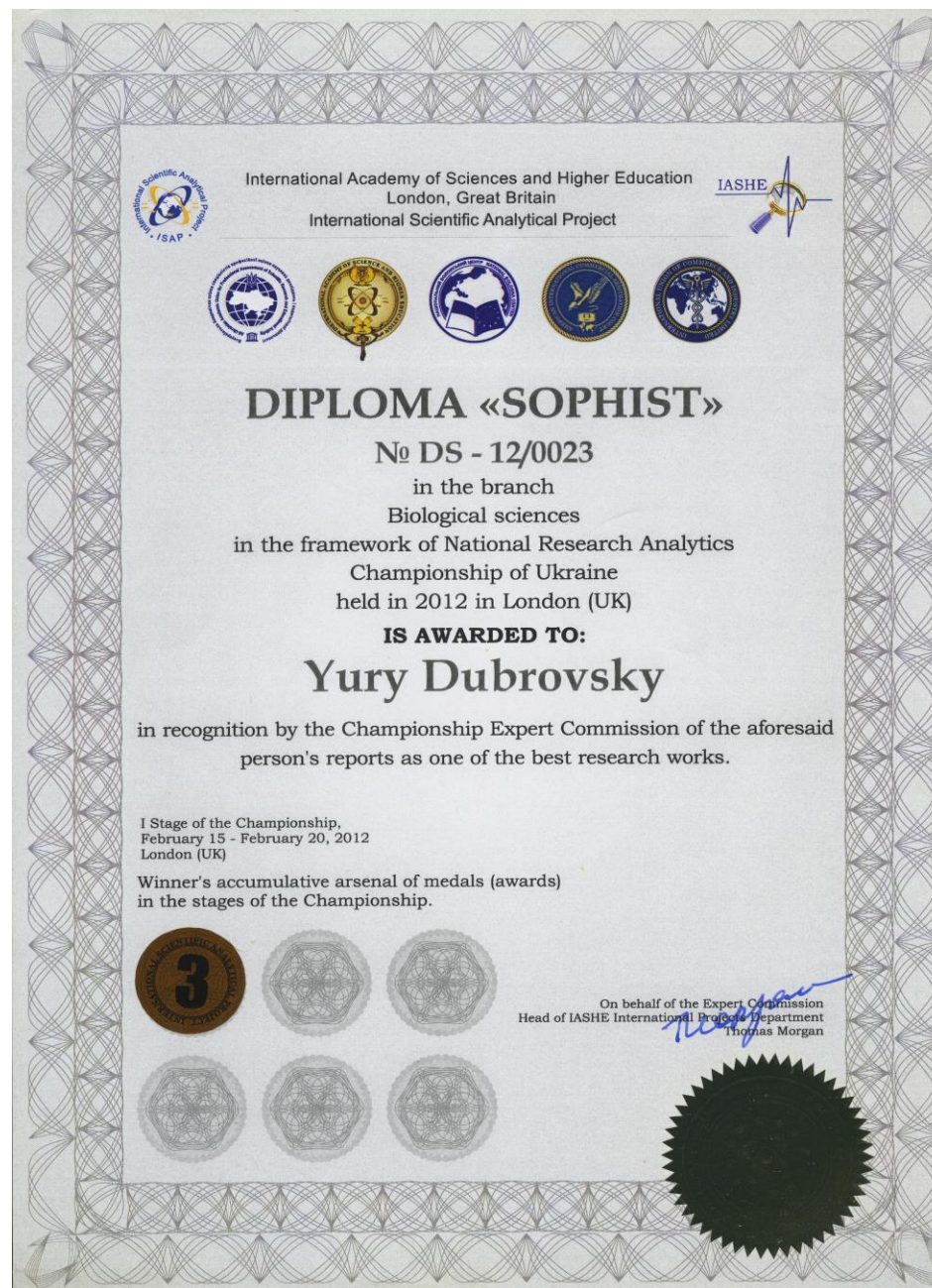
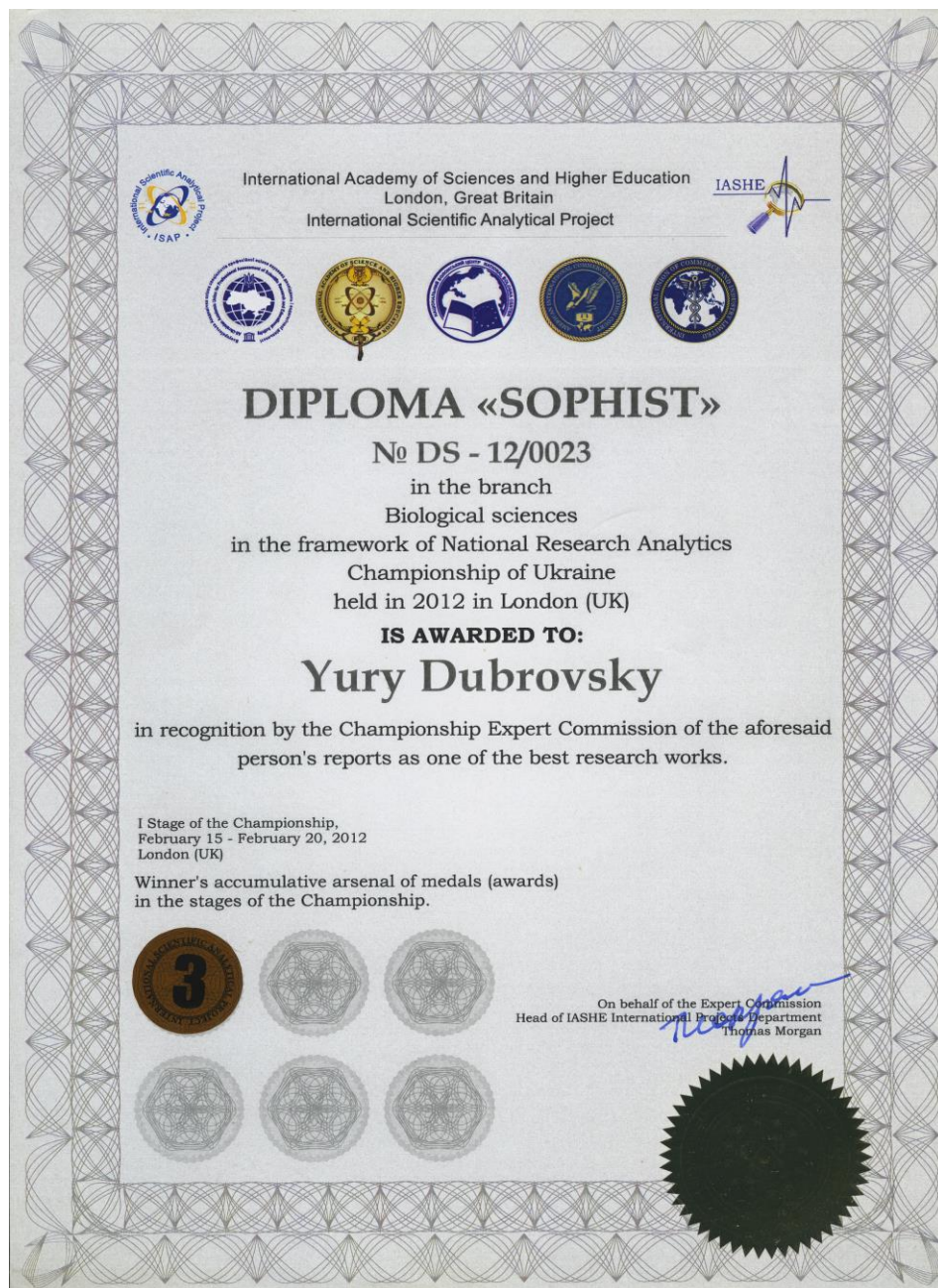
Stepanek O. Zelení skokani a pludkové rybníky // Časopis Národního muzea. – 1953. – Roc. 122, № 1-2. – S. 34 – 39.

