

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

МЕДОВНИК ДМИТРО В'ЯЧЕСЛАВОВИЧ

УДК [597:556.53:911.375] (477) (043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ

**ЕКОЛОГО-ФІЗІОЛОГІЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ РИБНОГО НАСЕЛЕННЯ
МАЛИХ РІЧОК УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ**

03.00.10 – іхтіологія

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук

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

_____ Д. В. Медовник

(підпис, ініціали та прізвище здобувача)

Науковий керівник: Романенко Віктор Дмитрович, д. б. н., академік НАН України

(прізвище, ім'я по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

Київ – 2020

АНОТАЦІЯ

Медовник Д. В. Еколого-фізіологічні характеристики рибного населення малих річок урбанізованих територій. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук зі спеціальності 03.00.10 «Іхтіологія». – Інститут гідробіології НАН України, Київ, 2020.

Дисертаційна робота присвячена вивченню популяційних, морфо-фізіологічних і фізіолого-біохімічних характеристик риб за адаптації до існування в малих річках урбанізованих територій, та закономірностей формування видової й екологічної структури рибного населення зазначених водотоків залежно від рівня антропогенного навантаження, зокрема характеру трансформації русла.

Відомо, що формування структури іхтіофауни малих річок, які протікають урбанізованими територіями, залежить від порушень гідрологічного режиму, спричинених антропогенною трансформацією русла внаслідок гідротехнічного будівництва. Тому розробка й оптимізація заходів, спрямованих на збереження і відновлення екологічного стану значно порушених водних об'єктів, потребує дослідження еколого-фізіологічних характеристик рибного населення на ділянках малих річок урбанізованих територій з різним характером і ступенем антропогенного навантаження.

Прикладом таких водотоків можуть виступати малі річки, які протікають територією м. Києва та зазнали значного ступеню антропогенної трансформації внаслідок будівництва на них гідротехнічних споруд різного типу. Також цим річкам властиве надходження токсикантів зі зливовим стоком та їх акумуляція у донних відкладах. Згідно Керівництва № 4 до Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС такі річки мають бути віднесені до категорії значно змінених водних об'єктів. Разом з тим, попри істотне антропогенне навантаження, в наведених малих річках відмічена присутність рибного населення.

Необхідно відзначити, що в досліджуваних річках рибне населення було виявлено переважно в нижній і середній течії, співвідношення кількості видів риб між якими становило близько 3 : 1. У складі іхтіофауни р. Либідь виявлено 16 видів риб, р. Сирець – 11, а р. Нивка – 9, р. Горенка (умовний контроль) – 7.

При цьому особливості видової структури на досліджених ділянках водотоків значною мірою узгоджувалися з типом трансформації русла – переривання річки водозливами та уповільнення течії внаслідок створення побічних водних об'єктів.

Так, у нижній течії річок, сполучених з водосховищем та озером (річки Либідь і Сирець), відмічено відповідно 16 і 10 видів риб, 7 і 6 з яких зустрічались у водотоках незалежно від сезону року, при цьому 9 і 4 види здійснювали міграції з приймаючої водойми протягом вегетаційного періоду. В той же час на ділянках у середній течії, відокремлених від гирла річки гідротехнічними спорудами, було відмічено значно менше видове багатство риб, яке було представлено виключно резидентними видами. За наявності ставків (річки Нивка і Горенка) у складі рибного населення зареєстровано 9 і 7 видів, а за їх відсутності (р. Сирець) – лише 3 види. Тобто, порівняно високі показники видового багатства значною мірою залежать від сполучення малих річок з іншими водними об'єктами, які є резерватами для більшості відмічених видів риб.

Вищенаведена тенденція підтверджується значеннями індексу Шеннона – 1,18–1,85 за умов сполучення ділянки русла з приймаючою водоймою та 0,87–1,30 на ділянках, відокремлених гідротехнічними спорудами. Схожість видового складу риб на ділянках з однаковим типом трансформації русла показано порівняно високими значеннями коефіцієнта Сьєренсена – 0,62 на ділянках, сполучених з приймаючою водоймою (річки Либідь та Сирець), та 0,60 на ділянках з русловими ставками (річки Нивка та Горенка).

З 6 родин риб, відмічених у водотоках, за кількістю видів (70%) та чисельністю (88%), переважала родина Коропові, тоді, як родини В'юнові, Колючкові, Окуневі, Головешкові й Бичкові були представлені одиничними видами. З 20 видів риб, зареєстрованих на досліджених ділянках річок, 5 було

відмічено незалежно від типу трансформації русла. До них можна віднести аборигенних плітку звичайну (*Rutilus rutilus* (L.), 1758), пічкара звичайного (*Gobio gobio* (L.), 1758), окуня звичайного (*Perca fluviatilis* L., 1758) та інвазивних триголкову колючку звичайну (*Gasterosteus aculeatus* L., 1758) і карася китайського (*Carassius auratus* (L.), 1758), що відрізняються значною екологічною пластичністю. Разом з тим більшість лімnofільних видів риб набули поширення виключно на тих ділянках русла, де спостерігалось уповільнення течії внаслідок зарегулювання річки. Тобто вказані представники рибного населення не виявили здатності адаптуватись до існування в умовах руслових ділянок малих річок за збереженої в повній мірі проточності. В той же час середньоциклові реофільні аборигенні види риб були зареєстровані лише за умов збереження міграційних шляхів до приймаючої водойми. Це може бути пов'язано з біологічними особливостями видів відносно умов існування на відокремлених гідроспорудах ділянках річок. В цілому представленість певних видів риб у малих річках обумовлювалась відповідністю їх екологічних особливостей умовам середовища та можливістю міграцій із суміжних водних об'єктів.

Структура домінуючих комплексів також залежала від особливостей гідрологічного режиму. Домінування індиферентних до швидкості течії аборигенного в'язя звичайного (*Idus idus* (L.), 1758) та верховодки звичайної (*Alburnus alburnus* (L.), 1758) спостерігалось при сполученні ділянок русла з приймаючою водоймою, а за її відсутності – аборигенного реофіла пічкара звичайного та представників короткоциклових інвазивних лімnofільних видів.

Варто відзначити, що набуття інвазивними видами масовості та їх входження до домінуючих комплексів спостерігалось виключно за відсутності конкуренції та хижацтва з боку аборигенних середньоциклових видів риб та розбіжності між їх способом живлення.

Екологічна структура рибного населення малих річок залежала від типу трансформації русла. Так, на ділянках водотоків, обмежених водозливами, переважали інвазивні, короткоциклові, лімnofільні види риб; за способом живлення найбільш чисельними були зообентофаги. Збереження сполучення з

приймаючою водоймою характеризувалося наявністю аборигенних, середньоциклових, індіферентних до швидкості течії видів, а за способом – живлення чисельним переважанням зоопланктофагів. У всіх водотоках спостерігалася низька кількість і чисельність хижих видів риб, які були представлені переважно одиничними екземплярами окуня звичайного (*P. fluviatilis*) та головешки ротаня (*Perccottus glenii* D y b o w s k i, 1877). Необхідно відмітити, що з 20 відмічених видів риб лише аборигенний пічкур звичайний та інвазивний карась китайський стабільно зустрічались на всіх трансформованих ділянках з притаманним їм ступенем антропогенного навантаження, що свідчить про їх значний адаптивний потенціал порівняно з іншими видами.

Адаптовані до різних умов існування в малих річках пічкур звичайний і карась китайський виявляли подібну стратегію росту, розвитку і відтворення. Встановлено, що популяції пічкура звичайного на ділянках річок з різним ступенем трансформації русла були представлені п'ятьма віковими групами (0+ – 4+) зі значною часткою цьоголітків (56–59%), а карася китайського – чотирма (0+ – 3+), з часткою цьоголітків 39–45%.

У пічкура звичайного і карася китайського статева зрілість була притаманна особинам, починаючи з 2-го року життя, співвідношення статей наближалось до 1 : 1 з незначним переважанням самців (відповідно 56–57% та 57–67%).

Вищі темп росту, вгодованість і плодючість були притаманні особинам обох видів за існування на зарегульованих ділянках русла, що може свідчити про більш сприятливі умовами нагулу внаслідок інтенсивного накопичення донних відкладів та, відповідно, розвитку кормової бази – макрзообентосу.

Разом з тим в умовах антропогенного впливу у них відзначені підвищені частота трапляння аномалій розвитку, відносна маса печінки, інтенсивність анаеробного обміну та перебіг деструктивних процесів в організмі, що свідчить про наявність шкодочинного впливу, зумовленого токсичним забрудненням оточуючого середовища.

Можна припустити, що дані види риб адаптувалися до існування в істотно змінених водних об'єктах всупереч шкодочинному впливу, зумовленому антропогенним навантаженням.

Проведений аналіз деяких біохімічних показників у аборигенного і інвазивного видів показав, що у пічкара звичайного, який адаптувався до існування в річках Либідь і Нивка, відзначено тенденцію до підвищеної активності ферментів гамма-глутамілтранспептидази (ГГТП), лактатдегідрогенази (ЛДГ) і лужної фосфатази (ЛФ) на 77–127, 31–116 і 24–184% відповідно.

Підвищена активність ГГТП у тканинах печінки пічкара звичайного, що відображає напруженість метаболічних процесів за токсичного ураження, підтверджує припущення щодо його існування в умовах забрудненого середовища і може бути обумовлена споживанням зообентосу, що розвивався в токсичних донних відкладах. Збільшена активність ЛДГ, що свідчить про вищий рівень анаеробного обміну, вказує на підвищення енергетичних потреб організму для забезпечення швидкого розвитку неспецифічної компенсаторно-адаптивної реакції на шкодочинний вплив середовища. Разом з тим за існування в умовах значного антропогенного навантаження у пічкара звичайного було виявлено тенденцію до зростання вмісту в тканинах енергоємних сполук – глікогену, білків і ліпідів, а також кінцевого продукту пероксидного окиснення ліпідів (ПОЛ) – малонового діальдегіду (МДА), збільшений рівень вмісту якого свідчить про дисбаланс біохімічних процесів, спричинений тривалим впливом токсичного забруднення середовища.

У інвазивного виду – карася китайського – також відмічено істотно вищу активність ЛДГ і ГГТП в тканинах, в 1,4–12,1 разів відповідно, за існування в умовах порушених ділянок водотоків, що може свідчити про інтенсифікацію анаеробного обміну у відповідь на шкодочинний вплив середовища. В той же час у цього виду риб не виявлено прямої залежності вмісту білка й ліпідів у тканинах від якості водного середовища, однак відмічено тенденцію до зниженого вмісту глікогену печінці (на 7–46%) за існування в умовах антропогенного навантаження.

Таким чином, у обох досліджених видів риб за адаптації до умов значно змінених водних об'єктів відзначено інтенсифікацію анаеробного обміну та розвиток деструктивних процесів у тканинах печінки, що свідчить про наявність шкодочинного впливу середовища. При цьому пічкур звичайний в умовах антропогенного навантаження відзначався тенденцією до підвищеного вмісту в тканинах енергоємних сполук, тоді як карась китайський – істотно зниженим вмістом глікогену в тканинах печінки. Останнє може бути пояснене як властивою карасю інтенсивною витратою депонованого глікогену для забезпечення адаптивних реакцій, так і менш сприятливими умовами нагулу для цього виду риб в умовах трансформованих малих річок за низької біомаси планктону та конкуренції зі спеціалізованим зообентофагом пічкурком.

На основі отриманих даних доцільно зробити висновок, що до існування в малих річках урбанізованих територій повною мірою адаптувались лише короткоциклові представники іхтіофауни, тоді як аборигенні середньоциклові види риб, які здатні стримувати масове розмноження інвазивних видів, можуть тимчасово заходити до малих річок лише за умов збереження міграційних шляхів. Підвищенню різноманіття рибного населення в малих річках сприятиме збереження неперервності течії та зв'язку з приймаючою водою.

Ключові слова: малі річки урбанізованих територій, структура рибного населення, якість води та донних відкладів, еколого-фізіологічні характеристики.

ABSTRACT

Medovnyk D. Ecological and physiological characteristics of the fish population of small rivers of urbanized territories. – Manuscript.

Thesis for obtaining the Doctor of Philosophy degree (PhD) in Biological Sciences, specialty 03.00.10 "Ichthyology". – Institute of Hydrobiology, National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, 2020.

The work is devoted to the study of population, morpho-physiological and biochemical characteristics of fish adapted to residence in small rivers of urbanized

territories, and the formation patterns of fish population species and ecological structure in these watercourses, depending on the anthropogenic pressure level, in particular the character of riverbed transformation.

It is known that the formation of the ichthyofauna structure of small rivers flowing in urban areas depends on the hydrological regime disturbances caused by the anthropogenic transformation of the channel as a result of hydraulic engineering. Therefore, the development and optimization of measures aimed at preserving and restoring the ecological status of significantly disturbed water bodies requires the study of the ecological and physiological characteristics of fish population in watercourses sections of small rivers of urban areas with different character and degree of anthropogenic pressure.

Such rivers can be exemplified by small rivers flowing through the territory of Kyiv and have undergone a significant degree of anthropogenic transformation due to the construction of hydraulic structures of different types on them. Also, these rivers are characterized by the flow of toxicants with runoff and their accumulation in the sediments. According to WFD CIS Guidance Document No. 4, such rivers should be categorized as heavily modified waterbodies. However, despite the significant anthropogenic load, the fish populations presence is noted in these small rivers.

It should be noted that the fish population was found mainly in the lower and middle reaches of the studied rivers, the ratio of the number of fish species between which was about 3: 1. In the ichthyofauna of the river Lybid 16 species of fish were found, the river Syrets - 11, and the river Nivka - 9, the river Gorenka – 7 species.

At the same time, the species structure peculiarities in the investigated watercourses sections were largely consistent with the type of riverbed transformation - interruption of the river by hydrotechnical structures or flow slowing due to side water bodies creation.

Thus, in the lower stream sections of small rivers connected to reservoir or lake (Lybid and Syrets rivers), respectively 16 and 10 fish species were identified, 7 and 6 of which were found in the streams irrespective of the season of the year, with 9 and 4 species migrating from the host reservoirs during the growing season. At the same time,

in the middle flow watercourses sections separated from the river mouth by hydrotechnical structures, a much smaller fish species was noted, which was represented only by resident species. In the presence of ponds (Nivka and Gorenka rivers), 9 and 7 fish species are registered, and in their absence (Syrets river) there are only 3 species were present. That is, relatively high species richness is highly dependent on the small rivers interconnection with other water bodies, which are refuges for most of the identified fish species.

The above trend is confirmed by the Shannon index values, which amounted to 1.18–1.85 in the conditions of channel section connection with the receiving reservoir and 0.87–1.30 in the sections separated by hydraulic structures. The similarity of the fish species composition in the sections with the same channel transformation type is shown by the relatively high Sierensen coefficient values which was 0.62 in the sections connected to the receiving water body (Lybid and Syrets rivers) and 0.60 in the sections with the ponds (Nyvka and Gorenka rivers).

Of the 6 families of fish recorded in streams, the number of species (70%) and abundance (88%) was dominated by the Cyprinidae, while the Cobitidae, Gasterosteidae, Percidae, Odontobutidae and Gobiidae families were represented by single species. Of the 20 fish species recorded in the surveyed river sections, 5 were identified irrespective of the type of channel transformation. These include aboriginal Roache (*Rutilus rutilus* (L.), 1758), Common Gudgeon (*Gobio gobio* (L.), 1758), European perch (*Perca fluviatilis* L., 1758) and invasive European threespined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L., 1758) and Goldfish (*Carassius auratus* (L.), 1758), characterized by significant environmental plasticity. At the same time, most limnophilic fish species were marked exclusively in those sections of the watercourses where was slowing down of the flow due to river regulation. That is, these representatives of the fish population did not show the ability to adapt to the existence on sections of small rivers with preserved full flow. At the same time, mid-cycle rheophilic native fish species were noted only if migration routes to the receiving water body were maintained.

The dominant complexes structure also depended on the hydrological regime. The dominance of the Ide (*Idus idus* (L.), 1758) and Bleak (*Alburnus alburnus* (L.), 1758) indigenous to the flow velocity was observed at the connection of channel sections with the receiving reservoir, and in its absence the dominance of the aboriginal rheophile Common gudgeon and representatives of short-cycle invasive limnophilous species was observed.

It should be noted that the acquisition of invasive species and their occurrence in the dominant complexes was observed solely in the absence of competition and predation by native middle-cycle fish species and differences between their diet.

The ecological structure of the small river fish population depended on the riverbed transformation type. Thus, invasive, short-cycle, limnophilic fish species prevailed in watercourses sections bounded by dams; in way of nutrition, the most numerous were zoobenthophages. The preservation of the combination with the receiving reservoir was characterized by the presence of aboriginal, medium-cycle, rate-indifferent species, and the numerical predominance of zooplanktophages. In all streams there was a low number and abundance of carnivorous fish species, which were represented mainly by single specimens of European perch (*P. fluviatilis*) and Amur sleeper (*Perccottus glenii* D y b o w s k i, 1877). It should be noted that of the 20 fish species identified, only native Common gudgeon and invasive Goldfish were stable in all transformed river sections with their degree of anthropogenic load, indicating their considerable adaptive potential compared to other species.

Adapted to different conditions of existence in small rivers, Common gudgeon and Goldfish have shown a similar strategy for growth, development and reproduction. It was found that populations of Common gudgeon on river sections with varying degrees of riverbed transformation were represented by five age groups (0+ - 4+) with a significant part of adolescents (56-59%), and Goldfish by four age groups (0+ - 3+). , with a part of 39-45% adolescents.

For both Common gudgeon and Goldfish, sexual maturation was common starting from the age of 2 years, with the sex ratio approaching 1: 1 with a slight predominance of males (56–57% and 57–67%, respectively).

Higher growth rates, fecundity indexes and fertility were characteristic of both species on regulated sections of the rivers, which may indicate more favorable feeding conditions due to the intensive accumulation of bottom sediments and, accordingly, the development of the feed base (macrozobenthos).

However, in anthropogenic conditions, they have an increased incidence of abnormalities, hepatosomatic index, intensity of anaerobic metabolism and the destructive processes in the body, which indicates the presence of harmful effects caused by toxic pollution of the environment. It can be assumed that these fish species have adapted to exist in significantly modified water bodies despite the adverse effects caused by anthropogenic pressure.

The analysis of some biochemical parameters of native and invasive species showed that the Common gudgeon, which adapted to the existence in Lybid and Nivka rivers, showed a tendency of increased activity of enzymes gamma-glutamyltranspeptidase (GGTP), lactate dehydrogenase (LDH) and alkaline phosphatase (ALP) by 77–127, 31–116 and 24–184%, respectively.

Increased activity of GGTP in liver tissues of the Common gudgeon, which reflects the intensity of metabolic processes in toxic damage, confirms the assumption of its existence in the contaminated environment and may be due to the consumption of zoobenthos from toxic sediments. Increased activity of LDH, which indicates a higher level of anaerobic metabolism, indicates an increase in energy needs of the body to ensure the rapid nonspecific compensatory-adaptive response to the harmful effects of the environment. However, in the presence of a significant anthropogenic load in the Common gudgeon tended to increase the content of energy-intensive compounds - glycogen, proteins and lipids in the tissues, as well as the final product of lipid peroxide oxidation - malondialdehyde (MD) increased, which testifies to the biochemical processes imbalance caused by the prolonged exposure to toxic pollution.

The invasive Goldfish also showed significantly higher LDH and GGTP activity in tissues, 1.4–12.1 times, respectively, for existence in disturbed sections of watercourses, which may indicate intensification of anaerobic metabolism in response to the harmful effects of the environment. At the same time, for this fish species, no

direct dependence of protein and lipid content in tissues on the quality of the aquatic environment was detected, but a tendency towards decreased liver glycogen content (by 7–46%) was observed in the case of existing under anthropogenic pressure.

Thus, for both fish species studied, the anaerobic metabolism and the destructive processes in the liver tissues were intensified, which showed a harmful effect of the environment, when adapted to the conditions of significantly altered water bodies. In this case, the Common gudgeon under anthropogenic loading was characterized by a tendency to an increased content in the tissues of energy-intensive compounds, while the Goldfish had significantly reduced glycogen content in the liver tissues. The latter may be explained by the intrinsic consumption of glycogen deposited by it to provide adaptive responses and the less favorable feeding conditions for this fish species in transformed small rivers with low plankton biomass and competition conditions with specialized zoobenthophage Common gudgeon.

Based on the data obtained, it is reasonable to conclude that only short-cycle ichthyofauna representatives are fully adapted to the existence of urbanized small rivers, whereas native middle-cycle fish species that are able to restrain invasive species from breeding may temporarily access small rivers only if migration routes are maintained. Increasing the diversity of small rivers fish population requires preservation of stream continuity and connection with receiving water body.