Woodiwiss F.S. The Biological system of stream classification used by the Trent River Board // Chemistry and Industry. – 1964. – Vol. 11. – P. 443 – 447.

Додаток

Практичне впровадження отриманих результатів:

- Наукові нагороди, що отримали публікації за темою дисертації на чемпіонатах із наукової аналітики: с. 2–3
- Рацпропозиції: с. 4
- Акти впровадження: с. 5–6
- Листи подяки: с. 7







УДОСТОВЕРЕНИЕ

на рационализаторское предложение

№ 4/95-ОГИ

14.12.1995
(дата подачи)

В соответствии с пунктом 75 Положения об открытиях, изобретениях и рационализаторских предложениях, утвержденного постановлением Совета Министров СССР от 21 августа 1973 г. № 584, настоящее удостоверение выдано

Дубровскому Юрию Владимировичу

(фамилия, имя, отчество)

на предложение, признанное рационализаторским и принятое Украинским научно-исследовательским институтом аквакультуры

(наименование предприятия)

ирригационных гидросистем Минрибхоза

(организация, когда)

Украины

и использованию

под наименованием: "Простейшее устройство

для изучения продукционно-деструкционных процессов методом светлых и темных слоев по горизонтам" (поддержано фондом

Джона Д. и Катрин Т. Макартуров)

(м. п. предприятия)

14 декабря 1995

(организация)

И.С.Неборачек

Г-299.777. 3 тип. УВИ. Зак. 903



УДОСТОВЕРЕНИЕ

на рационализаторское предложение

№ 5/95-ОГИ

14.12.95
(дата подачи)

В соответствии с пунктом 75 Положения об открытиях, изобретениях и рационализаторских предложениях, утвержденного постановлением Совета Министров СССР от 21 августа 1973 г. № 584, настоящее удостоверение выдано

Дубровскому Юрию Владимировичу

(фамилия, имя, отчество)

на предложение, признанное рационализаторским и принятое Украинским научно-исследовательским институтом аквакультуры

(наименование предприятия)

ирригационных гидросистем Минрибхоза

(организация, когда)

Украины

и использованию

под наименованием: "Установка для экспонирования гидробиологических образцов у

поверхности водоема"/Работа поддержана Фондом Джона Д. и Катрин Т. Макартуров/

(м. п. предприятия)

Руководитель предприятия

(организация)

14 декабря 1995

И.С.Неборачек

Г-299.777. 3 тип. УВИ. Зак. 903



УДОСТОВЕРЕНИЕ

на рационализаторское предложение

№ 3

15.11.1994
(дата подачи)

В соответствии с пунктом 75 Положения об открытиях, изобретениях и рационализаторских предложениях, утвержденного постановлением Совета Министров СССР от 21 августа 1973 г. № 584, настоящее удостоверение выдано

Дубровскому Юрию Владимировичу,

(фамилия, имя, отчество)

Ковальчук Наталье Егоровне

на предложение, признанное рационализаторским и принятое Украинским научно-исследовательским институтом аквакультуры

(наименование предприятия)

ирригационных гидросистем Минсель-

(организация, когда)

хоза Украины

и использованию

под наименованием: "Упрощенный метод

определения и оперативного прогноза естественной рыбопродуктивности водоемов"

(м. п.)

Руководитель предприятия

(организация)

15 ноября 1994

Г-299.777. 3 тип. УВИ. Зак. 903

ЗАТВЕРДЖЕНО
Директор
агрофірми "Саківська"
Богдан В.М.
18.08.95

АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

1. Наукову розробку впроваджено у рибницькій бригаді агрофірми "Саківська" Хашківського районського району, що працює на водоймі "Центральний".
2. Найменування розробки: "Спрощений метод визначення та оперативного прогнозу природної рибопродуктивності водойм".
3. Згідно розробки пропонує Український науково-дослідний інститут аквакультури іригаційних гідроосистем.
4. Коротка характеристика розробки, що впроваджується: знаменні середній за період вирощування риби показник прозорості води, а при відсутності такого, показник прозорості води у другій половині травня, можна розрахувати добуву поверхневу продукцію фітопланктону і далі, природну рибопродуктивність водойми.
5. Об'єм та особливості впровадження: метод пропонується для впровадження у нагульних сілськогосподарських водоймах лісостепової зони. Виявлення складають водойми, що підлягають значному забрудненню речовинами, які суттєво підвищують мутність води.

Метод є надзвичайно простим і технічно вимагає лише проведення декількох вимірів прозорості води за диском Секкі.

Від Укр. НДІ аквакультури
іригаційних гідроосистем:
Директор
Науковий керівник
Відповідальний виконавець

Від агрофірми
"Саківська"
Директор
Рибовод
Бригadier

ЗАТВЕРДЖЕНО
Директор агрофірми "Саківська"
18.08.95

АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

1. Наукову розробку впроваджено у рибницькій бригаді агрофірми "Саківська" Хашківського районського району, що працює на водоймі "Центральний".
2. Найменування розробки: "Спрощений метод визначення та оперативного прогнозу природної рибопродуктивності водойм".
3. Згідно розробки пропонує Український науково-дослідний інститут аквакультури іригаційних гідроосистем.
4. Коротка характеристика розробки, що впроваджується: знаменні середній за період вирощування риби показник прозорості води, а при відсутності такого, показник прозорості води у другій половині травня, можна розрахувати добуву поверхневу продукцію фітопланктону і далі, природну рибопродуктивність водойми.
5. Об'єм та особливості впровадження: метод пропонується для впровадження у нагульних сілськогосподарських водоймах лісостепової зони. Виявлення складають водойми, що підлягають значному забрудненню речовинами, які суттєво підвищують мутність води.

Метод є надзвичайно простим і технічно вимагає лише проведення декількох вимірів прозорості води за диском Секкі.