Key words: small rivers of urbanized territories, structure of fish population, water and bottom sediments quality, ecological and physiological characteristics.

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у фахових наукових виданнях

1. **Медовник Д. В.**, Алексієнко В. Р. Характеристика іхтіофауни колектора на р. Нивка (м. Київ). *Вісник Львівського ун-ту. Сер. Біологічна*. 2014. № 64. С 250–254. (відбір та обробка матеріалу, участь у аналізі даних та написанні статті).

2. Romanenko V. D., **Medovnik D. V.** Species Composition and Ecological Characteristics of the Fish Fauna of Small Rivers of Urban Territories. *Hydrobiol. J.* 2017. Vol. 53, N 6. P. 3–11. (відбір та обробка матеріалу, аналіз даних та участь у написанні статті).

3. **Медовник Д. В.** Міжвидові відносини інвазивних та аборигенних видів риб у малих річках урбанізованих територій. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного ун-ту. Сер. Біологія*. 2018. №2 (73). С. 170–174. (відбір та обробка матеріалу, аналіз даних та участь у написанні статті).

4. **Медовник Д. В.** Малі річки урбанізованих територій як середовище існування іхтіоценозів. *Рибогосподарська наука України*. 2018. №3 (45). С. 5–15. (відбір та обробка матеріалу, аналіз даних та участь у написанні статті).

5. Krot Yu. G., **Medovnyk D. V.**, Prychepa M. V. Peculiarities of physiological adaptation in fishes of small rivers of the urbanized territories. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 1. P. 50–57. (відбір матеріалу та участь у обробці матеріалу, аналізі даних та написанні статті)

6. **Medovnyk D. V.** Ecological-physiological features of native and invasive fish species in small rivers under different degree of transformation. *Hydrobiol. J.* 2019. Vol. 55, N 4. P. 63–74. (відбір та обробка матеріалу, аналізі даних та написанні статті).

Матеріали та тези доповідей конференцій

7. **Медовник Д. В.** Біологічні особливості деяких видів риб із закритого колектора на р. Нивка (м. Київ). *Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем* : збірник матеріалів науково-практичної конференції, присвяченої 75-річному ювілею Інституту гідробіології НАН України. Київ, 2015. С. 47–48.

8. **Медовник Д. В.**, Причеп М. В. Якісний і кількісний склад іхтіофауни річок Либідь, Нивка та Сирець (м. Київ). *Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем* : збірник матеріалів III науково-практичної конференції для молодих вчених. Київ, 2016. С. 35–37.

9. **Медовник Д. В.**, Причеп М. В. Сучасний стан іхтіофауни озера Кирилівське // *Біологічні дослідження – 2017* : збірник наукових праць VIII Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю. Житомир, 2017. С. 97–100.

10. **Медовник Д. В.**, Причеп М. В. Особливості фізіологічної адаптації аборигенних та інвазивних видів риб у малих річках урбанізованих територій. *Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем* : збірник матеріалів IV науково-практичної конференції для молодих вчених, присвяченої 100-річчю Національної академії наук України. Київ, 2017. С. 43–44.

11. **Медовник Д. В.** Видовий склад іхтіофауни антропогенно трансформованої малої річки Почайна (м. Київ) // *Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем* : збірник матеріалів V науково-практичної конференції молодих вчених. Київ, 2018. С. 38–40.

12. Крот Ю. Г., **Медовник Д. В.** Взаємодія резидентних і мігруючих видів риб у малих річках урбанізованих територій // *VII Всеукраїнська наукова конференція «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології»*, присвячена 100-річчю від дня заснування Національної академії наук України : тези доповідей. Київ : Ніка-Центр, 2018. С. 157–158.

13. **Медовник Д. В.** Морфологічні аномалії розвитку риб малих річок Нивка та Горенка // *Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті проблем довкілля та соціальних викликів* : збірник матеріалів VIII з'їзду Гідроекологічного товариства України, присвяченого 110-річчю заснування Дніпровської біологічної станції. Київ, 2019. С. 208–210.

ЗМІСТ

	ст.
ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ	18
ВСТУП	20
РОЗДІЛ 1. СТАН РИБНОГО НАСЕЛЕННЯ МАЛИХ РІЧОК УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ	25
1.1. Структура рибного населення малих річок, що протікають урбанізованими територіями.....	25
1.1.1. Особливості структури рибного населення малих річок.....	25
1.1.2. Зміни структури рибного населення за умов антропогенного навантаження.....	28
1.2. Вплив екологічних чинників на життєдіяльність риб.....	30
1.3. Метаболічна відповідь організму риб на токсичне забруднення середовища.....	33
1.4. Особливості кормової бази риб у малих річках урбанізованих територій.....	40
1.4.1. Якісний та кількісний склад кормової бази риб у малих річках.....	40
1.4.2. Стан кормової бази риб за умов антропогенного навантаження.....	41
1.5. Якість середовища існування риб у малих річках за умов значного антропогенного навантаження.....	43
1.5.1. Якість середовища існування риб за умов забруднення водотоків.....	44
1.5.2. Якість середовища існування риб за умов трансформації русла.....	46
РОЗДІЛ 2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	48
2.1. Характеристика дослідних ділянок річок.....	48
2.2. Методи відбору та обробки матеріалів.....	51
РОЗДІЛ 3 ХАРАКТЕРИСТИКА СТАНУ РІЧОК ЛИБІДЬ, НИВКА, СИРЕЦЬ І ГОРЕНКА НА ДІЛЯНКАХ З РІЗНИМ СТУПЕНЕМ АНТРОПОГЕННОГО ПОРУШЕННЯ	55
3.1. Фізико-географічна і екологічна характеристика водотоків.....	55
3.2. Якість водного середовища за гідрохімічними показниками.....	66
3.3. Рівень токсичності водного середовища і донних відкладів.....	67

РОЗДІЛ 4 ВИДОВА ТА ЕКОЛОГІЧНА СТРУКТУРА РИБНОГО НАСЕЛЕННЯ МАЛИХ РІЧОК ЗА РІЗНОГО ТИПУ ТРАНСФОРМАЦІЇ РУСЛА.....	70
4.1. Видова структура іхтіофауни за різного характеру трансформації русла.....	70
4.1.1. Видове різноманіття іхтіофауни.....	70
4.1.2. Якісний і кількісний склад іхтіофауни.....	75
4.2. Екологічна структура іхтіофауни за різного характеру трансформації русла.....	103
4.2.1. Представленість екологічних груп.....	103
4.2.2. Натуралізація інвазивних видів риб.....	106
4.2.3. Мігруючі та резидентні види риб.....	109
РОЗДІЛ 5 МОРФО-ФІЗІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТА ОСОБЛИВОСТІ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ ПІЧКУРА ЗВИЧАЙНОГО І КАРАСЯ КИТАЙСЬКОГО ЗА РІЗНОГО СТУПЕНЮ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ.....	114
5.1. Характеристика популяцій аборигенного виду пічкара звичайного...	114
5.2. Характеристика популяцій інвазивного виду карася китайського.....	120
РОЗДІЛ 6 ЗМІНА ДЕЯКИХ БІОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ПІЧКУРА ЗВИЧАЙНОГО ТА КАРАСЯ КИТАЙСЬКОГО В УМОВАХ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ.....	127
6.1. Активність деяких ферментів та вміст кінцевого продукту ПОЛ у тканинах.....	127
6.2. Особливості накопичення енергоємних сполук у тканинах.....	140
ВИСНОВКИ.....	154
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	156

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ

l – іхтіологічна довжина;
с – довжина голови;
Н – найбільша висота тіла;
h – найменша висота тіла;
iН – найбільша товщина тіла;
aD – антедорзальна відстань;
pD – постдорзальна відстань;
aP – антепектральна відстань;
aA – антеанальна відстань;
aa – відстань від кінчика риля до анального отвору;
V-a – відстань від основ черевних плавців до анального отвору;
a-A – відстань від анального отвору до основи анального плавця;
pl – довжина хвостового стебла;
PV – пектровентральна відстань;
PA – пектроанальна відстань;
VA – вентроанальна відстань;
ID – довжина основи спинного плавця;
hD – висота спинного плавця;
IA – довжина основи анального плавця;
hA – висота анального плавця;
IP – довжина грудного плавця;
IV – довжина черевного плавця;
IC₁ – довжина верхньої лопаті хвостового плавця;
IC₂ – довжина нижньої лопаті хвостового плавця;
hc – висота голови через середину ока;
hc₁ – висота голови біля потилиці;
o – горизонтальний діаметр ока;
po – позаочна відстань;

r – довжина риля;
 slr – довжина вусика;
 l, l_1 – число лусок у бічній лінії;
 D – число променів у спинному плавці;
 A – число променів у анальному плавці;
 P – число променів у грудному плавці;
 V – число променів у черевному плавці;
 C – число променів у хвостовому плавці;
 m – маса тіла;
 K_f – коефіцієнт вгодованості за Фультоном;
 K_k – коефіцієнт вгодованості за Кларк;
 IA_P – індивідуальна абсолютна плодючість;
 IB_P – індивідуальна відносна плодючість;
 BCK – біохімічне споживання кисню;
 XCK – хімічне споживання кисню;
 n – кількість об'єктів у вибірці;
 $M \pm m$ – середня арифметична та середнє квадратичне відхилення;
 P – рівень значимості t -критерію Ст'юдента;
 r – коефіцієнт кореляції Пірсона;
 $ГГТП$ – гамма-глутамілтранспептидаза;
 $ЛДГ$ – лактатдегідрогеназа;
 $ЛФ$ – лужна фосфатаза;
 $МДА$ – малоновий діальдегід;
 $ПОЛ$ – пероксидне окиснення ліпідів.

ВСТУП

Актуальність теми. Під час глобального зарегулювання великих рік малі річки слугують основними резерватами для реофільної іхтіофауни [55, 61], екологічні особливості представників якої не дозволяють їм повною мірою адаптуватись до існування у водосховищах [198, 217]. Проте, виступаючи рефугіумами для популяцій рідкісних видів риб, малі річки відіграють і роль екологічних коридорів для небажаних інтродуцентів [127]. При цьому, іхтіофауна малих річок відома найбільшою чутливістю до дії різноманітних природних і антропогенних чинників [20, 55]. Так, формування структури рибного населення малих річок урбанізованих територій залежить від ступеню антропогенного навантаження, зокрема від характеру трансформації цих водотоків. Каналізування русла, спорудження водозливів та побічних водних об'єктів порушують їх гідрологічний режим, спричиняючи зникнення зі складу іхтіоценозів одних видів риб та зростання чисельності інших [20, 55]. Прикладом таких річок можуть слугувати водотоки, які протікають територією м. Києва та зазнали різного ступеню антропогенної трансформації внаслідок гідротехнічного будівництва. Разом з тим, попри істотне антропогенне навантаження, у вказаних малих річках відмічена присутність рибного населення [216]. При цьому видове різноманіття іхтіофауни вказаних водотоків, її якісний і кількісний склад та представленість у ній видів, що належать до різних екологічних груп, до останнього часу були висвітлені лише фрагментарно і стосувались переважно результатів епізодичних досліджень на окремих руслових ставках [21, 52].

Враховуючи вищенаведене, збереження видового багатства аборигенної іхтіофауни потребує дослідження впливу антропогенного навантаження на рибне населення малих річок, зокрема вивчення закономірностей формування структури іхтіоценозів, еколого-фізіологічних особливостей та адаптивної здатності риб на ділянках з різним ступенем порушення в залежності від якості оточуючого середовища.

Об'єктом дослідження представленої роботи є рибне населення малих річок урбанізованих територій з різним типом трансформації русла та ступенем антропогенного навантаження. **Предметом** – видове різноманіття, якісний і кількісний склад рибного населення, представленість екологічних груп та особливості адаптації до умов оточуючого середовища на морфологічному, фізіолого-біохімічному і популяційному рівнях.

Мета роботи – на підставі вивчення морфологічних, фізіолого-біохімічних і популяційних особливостей аборигенних та інвазивних видів риб встановити закономірності формування структури рибного населення малих річок урбанізованих територій залежно від типу трансформації русла та ступеню антропогенного навантаження.

Для здійснення мети, було поставлено відповідні **завдання**:

- охарактеризувати ділянки досліджуваних водотоків за значущими для рибного населення типами трансформації русла та оцінити ступінь антропогенного навантаження;
- дослідити видове різноманіття, якісний і кількісний склад рибного населення за різних умов існування;
- проаналізувати представленість екологічних груп риб залежно від характеру трансформації русла та ступеню антропогенного навантаження;
- встановити найбільш важливі структурно-функціональні характеристики популяцій тих видів риб, що адаптувались до постійного існування в малих річках урбанізованих територій;
- з'ясувати фізіолого-біохімічні характеристики представників аборигенних і інвазивних видів риб, їх адаптивний потенціал, з врахуванням гідрохімічних та еколого-токсикологічних характеристик водотоків.

Методи дослідження. В роботі використані іхтіологічні, морфометричні, фізіолого-біохімічні, гідрохімічні, токсикологічні та статистичні методи досліджень. Способи відбору та обробка іхтіологічного матеріалу не суперечили законодавству України та нормам біологічної етики.

Наукова новизна отриманих результатів. Вперше було досліджено видове різноманіття, якісний і кількісний склад рибного населення малих річок, що протікають територією м. Києва (річки Либідь, Нивка, Сирець і Горенка) та представленість у ньому екологічних груп, з'ясовано фізіолого-біохімічні характеристики його представників та структуру їх популяцій за різного ступеню антропогенного навантаження.

З'ясовано залежність видової та екологічної структури рибного населення малих річок від ступеню ізоляції ділянок русла від приймаючої водойми. Встановлено наявність сезонних міграцій у більшості аборигенних видів риб в зазначених водних об'єктах. Отримано нові данні щодо розповсюдження інвазивних видів риб малими водотоками. Виявлено популяції окремих видів риб, що адаптувались до значного антропогенного навантаження. Вперше показано, що аборигенний вид пічкур звичайний (*Gobio gobio* (L.), 1758) має значні адаптивні можливості до існування в малих річках за різних типів трансформації русла і рівнів антропогенного навантаження. Описано особливості змін вмісту енергоємних сполук у аборигенного виду пічкура звичайного та інвазивного – карася китайського (*Carassius auratus* (L.), 1758) за розвитку адаптивних реакцій до умов значно змінених водних об'єктів.

Особистий внесок здобувача. Дисертантом самостійно зібрано і проаналізовано фахові наукові літературні джерела з питань обраної проблеми, проведено безпосередній збір і опрацювання дослідного матеріалу. Також автору належить основна роль в аналізі й узагальненні результатів досліджень та формулюванні основних положень дисертаційної роботи. Формулювання мети, завдань і висновків роботи, підготовку друкованих праць, формування структури викладення матеріалу й аналіз окремих положень виконано сумісно з науковим керівником.

Апробація результатів дослідження. Основні положення, викладені в дисертаційній роботі, були представлені на наукових конференціях: Науково-практичній конференції, присвяченій 75-річному ювілею Інституту гідробіології НАН України «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні

актуальних проблем» (м. Київ, 2015 р.); III науково-практичній конференції для молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (м. Київ, 2016 р.); VIII Всеукраїнській науково-практичній конференції з міжнародною участю «Біологічні дослідження – 2017» (м. Житомир, 2017 р.); IV науково-практичній конференції для молодих вчених, присвяченій 100-річчю Національної академії наук України «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (м. Київ, 2017 р.); V науково-практичній конференції молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (м. Київ, 2018 р.); VII Всеукраїнській науковій конференції «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології», присвяченій 100-річчю від дня заснування Національної академії наук України (м. Київ, 2018 р.); VIII з'їзді Гідроекологічного товариства України, присвяченому 110-річчю заснування Дніпровської біологічної станції (м. Київ, 2019 р.).

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційна робота виконувалась протягом 2013-2018 рр. в рамках науково-дослідних тем Інституту гідробіології НАН України: «Особливості еколого-фізіологічної адаптації інвазійних та зникаючих аборигенних видів риб та безхребетних до дії природних і антропогенних чинників» (державний реєстраційний № 0108U000504); «Фізіолого-біохімічні та цитогенетичні механізми пристосування риб та безхребетних до несприятливих змін екологічних чинників» (державний реєстраційний № 0113U001581).

Практичне значення отриманих результатів.

Одержані результати щодо закономірностей формування структури рибного населення в малих річках урбанізованих територій можуть бути використані для розробки і вдосконалення природоохоронних заходів, спрямованих на збереження і відновлення стану значно порушених водних об'єктів. Отримані знання знайдуть місце в освітній галузі, зокрема в рамках підготовки фахівців, що вивчатимуть урбанізовані екосистеми. Наукові результати, викладені в дисертаційній роботі, були використані при розробці проекту реконструкції гідротехнічних споруд з

відновленням екологічного та санітарно-гігієнічного стану р. Либідь в м. Києві (№ держреєстрації 01180007100).

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається з анотації, вступу, огляду фахової літератури, матеріалів і методів досліджень, чотирьох розділів власних досліджень, висновків та списку використаних літературних джерел. Загальний обсяг дисертації становить 179 сторінок машинопису. Текст роботи ілюстровано 12 рисунками та 22 таблицями. Список використаних літературних джерел налічує 221 найменування, з яких 41 – латиницею.

РОЗДІЛ 1 СТАН РИБНОГО НАСЕЛЕННЯ МАЛИХ РІЧОК УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

1.1. Структура рибного населення малих річок, що протікають урбанізованими територіями

1.1.1. Особливості структури рибного населення малих річок

Відомо, що малі річки виступають основними резерватами для реофільних видів риб [61], в той час як глобальне зарегулювання великих річкових басейнів зменшує площу придатних для них місць існування [198, 217]. При цьому, хоча деякі малі річки слугують рефугіумами для ізольованих популяцій рідкісних видів риб [55], разом з тим подібні водотоки можуть виступати і коридорами інвазії для багатьох інших видів [127].

За приуроченістю до малих водотоків їх рибне населення поділяється на три групи. До першої належить аборигенна резидентна іхтіофауна, представлена переважно дрібними реофільними видами, такими як слиж, щипавка, пічкур, мересниця, бабка, ялець, молодь головня (тут і далі родові та видові назви риб наведені згідно [92]). Другу групу складають види, що підіймаються з приймаючої водойми до гирлової ділянки протягом літнього періоду – верховодка, вівсянка, окунь, минь, молодь ляща, в'язя, плітки, підуста і щуки. Третя група, представники якої потрапляють до малих річок із заплавних водойм під час весняного паводку, утворена лімнофільними видами, серед яких – карасі звичайний і сріблястий, в'юн та головешка ротань [55, 127].

Видове різноманіття рибного населення в малих річках зростає від витoku до гирла [155] і є найбільшим на межі підпору, в той час як у верхів'ях спостерігаються низьке видове різноманіття і високі показники домінування (зазвичай два-три види з одним переважаючим) [156].

Склад і структура рибного населення малих річок залежить від характеру гідрологічної будови водотоку. Рельєф водозбірної території малої річки та приналежність її до басейну великої ріки – основні фактори, що визначають

структуру рибного населення. Так, за однорідного рельєфу низини в іхтіофауні малих річок відмічено переважання представників лімнофільного комплексу, за ускладненого рельєфу – дрібних видів різних екологічних груп. За значного різноманіття ландшафту рівнини малим річка властиве високе видове багатство рибного населення. Басейнова приуроченість визначає історично сформоване видове різноманіття та шляхи проникнення нових видів. Зазвичай від верхів'я до пониззя спостерігається закономірна зміна переважаючих екологічних груп, зростання видового багатства, різноманітності й щільності популяцій риб [55].

Від витoku до гирла річки відбувається закономірне заміщення домінуючих комплексів видів з реофільного до лімнофільного [128]. Характерні для великих рік лімнофільні представники у верхів'ях не входять до домінуючих комплексів ні за яких обставин [55]. Видове різноманіття є нижчим за меншого різноманіття біотопів, високої швидкості течії та вузької заплави [56]. Основою рибного населення малих річок є короткоциклові види різних екологічних комплексів [55]. В окремих випадках відзначено відсутність дорослих особин риб, окрім тугорослих місцевих популяцій плітки, окуня, пічкара [161].