Від Укр. НДІ аквакультури
іригаційних гідроосистем:
Директор
Науковий керівник
Відповідальний виконавець

Від Хашківської РМС
Головний
Рибовод
Бригadier

АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

1. Наукову розробку впроваджено у рибницькій бригаді агрофірми "Саківська" Хашківського районського району, що працює на водоймі "Центральний".
2. Найменування розробки: "Спрощений метод визначення та оперативного прогнозу природної рибопродуктивності водойм".
3. Згідно розробки пропонує Український науково-дослідний інститут аквакультури іригаційних гідроосистем.
4. Коротка характеристика розробки, що впроваджується: знаменні середній за період вирощування риби показник прозорості води, а при відсутності такого, показник прозорості води у другій половині травня, можна розрахувати добуву поверхневу продукцію фітопланктону і далі, природну рибопродуктивність водойми.
5. Об'єм та особливості впровадження: метод пропонується для впровадження у нагульних сілськогосподарських водоймах лісостепової зони. Виявлення складають водойми, що підлягають значному забрудненню речовинами, які суттєво підвищують мутність води.

Метод є надзвичайно простим і технічно вимагає лише проведення декількох вимірів прозорості води за диском Секкі.

Від Укр. НДІ аквакультури
іригаційних гідроосистем:
Директор
Науковий керівник
Відповідальний виконавець

Від агрофірми "Саківська"
Головний
Рибовод
Бригadier

ЗАТВЕРДЖЕНО

Директор агрофірми "Саківська"
А.П. Бєлєвський

АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

1. Наукову розробку впроваджено у рибницькій бригаді агрофірми "Саківська", що працює на водоймі о. Саківський Ізюмського району Ізюмської обл.
2. Найменування розробки: "Спрощений метод визначення та оперативного прогнозу природної рибопродуктивності водойм".
3. Згідно розробки пропонує Український науково-дослідний інститут аквакультури іригаційних гідроосистем /АНДІ/.
4. Коротка характеристика розробки, що впроваджується: знаменні середній за період вирощування риби показник прозорості води, а при відсутності такого, показник прозорості води у другій половині травня, можна розрахувати добуву поверхневу продукцію фітопланктону і далі, природну рибопродуктивність водойми.
5. Об'єм та особливості впровадження: метод пропонується для впровадження у нагульних сілськогосподарських водоймах лісостепової зони. Виявлення складають водойми, що підлягають значному забрудненню речовинами, які суттєво підвищують мутність води.

Метод є надзвичайно простим і технічно вимагає лише проведення декількох вимірів прозорості води за диском Секкі.

Від Укр. НДІ аквакультури
іригаційних гідроосистем:
Директор
Науковий керівник
Відповідальний виконавець

Від агрофірми "Саківська"
Директор
Рибовод
Бригadier

МІЖНАРОДНИЙ
СОЛОМОНІВ
УНІВЕРСИТЕТ

252039 УКРАЇНА,
Київ, Голосіївська, 12
тел./факс: (044) 265-16-50
(044) 265-28-05



INTERNATIONAL
SOLOMON
UNIVERSITY

12 Golosivska Str., Kyiv
252039, UKRAINE
Phone/FAX: (044) 265-16-50
(044) 265-28-05

N 942 від "6" вересня 1994
на N _____ від "____" _____ 199__ р.

Международный Соломонов Университет (МСУ) выражает признательность Фонду Джона Д. и Катрин Т. Макартуров за занятие по теме "Экологические основы комплексного водопользования на сельскохозяйственных водоемах", проведенное со студентами третьего курса биологического факультета МСУ стипендиатом Фонда Ю.В. Дубровским.

Ректор МСУ
доктор экономических наук,



А.И. Розенфельд

А.И. Розенфельд

МІЖНАРОДНИЙ
СОЛОМОНІВ
УНІВЕРСИТЕТ

252039 УКРАЇНА,
Київ, Голосіївська, 12
тел./факс: (044) 265-16-50
(044) 265-28-05



INTERNATIONAL
SOLOMON
UNIVERSITY

12 Golosivska Str., Kyiv
252039, UKRAINE
Phone/FAX: (044) 265-16-50
(044) 265-28-05

N 844 від "19" жовтня 1998
на N _____ від "____" _____ 199__ р.

Международный Соломонов Университет (МСУ) выражает признательность Фонду Джона Д. и Катрин Т. Макартуров за занятие по теме "Экология пресных водоемов", проведенное со студентами третьего курса биологического факультета МСУ стипендиатом Фонда Ю.В. Дубровским.



Ректор МСУ
доктор экономических наук,
профессор

А.И. Розенфельд

А.И. Розенфельд