Переважаання тих чи інших видів риб у складі іхтіофауни малих річок визначається перш за все швидкістю течії та шириною заплави. За високої швидкості течії (понад 0,5 м/с) домінують реофільні верховодка, пічкара, ялець; за її зниження (до 0,4 м/с) – лімнофільні вівсянка і гірчак, а за наявності заплави – також плітка і окунь. В той же час життєвий цикл середньоциклових фітофільних видів риб (плоскирка, в'язь, плітка, окунь) тісно пов'язаний із заплавою, де відбувається як їх нерест та нагул молоді, так і нагул плідників [219]. Такі види входять до складу домінуючого комплексу за ширини заплави понад 0,5 км (для деяких видів – 1 км). За вузьких нерозвинених заплав шириною до 100–300 м до домінантного комплексу входять лише дрібні короткоциклові види риб, а за понад 100–300 м – також плітка і окунь. Іноді локальні стада плітки зустрічаються і за умов вузької заплави – в такому випадку їх представники відрізняються нижчим темпом росту, раннім дозріванням і меншою абсолютною плодючістю [22]. В цілому виявлено достовірний зв'язок між швидкістю течії та часткою реофілів у

іхтіофауні, між шириною заплави та часткою середньоциклових фітофілів, а також між кількістю біотопів і видовим різноманіттям рибного населення. При цьому короткоциклові види розподіляються по ділянках річок відповідно до біотопів. Верховодка як еврибіонт розповсюджується найширше; фітофіл гірчак надає перевагу зарослим біотопам; пічкур присутній серед домінантів у місцях із замуленим дном та швидкістю течії від 0,3 м/с [55].

За спектром живлення в малих річках без істотних антропогенних порушень серед риб найбільш масово і різноманітно представлені фітозоофаги та зообентофаги, частка хижаків і полізоофагів – менша, а частка зоопланктофагів – незначна, що пов'язано з особливостями розвитку кормової бази [73].

При цьому спеціалізація за спектром живлення дозволяє існування в малих річках тривидових домінуючих іхтіокомплексів «фітозоофаг (наприклад, плітка) – зообентофаг (наприклад, пічкур) – зоопланктофаг (наприклад, верховодка)», де завдяки зниженій харчовій конкуренції кожен з видів може мати високу чисельність і за умов співіснування [73].

Особливості умов існування риб у малих річках відображаються і на сезонних явищах у їх життєвому циклі. Під час нересту й нагулу в малих річках велике значення для рибного населення мають лімнічні водойми і протоки, де швидкість течії нижча, ніж у основному руслі, а трофність, відповідно, вища. Щільність скупчення риби за таких умов може бути вищою в декілька разів. Влітку та рано восени в малих річках переважають теплолюбні лімnofільні види риби. Восени тут переважно залишаються холодолюбні представники, що, вірогідно, останніми скочуються до приймаючої водойми. При цьому за наявності зимувальних ям частина риби залишається у них. Найбільша щільність риб зареєстрована під час покатних міграцій за настання перших нічних приморозків, а найменша – перед льодоставом. Значна сезонна і міжрічна мінливість структури рибного населення малих річок пояснюється динамікою її поповнення та міграційним циклом риб [55].

Слід також відзначити, що спричинені зливами паводки на малих річках значно зменшують чисельність пелагічних видів риб, однак майже не відображаються на придонних реофілах, адаптованих до відповідних умов [201].

Таким чином, видова та екологічна структура рибного населення малих річок визначається перш за все розвиненістю заплави, гідрологічним режимом та сполученням з іншими водними об'єктами.

В той же час закономірності формування структури іхтіофауни в умовах антропогенної трансформації ділянок водотоків наразі висвітлені в літературних джерелах лише фрагментарно, так само, як і її видовий склад у конкретних малих річках, що протікають урбанізованими територіями.

1.1.2. Зміни структури рибного населення за умов антропогенного навантаження

Відомо, що іхтіофауна малих річок найбільшою мірою, порівняно з іншими типами водотоків, чутлива до дії різноманітних природних та антропогенних факторів [55, 60].

Так, зарегулювання стоку унеможливорює не лише міграцію риб вгору за течією, але й робить міграцію вниз за течією можливою лише теоретично. Опинившись в ізоляції від приймаючої водойми внаслідок гідротехнічного будівництва, не всі види риб здатні реалізувати свій біологічний потенціал [16].

Результати досліджень рибного населення зарегульованих водотоків вказали на вищу здатність дрібних представників іхтіофауни, порівняно з крупними, до адаптації на відокремлених гідроспорудами фрагментах русла [32, 51, 74, 131, 151, 175].

Також, наразі встановлено, що зарегулювання річок відображається на співвідношенні в складі їх іхтіофауни реофільних і лімnofільних представників [11, 16, 40, 44, 64, 75, 103, 123, 126, 150, 157, 162].

Окрім зарегулювання водотоків, на склад рибного населення малих річок здатна впливати токсифікація водного середовища, яка погіршує умови існування,

в першу чергу, чутливих видів риб, і, відповідно, може сприяти переважанню в іхтіоценозах більш стійких представників [41, 50, 64].

Найбільш вразливими до наслідків забруднення є придонні зообентофаги [41, 101], які найбільшою мірою контактують з токсифікованими донними відкладами.

В той же час спричинене органічним забрудненням та евтрофікацією підвищене утворення детриту покращує умови нагулу зообентофагів та певною мірою може сприяти зростанню їх частки в іхтіофауні на тлі зменшення різноманіття хижаків, полізоофагів і фітозоофагів. Особливо негативно зазначені умови відображаються на чисельності зоопланктофагів, які не здатні споживати зообентос [73].

Однак подальше зростання рівня забруднення, особливо ксенобіотиками, йонами важких металів, нафтопродуктами, негативно впливає на продуктивність всіх груп гідробіонтів – бентосу, планктону і перифітону. За таких умов найбільш вразливими є найбільш спеціалізовані види. Натомість перевагу отримують види-еврифаги, що неселективно споживають малочислені компоненти збідненої кормової бази та оперативно змінюють стратегію живлення і харчові вподобання відповідно до змін трофічних умов [73].

Таким чином, встановлено, що видова структура рибного населення малих річок знаходиться під впливом зарегулювання водотоків і забруднення середовища різними токсикантами.

Однак більш докладного висвітлення потребує визначення залежності видової та екологічної структури рибного населення малих річок від конкретних типів трансформації русла, встановлення здатності тих чи інших представників іхтіофауни адаптуватись до існування на ізольованих гідроспорудами ділянках водотоків, а також взаємовплив аборигенних та інвазивних, мігруючих та резидентних видів риб у малих річках урбанізованих територій.

Крім того, до останнього часу лише фрагментарно був висвітлений якісний і кількісний склад рибного населення малих річок, що протікають великими містами України, зокрема м. Києвом [21, 80], та не описана регіональна специфіка

формування структури іхтіофауни малих водотоків в умовах їх антропогенної трансформації та урбанізації водозбірних територій.

Видове різноманіття іхтіофауни вказаних водотоків, її якісний і кількісний склад та представленість у ній різних екологічних груп до останнього часу були висвітлені вкрай фрагментарно, і літературні дані стосувались переважно результатів епізодичних досліджень на окремих руслових ставках.

1.2. Вплив екологічних чинників на життєдіяльність риб

Окрім прямого і опосередкованого впливу на якісний склад іхтіоценозів, відомо, що антропогенне порушення умов середовища на малих річках може відображатись і на життєдіяльності риб.

Наприклад, показано, що дестабілізація умов існування внаслідок антропогенного тиску призводить до скорочення кількості вікових груп у популяціях за рахунок елімінації особин старшого віку та, відповідно, до омолодження популяцій [78].

Також існування риб у токсифікованому середовищі зазвичай відображається на розмірі її внутрішніх органів, зокрема спричиняючи зростання маси печінки під час розвитку компенсаторної реакції [101] та її зниження за подальшого токсичного ураження і виснаження, що може супроводжуватись розвитком цирозу або драглистою консистенцією тканин внаслідок перебігу деструктивних процесів [132]. Окрім печінки, токсичне забруднення може відображатись на масі інших внутрішніх органів, зокрема селезінки і гонад [23, 112].

В цілому ж з'ясовано, що антропогенна токсифікація водного середовища може відображатись на різних етапах онтогенезу та фізіологічних функціях риб.

Так, відомо, що внаслідок порушення перебігу фізіолого-біохімічних процесів, спричиненого хронічною інтоксикацією, може спостерігатись пригнічення росту і розвитку риб, що виражається зокрема у відставанні за абсолютним і відносним приростом маси [143]. Крім того, на темпі росту риб у

малих річках негативно відображається порівняно збіднена кормова база. Однак за умов інтенсивного накопичення донних відкладів та, відповідно, високої маси зообентосу виникають сприятливі умови для нагулу і росту зообентофагів [145], що можуть значною мірою компенсувати негативний вплив токсичного забруднення [160].

Стосовно впливу останнього слід відзначити, що наслідки токсичного ураження організму риб відображаються не лише на функціонуванні життєво важливих органів та перебігу метаболічних процесів загалом, але і можуть проявлятися у вигляді пригнічення адаптивних функцій організму, зокрема системи детоксикації та імунітету, що спричиняє сенсibiлізацію уражених особин до дії додаткових шкодочинних факторів [109, 143, 166].

Ще одним наслідком активізації патологічних процесів у організмі, пов'язаних з токсичним впливом середовища, можуть виступати структурні й функціональні порушення активності сенсорних систем риб, а також їх когнітивних функцій. Найбільш вразливими до вказаного чинника вважаються органи чуття, рецепторні елементи яких відкриваються у зовнішнє середовище: в першу чергу хеморецептори, а також механорецептори бічної лінії. Наслідком ураження можуть виступати зниження дистанції й швидкості реагування на кормові частки, активності у пошуку, переслідуванні й захопленні здобичі та боротьбі за неї, створенні пар та уникненні хижаків, стійкості до потоку води. Крім того, встановлено, що інтоксикація та спричинені нею порушення метаболічних процесів здатні пригнічувати мотивацію особин до активних форм поведінки, що також не сприяє їх адаптивності. Зазначені зміни, відповідно, негативно відображаються на темпах росту, розвитку і розмноження риб [62].

Крім того, з'ясовано, що деяким токсикантам властивий мутагенний і тератогенний вплив на статеві клітини та ембріони риб, здатний спричиняти зниження життєздатності молоді та темпів лінійного і масового росту особин, що вижили, а також порушувати формування їхньої репродуктивної системи. При цьому окремі токсичні речовини можуть становити небезпеку для онтогенезу риб навіть за концентрацій, значно нижчих за наведені у рибогосподарських

нормативах [1, 25, 26, 79, 125, 149]. Також необхідно враховувати, що молодь риб є значно більш чутливою до токсичного забруднення водних об'єктів порівняно з дорослими особинами внаслідок більш високого рівня метаболізму та, відповідно, більш інтенсивного поглинання речовин з оточуючого середовища [119].

Окремо слід відзначити, що хронічний токсичний вплив середовища може безпосередньо порушувати репродуктивну функцію риб, спричиняючи затримку розвитку гонад та дозрівання статевих продуктів, пропуск нересту внаслідок резорбції чи абортів ооцитів, асиметричний і асинхронний розвиток гонад [132] та інші порушення гаметогенезу, що знижують індивідуальну і популяційну плодючість. При цьому всередині популяцій може зростати варіабельність особин за відносною масою яєчників, індивідуальними абсолютною і відносною плодючістями, розмірами й масою ікринок. Наразі результати досліджень впливу токсикантів на трапляння морфологічних аномалій у риб стосуються переважно ембріонального періоду онтогенезу в експериментальних умовах та ефективності відтворення промислових видів у великих водоймах, однак вважається [27, 63, 95], що аномалії репродуктивної системи можуть виступати індикаторами якості водного середовища.

В той же час встановлено, що за тривалого існування у водних об'єктах, забруднених певними токсикантами, у представників іхтіофауни можливе зростання рівня резистентності до цих речовин на популяційному й індивідуальному рівні [19].

Стосовно процесу адаптації риб до антропогенного забруднення вказується, що зазвичай вона супроводжується зниженням енергоємних фізіологічних функцій, таких як лінійний і масовий ріст, кількість ікротань за період життя. Зазвичай це проявляється в одній із двох стратегій, перша з яких полягає у переході на короткий цикл відтворення, а друга – у його подовженні за рахунок сповільнення росту і розвитку з відстроченням статевого дозрівання [63, 94].

В результаті внаслідок жорсткого природного добору певних варіантів фенотипу (та відповідно, генотипу) за спрямованого та постійного у часі впливу зовнішнього лімітуючого фактора – техногенного забруднення – в антропогенно

порушених водних об'єктах у риб спостерігається формування так званих «індустріальних» рас, які істотно відрізняються від популяцій із менш порушених водних об'єктів, зокрема за пластичними і меристичними показниками [71]. Зазначений процес яскраво виражений у випадку, коли в екстремальних умовах міського середовища певну селективну перевагу отримують варіанти фенотипу, які за нормальних умов поступаються конспецифікам за адаптивністю, тому зазнають посиленої елімінації, і в дорослому вигляді практично не зустрічаються. В результаті тривалого існування в токсифікованому середовищі з часом фенофонд і генофонд популяцій риб істотно змінюється, причому процес мікроеволюційних перетворень відбувається з більшою швидкістю за ізольованості та малої чисельності популяції внаслідок так званого острівного ефекту [71].

Таким чином, результати досліджень демонструють істотний негативний вплив наслідків урбанізації на онтогенез і репродукцію риб у малих водотоках.

Проте лишаються маловивченими такі аспекти адаптації риб, як стійкість конкретних видів до токсифікації середовища в умовах малих водотоків; здатність тих чи інших представників іхтіофауни до підтримання популяцій за неможливості уникнути залпового надходження забруднених стоків внаслідок обмеження ділянок русла водозливами; та вплив накопичення забруднених донних відкладів на фізіологічні й популяційні характеристики видів риб з різною чутливістю і стійкістю до токсикантів.

1.3. Метаболічна відповідь організму риб на токсичне забруднення середовища

Відомо [154], що відповідь організму риб на дію чинників середовища відбувається в першу чергу на клітинному рівні. Тому клітинні та молекулярні реакції відображають характер і ступінь шкодочинного впливу раніше за видиме погіршення загального стану особини та відповідні зміни її морфо-фізіологічних характеристик [195], і використання відповідних біомаркерів дозволяє оцінити

поточний екологічний стан середовища. Крім того, вони відображають перебіг адаптаційних процесів на біохімічному рівні [181], які спрямовані в першу чергу на збереження цілісності й функціональної активності макромолекул та надмолекулярних комплексів, забезпечення організму поживними та необхідними для біосинтезу речовинами, та на підтримку регуляторних механізмів обміну речовин і його змін у відповідь нестабільність умов середовища [174]. Зазначені функції забезпечують необхідну інтенсивність і спрямованість метаболічних процесів всупереч дії зовнішніх чинників, тобто підтримання гомеостазу (сталості стану) або енантіостазу (сталості функції). При цьому біохімічна адаптація є складним процесом і застосовується переважно у випадках, коли організм позбавлений поведінкових або фізіологічних способів уникнути шкодочинного впливу середовища [98].

Слід відзначити, що спрямованість біохімічних процесів та інтенсивність їх перебігу залежить від потужності негативного впливу [83, 139]. За слабкої та нетривалої дії подразнюючого чинника стрес-реакція організму має форму фізіологічного стресу, і супроводжується мобілізацією енергетичних ресурсів та зростанням інтенсивності синтезу білків. За зростання енергетичних потреб для забезпечення адаптивної реакції відбувається перебудова метаболізму в бік переважання анаболічних процесів, спрямованих на гіперкомпенсацію енергетичних витрат за рахунок підвищеного накопичення енергоємних сполук у тканинах. Це сприяє зростанню резистентності організму до шкодочинного впливу та супроводжується підвищеними темпами росту і розвитку. Однак за надмірно потужної або тривалої дії негативних чинників на організм стрес-реакція набуває форми патологічного стресу, що полягає у декомпенсації внаслідок вичерпання енергетичних ресурсів та обумовленої ним нездатності до протидії шкодочинному впливу [83; 139]. Тому з'ясування інтенсивності й спрямованості метаболічних процесів за біохімічними показниками (активність ферментів, вміст енергоємних сполук та метаболітів тощо) є важливим для оцінки фізіологічного стану риб та рівня їх адаптованості до умов середовища існування [171].

При цьому значущість тих чи інших органів риби в індикації її фізіологічного статусу та екологічної ситуації у водному об'єкті обумовлюється їх фізіологічними функціями та метаболічною активністю в них.

Найбільший інтерес для біохімічних досліджень становить печінка як поліфункціональний орган, у тканинах якої відбуваються зокрема процеси детоксикації з залученням різноманітних ферментів, задіяних у трансформації ксенобіотиків та метаболітів [98]. У зв'язку з адаптивною функцією цих ферментів їм притаманне зростання активності за умов збільшення концентрації ксенобіотиків чи розвитку спричинених ними патологічних процесів у тканинах, тоді як падіння цих показників свідчить про зниження окисно-відновної та детоксикаційної функції печінки [90]. Крім того, печінка здатна депонувати токсиканти, зокрема важкі метали, у значно вищих концентраціях порівняно з іншими тканинами [119].

Іншим перспективним для біоіндикації органом риб виступають зябра, що в першу чергу реагують на зміну хімічного складу водного середовища, зокрема зміною активності ферментів [98]. Також для оцінки фізіологічного стану риб доцільно використання тканини їх м'язів, що складають основну масу тіла та здатні накопичувати як енергоємні речовини, так і токсиканти [98].

Оскільки ферментам належить основна роль у підтриманні певного рівня метаболізму риб за адаптації до змін умов середовища [90], саме їх активність у тканинах і органах має провідне значення у біоіндикації.

Так, одним з найбільш універсальних маркерів адаптації риб до умов оточуючого середовища слугує фермент **лактатдегідрогеназа (ЛДГ)**, що функціонує на заключному етапі гліколізу, виступаючи показником рівня анаеробного обміну [133]. Здатність організму переходити на менш ефективний, але не потребуючий значної кількості кисню анаеробний обмін виступає адаптаційним механізмом, що сприяє виживанню за несприятливих умов.

Ізоферменти ЛДГ здійснюють взаємоперетворення лактату й пірувату, каталізуючи або завершення гліколізу з утворенням лактату, або окисненні лактату до пірувату, який надходить до циклу трикарбонових кислот або до

глюконеогенезу – синтезу глюкози [90]. Тому підвищення активності ЛДГ може вказувати [90, 193] зокрема на інтенсифікацію компенсаторної реакції анаеробного синтезу АТФ шляхом гліколізу внаслідок зниження аеробних шляхів енергетичного забезпечення організму. При цьому для підтримки енергетичного балансу відбувається використання депонованих енергоємних сполук, значна інтенсивність якого зумовлена порівняно низькою ефективністю анаеробіозу. Крім того, підвищена активність ЛДГ у тканинах печінки за умов нестачі кисню відображає активізацію глюконеогенезу, що супроводжується надходженням надлишкового лактату з інших органів [90, 174]. В цілому рівень активності ЛДГ, як і інших ферментів вуглеводного обміну, корелює з рівнем токсичного впливу на організм [90].

В той же час зниження активності цього ферменту вказує на падіння інтенсивності метаболізму в тканинах та їх функціональної активності [90], і за збереження несприятливого впливу середовища може свідчити про перехід організму на стадію декомпенсації, зумовлену виснаженням його енергетичних резервів.

Через високу швидкість реакції активності ЛДГ навіть на незначні зміни фізико-хімічних характеристик середовища цей фермент широко використовується як неспецифічний маркер розвитку компенсаторно-адаптивних реакцій, відображаючи як фізіологічний стан організму, так і сприятливість умов його існування.

До біомаркерів впливу токсифікації середовища на організм риб належить також фермент **гамма-глутамілтранспептидаза (ГГТП)**, який бере участь у обміні амінокислот, каталізуючи реакцію відщеплення глютамінової кислоти від пептидів та здатна забезпечувати її транспорт [66, 148].

Найбільш висока активність цього ферменту характерна для клітин, яким притаманна значна секреторна чи поглинальна здатність, наприклад для гепатоцитів. Рівень його активності в тканинах печінки відображає напруженість білкового катаболізму у вказаному органі та слугує маркером його стану.

Так, печінка може виступати органом, що слугує донором амінокислот і моносахарів, які в подальшому переносяться до периферійних тканин і залучаються в їх метаболізмі, в першу чергу в біосинтетичних процесах та енергетичному забезпеченні адаптаційних реакцій. Зокрема, такі процеси можуть бути необхідними для підтримання гомеостазу під час кисневого голодування, а також за умов інтенсифікації росту та інших біосинтетичних процесів. В останньому випадку, окрім підвищеної потреби в амінокислотах, виникає значна кількість продуктів метаболізму, утилізація яких створює додаткове навантаження на тканини печінки, що також призводить до підвищення активності ГГТП. Тому підвищена активність цього ферменту в тканинах печінки розглядається як свідчення напруження метаболізму в органі, наприклад розвитку різноманітних деструктивних процесів, зокрема спричинених токсичним впливом, в тому числі обструктивних уражень, гепатиту, цирозу та злоякісних новоутворень.

Ще одним індикатором фізіологічного стану риб та якості середовища їх існування виступає фермент **лужна фосфатаза (ЛФ)**, який слугує каталізатором дефосфорилування органічних сполук у лужному середовищі [183, 212, 215], відщеплюючи фосфат від різноманітних типів молекул, і відзначається широким спектром дії, приймаючи участь зокрема у вуглеводневому та ліпідному обміні. Тому підвищення та зниження її активності може бути зумовлене зміною інтенсивності функціонування різних метаболічних шляхів.

Зокрема активізація ЛФ може вказувати на посилення біосинтетичних процесів у тканинах, функціональної активності органів, прискорення росту і розвитку, та на зростання інтенсивності енергетичного обміну для забезпечення компенсаторно-адаптивної реакції організму [98] за дії несприятливих чинників середовища. Наприклад, це може бути пов'язано з регенерацією уражених тканин чи розвитком дегенеративних явищ внаслідок шкодочинного впливу. В той же час, падіння активності ЛФ може свідчити про зниження біосинтетичної активності, зумовлене виснаженням організму та ослабленням його захисних функцій [98]. В цілому рівень активності ЛФ певною мірою відображає

інтенсивність перебігу анаболічних процесів у органах, тому підвищення цього показника може розглядатись як свідчення анаболічного стану.

Оскільки розвиток компенсаторно-адаптивної реакції з залученням вищенаведених ферментів потребує додаткових енергетичних витрат [119], джерелом енергії для забезпечення адаптаційних процесів риб до умов оточуючого середовища виступають **вуглеводи, ліпіди і білки**. Тому їх вміст у тканинах також певною мірою відображає рівень адаптованості риб до умов існування та, відповідно, якість водного середовища й екологічний стан водного об'єкту [119, 142].

В умовах антропогенного навантаження на водні об'єкти у риб спостерігається тенденція до зниження вмісту загального білка у м'язах, а також до більш низького рівня накопичення ліпідів і вуглеводів як у м'язовій тканині, так і в печінці, що пов'язано в першу чергу з використанням їх як джерела енергії [97]. В цілому, процеси метаболізму вуглеводів і ліпідів у організмі риб відзначаються більшою чутливістю до впливу зовнішніх чинників, порівняно з вмістом у тканинах білка, і більшою мірою відображають його фізіолого-функціональний стан [97]. При цьому результати досліджень [98] також демонструють, що під час стрес-реакції риб на стадії тривоги спостерігається активізація обміну вуглеводів, на стадії резистентності відбувається перелаштування з вуглеводного обміну на ліпідний, а на стадії виснаження знову відзначається посилення вуглеводного обміну.

Вуглеводи в тканинах риб депоновані переважно у вигляді **глікогену** – тваринного крохмалю, який практично не виконує пластичних функцій та не потребує значних витрат на розщеплення, слугує одним з найбільш доступних джерел енергії, та в першу чергу використовується для швидкого розвитку неспецифічної відповіді організму на дію негативних чинників [119, 142]. Тому його вміст та інтенсивність розпаду (гліколізу) можуть бути використані, зокрема, як індикатор наявності й потужності стресуючого впливу середовища. Так, істотно знижений вміст глікогену в печінці може бути зумовлений інтенсивним використанням його для забезпечення енергетичних потреб на розвиток

компенсаторно-адаптивної реакції. Також низький рівень накопичення глікогену може вказувати на недостатньо сприятливі умови нагулу.

Рівень накопичення в тканинах риб **ліпідів** також значною мірою обумовлюється умовами нагулу, і може істотно варіювати [98]. Крім того, депоновані ліпіди, що є пластичними енергоресурсами, залучаються як джерело енергії [119, 142] для забезпечення тривалих енерговитрат, наприклад, розвитку неспецифічної компенсаторно-адаптивної реакції до хронічного впливу несприятливих умов існування. Крім того, ліпіди здатні виконувати захисну функцію, перешкоджаючи надходженню до організму токсикантів. Тому зростання вмісту ліпідів у тканинах і органах риб (зокрема, в зябрах) за умов антропогенного навантаження може свідчити про розвиток адаптаційних процесів до токсичного впливу середовища, в той час як зниження (зокрема, в печінці та м'язах) – про обводнення тканин внаслідок їх дегенерації та виснаження організму, спричинених токсичним ураженням [97, 119, 142].

Витрата **білків** для забезпечення енергетичних потреб організму властива риbam за хронічного шкодочинного впливу [142], при цьому, на відміну від більшості хребетних, у них відзначено широке використання катаболізму білків м'язової тканини як основного джерела енергії, з подальшим відновленням їх вмісту за сприятливих умов середовища. Крім того, як і у випадку ліпідів, знижений вміст білків може свідчити про обводнення тканин внаслідок їх токсичного ураження [142]. В той же час, зростання вмісту білків у тканинах і органах (зокрема, печінці, м'язах та зябрах) може бути проявом адаптивної відповіді організму риб на токсичний вплив середовища існування.

Окрім ферментів та енергоємних сполук, маркерами шкодочинного впливу середовища на життєдіяльність риб можуть слугувати також продукти метаболізму, зокрема **малоновий діальдегід (МДА)**, що є одним із кінцевих продуктів пероксидного окиснення ліпідів (ПОЛ) – універсального неспецифічного етапу розвитку різноманітних патологічних станів організму [154], зокрема, пов'язаних із його токсичним ураженням [152]. Так, відомо [105], що процеси пероксидного окиснення ліпідів відіграють важливу участь в

адаптації риб до дії несприятливих чинників середовища. Так, джерелом ендогенного кисню, необхідного для забезпечення життєдіяльності, виступають ліпо- і гідропероксиди, що виникають за активації окисно-відновних процесів у організмі. Тому забруднення водного середовища внаслідок антропогенного навантаження спричиняє посилення генерації активних форм окисену в організмі риб, що може чинити руйнівний вплив на тканини на молекулярному рівні [105]. Зокрема, підвищений вміст перексидних сполук у тканинах печінки може виступати в якості основної причини руйнування гепатоцитів [119].

При цьому інтенсивність перебігу вільнорадикального окиснення в організмі відображається на рівні накопичення специфічних метаболітів, таких як вищезгадані продукти ПОЛ. Одним із найбільш небезпечним серед них є МДА, вміст якого в тканинах риб є високочутливим до гідрохімічного складу води та рівня її токсичності, й відображає як ступінь ушкодження тканин, так і якість середовища існування [105]. Відповідно, підвищений рівень вмісту МДА в тканинах риб свідчить про активацію ПОЛ [38, 98, 105, 118] або про зниження антиоксидантного захисту організму, що призводить до розвитку деструктивних процесів окислюваного стресу та зниження адаптаційних можливостей [136, 152].

Сумісне використання наведених біомаркерів дозволяє більш повно і точно оцінювати рівень адаптованості риб до умов середовища їх існування та, відповідно, екологічний стан досліджуваних водних об'єктів.

1.4. Особливості кормової бази риб у малих річках урбанізованих територій

1.4.1. Якісний та кількісний склад кормової бази риб у малих річках

Велике значення для формування біотопу малих річок мають швидкість течії, чергування плес і перекатів, меандрованість русла, різноманіття ґрунтів, кількість вищої водної рослинності та розмір заплави [55].

Внаслідок високого ступеню проточності та малої площі водного дзеркала малим річкам властива відсутність стійких угруповань фітопланктону. Так,

відомо, що критична швидкість течії для розвитку ціанобактерій становить 0,1 м/с [161].

Зі зменшенням швидкості потоку у малій річці зростає біомаса і продуктивність різноманітних гідробіонтів [70]. Максимальна біомаса планктонних мікроорганізмів розвивається за течії менше 0,25 м/с [161].

Відомо, що найкращі умови для нагулу зообентофагів у малих річках формуються за переважання в складі донних відкладів сірих мулів, які сприяють розвитку високої біомаси зообентосу [145]. Зі зменшенням розмірної фракції ґрунту від гальки до мулистих пісків спостерігається зростання біомаси макрозообентосу, тоді як зростання чисельності організмів у його складі відмічено зі зменшенням ґрунту до фракції піщаника, а в мулах іноді відбувається її зниження [69]. Разом з тим неоднорідний рельєф поверхні дна сприяє формуванню в малих річках складних за структурою та динамікою ценозів перифітону з високою біомасою, що функціонують як біофільтри [70].

За відсутності істотних антропогенних порушень структура угруповань гідробіонтів у малих річках зумовлює найбільш масову і різноманітну представленість фітозоофагів та зообентофагів серед риб, в той час як частка хижаків і полізоофагів є значно меншою, а зоопланктофагів – незначною [73].

1.4.2. Стан кормової бази риб за умов антропогенного навантаження

Антропогенне порушення гідрологічного режиму та екологіко-токсикологічної ситуації на малих водотоках може відображатись на стані кормової бази риб, таким чином опосередковано впливаючи на структуру рибного населення [73, 74].

Так, надходження стічних вод може сприяти збільшенню чисельності безхребетних, інтенсивності вегетації макрофітів та зростанню біомаси фітопланктону [185]. Однак забруднення важкими металами, нафтопродуктами, ПАВ негативно впливає на продуктивність всіх груп гідробіонтів – бентосу, планктону і перифітону [73].

Тому в складі зоопланктону та зообентосу малих річок урбанізованих територій відмічено переважання стійких до забруднення форм [24, 37]. Так, серед планктонних організмів у забруднених водотоках відмічено переважання за чисельністю і біомасою коловороток над ракоподібними, а серед останніх – веслоногих над гіллястовусими, що зумовлено різною чутливістю їх до істотного рівня токсифікованості водного середовища [37].

Серед зообентосу в умовах антропогенного навантаження основу таксономічного складу утворюють види, що віддають перевагу багатому на органічні речовини середовищу та можуть мешкати навіть у стічних водах, і виступають індикаторами органічного забруднення – зокрема олігохети й личинки комарів-дзвінців (хірономід). Їх відносні чисельність і біомаса за таких умов можуть наближатись до 100%, а за абсолютною чисельністю і біомасою (без молюсків) рівень розвитку зообентосу [88] може досягати гранично високого значення, що відповідає гіпертрофним умовам.

Також відзначається, що планктонні угруповання в біоценозах малих річок характеризують екологічну ситуацію в даний момент, тоді як макрзообентосні – якість водного середовища протягом більшого проміжку часу [69].

Крім того, через аномально високі значення біомаси зообентосу можуть виникати за скорочення їх біомаси внаслідок забруднення малої річки стічними водами через недовикористання його запасів [43].

Однак відомо, що притаманні багатьом подібним водотокам умови каналізованого русла є несприятливими для розвитку донних організмів, і різноманітність та біомаса зообентосу на спрямлених і забетонованих ділянках малих річок істотно знижена [24]. Оскільки макрзообентос є основою кормової бази більшості видів риб, що мешкають у малих водотоках, каналізування русла значною мірою порушує умови їх нагулу.

Підвищена проточність, яка властива каналізованим ділянкам русла, не сприяє також розвитку зоопланктону [37]. Зазвичай резерватами для планктофауни малих річок слугують не природні ділянки русла, а зони з уповільненою течією, наприклад, побічні водні об'єкти, такі як стави.

Безпосередньо в руслових ділянках малих річок відбувається здебільшого лише транзит алохтонного планктону. Тому умови живлення для зоопланктофагів у малих річках урбанізованих територій, особливо на каналізованих ділянках, не можуть бути визначені як сприятливі.

Крім того, притаманна вказаним умовам нестача водної рослинності порушує формування фітофільної фауни, що є важливою складовою кормової бази деяких видів риб [33].

Разом з тим внаслідок органічного забруднення та евтрофікації зонам з уповільненою течією та інтенсивним накопиченням детриту властивий масовий розвиток стійких до токсикантів представників макрозообентосу [24, 73], що може розглядатись як чинник, сприятливий для нагулу рибного населення.

Однак слід відзначити, що саме об'єкти живлення [146, 187] виступають основним джерелом надходження важких металів та інших токсикантів до організму риби. Серед водяних тварин найбільші концентрації токсикантів властиві зообентосу, що безпосередньо контактує з донними відкладами, в товщі яких розвивається [146, 187]. Тому бентофаги накопичують токсичні елементи навіть інтенсивніше за хижаків [45].

Таким чином, регулювання малих річок і певний рівень токсифікації середовища можуть створювати сприятливі умови для живлення зообентофагів внаслідок інтенсивного розвитку стійких до органічного забруднення і токсикантів представників олігохет і хірономід. Однак доцільно припустити, що за певного рівня токсифікації їх споживання може негативно позначитись на фізіологічному стані риби.

1.5. Якість середовища існування риби у малих річках за умов значного антропогенного навантаження

Відомо, що малим річкам властивий невисокий самовідновний потенціал, тому вони є найбільш чутливими до дії різних чинників антропогенного і природного характеру. Внаслідок цього умови середовища в малих водотоках

оперативно реагують на антропогенне навантаження зміною абіотичних і біотичних параметрів [11, 39, 72, 144, 182, 192, 196]. Тому саме екосистеми малих річок найбільш вразливі до антропогенного навантаження. Біорізноманіття і формування якості води у таких водотоках значно більшою мірою, ніж у середніх і великих, залежить від процесів, що відбуваються в наземних екосистемах на площі водозбору. Будь-яка антропогенна діяльність в наземних ландшафтах тією чи іншою мірою відображається на екосистемах малих річок, що протікають цією територією [13, 16, 31, 73, 162]. Так, саме з малих річок починаються сукцесійні зміни в річкових системах [99].

Тим не менш, наразі в літературі представлено вкрай мало відомостей стосовно аналізу факторів, які впливають на рибне населення малих річок [55].

Відомо, що найбільшого ступеню антропогенного навантаження серед малих водотоків зазнають річки, які протікають урбанізованими територіями. Їх гідрологічний режим знаходиться під впливом антропогенної трансформації русла внаслідок будівництва гідротехнічних споруд різного типу, а якість їх водного середовища визначається зокрема періодичним надходженням забрудненого зливового стоку з урбанізованої водозбірної території [46, 65].

1.5.1. Якість середовища існування риб за умов забруднення водотоків

Погіршення якості середовища малих річок за надходження забруднюючих речовин відбувається швидше, ніж у інших типах водотоків, оскільки, як вже зазначалось, вони мають низьку здатність до самоочищення та в першу чергу реагують на господарську діяльність на водозбірній території. В умовах міста найбільше забруднення привносить розосереджений стік з доріг, вулиць і забудов [31].

Тому урбанізація водозбірної території та наявність на ній розвинутої мережі транспортних шляхів і відповідної інфраструктури (стоянки, заправки, автомийки тощо) істотно погіршують умови існування більшості гідробіонтів у малих річках [46, 65, 178].

Переважаючи типи забруднюючих речовин, характерні для середовища малих річок, які зазнали антропогенного навантаження внаслідок урбанізації їх водозбірної території – сполуки біогенних елементів та органічні речовини, нафтопродукти та йони важких металів (мідь, кадмій, свинець тощо); в окремих випадках відмічено також наявність пестицидів та інших ксенобіотиків у воді та донних відкладах [21, 36].

Окрім підвищеного вмісту токсикантів на перенавантаження таких водотоків стічними водами вказує значна варіабельність хімічного складу води у часі й просторі [37]. У випадках, коли річка несе постійно змінну суміш зливових та промислово-побутових стоків, концентрація нафтопродуктів періодично може перевищувати санітарно-гігієнічні норми у десятки і сотні разів [47]. В окремих випадках забруднення нафтопродуктами зберігається в седиментах і під камінням навіть після зникнення плівки з поверхні води [173].

Слід також відзначити, що на деяких водотоках відзначено пригнічення процесів біологічного окиснення токсичними домішками, що знижує самоочисну здатність річки [33, 42].

Також відомо, що рівень забруднення відображається на фітоценозах малих річок. За надходження значної кількості поживних речовин відмічено стимулювання росту макрофітів [31], однак за надмірного рівня токсифікації спостерігається різке зменшення видового багатства вищої водної рослинності, іноді до повного зникнення, а також спрощення структури біомаси та домінування видів, толерантних до забруднення [104, 111]. Це ще більшою мірою погіршує умови середовища існування риби, оскільки його самоочисна здатність у малих річках значною мірою залежить від наявності занурених макрофітів та заростання берегової смуги, де затримуються та акумулюються токсиканти [31, 104].

Оцінка екологічного стану (потенціалу) водного середовища більшості малих річок урбанізованих територій за гідрохімічними та еколого-токсикологічними показниками [88] вказує на притаманність їм якості води

нижчої за задовільну, та на непридатність використання зазначених водотоків для рибогосподарських і рекреаційних потреб [33].

1.5.2. Якість середовища існування риб за умов трансформації русла

Відомо, що **каналізування** русла водотоків перешкоджає накопиченню донних відкладів, які абсорбують забруднюючі речовини. Не досягаючи необхідної потужності, вони не виконують очисної функції, а періодичне розмивання їх течією внаслідок злив та паводків здатне спричиняти вторинне забруднення водотоків. Також слід звернути увагу на неможливість нормального розвитку фітокомплексів на каналізованих ділянках русла. Як вже було зазначено, занурені і напівзанурені макрофіти здатні слугувати природним біофільтром, підвищуючи самоочисну здатність водотоку, і їх нестача вкрай негативно позначається на екосистемі, особливо за надходження до річки токсикантів. Зокрема, забруднення не затримується водними рослинами та зноситься вниз за течією, внаслідок чого нижні ділянки малих річок, що протікають урбанізованими територіями зазвичай забруднені сильніше, ніж верхів'я. Крім того, водні рослини є необхідним нерестовим субстратом для багатьох видів риб, тому відсутність макрофітів на каналізованих ділянках не сприяє відтворенню таких представників іхтіофауни [33].

Каскади **ставів**, споруджені на малих річках, певною мірою здатні відігравати роль біологічних систем очищення [33], сприяючи седиментації токсикантів та їх акумуляції у донних відкладах. Так, на зарегульованих ділянках малих річок, що протікають урбанізованими територіями, відмічено збільшення вмісту забруднюючих речовин та рівня токсичності середовища вниз за профілем річки (поверхневий шар води – придонний шар води – донні відклади) [49]. Разом з тим високі коефіцієнти донної акумуляції свідчать про можливість подальшого вторинного забруднення водотоку за розмивання донних відкладів [48] внаслідок злив та паводків. Крім того, відмічене в окремих водоймах накопичення пестицидів у донних відкладах та їх вивільнення в придонні шари води, що здатне

спричиняти загибель гідробіонтів та сприяти утворенню сірководневої зони [49]. Вірогідно, вказані процеси негативно відображаються на придатності ставів як резервату для існування іхтіофауни, зокрема для зимівлі риб у малих водотоках.

Замулення на малих річках відбувається лише за швидкості течії до 0,20–0,25 м/с. Тому для збереження екосистеми необхідно зберігати проточність, не розділяючи річку на окремі плеса. Останнє сприяє акумуляції органіки, порушує мікробіологічний та газовий режими, та в результаті спричиняє літні й зимові задухи [161].

Таким чином, дослідження особливостей формування структури іхтіофауни в малих річках, що протікають урбанізованими територіями, та здатності риб адаптуватись до існування в умовах зазначених водотоків потребує комплексного вивчення рибного населення за фауністичними, екологічними, популяційними та морфо-фізіологічними показниками на ділянках водотоків з різним характером та ступенем антропогенного навантаження.

РОЗДІЛ 2 МАТЕРІАЛ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Характеристика дослідних ділянок річок

Ділянки русла, обрані для іхтіологічних досліджень на річках Либідь, Нивка, Сирець і Горенка, включали водні об'єкти, розбіжні за особливостями гідрологічного режиму внаслідок притаманності їм різного характеру антропогенної трансформації: спорудження водозливів з перериванням річки та утворення побічних водних об'єктів з уповільненою течією.

Так, на **р. Либідь** дослідна ділянка включала відрізок русла довжиною близько 3 км від гирла до впадіння р. Буслівка (під вул. Саперно-Слобідською), каналізований на більшості своєї протяжності (рис. 2.1.1). На вказаному відрізку не виявлено істотного уповільнення течії (0,30–0,33 м/с) та практично відсутні водозливи, за винятком періодично виникаючого в гирлі під час зниження рівня води в приймаючій водоймі – Канівському вдсх.



Рис. 2.1.1. Карта-схема дослідної ділянки на р. Либідь

Примітка: сірим виділені каналізовані ділянки, темним – закриті колектори, фоном виділена дослідна ділянка.

На **р. Сирець** були обрані дві дослідні ділянки (рис. 2.1.2), розбіжні за характером антропогенної трансформації русла.

Перша з них, у нижній течії, мала протяжність 0,6 км від гирла річки до закритого колектора (поблизу вул. Богатирської) і характеризувалась спрямленістю, та разом з тим уповільненою течією (до 0,2 м/с) з періодичним розвитком стагнофільних умов внаслідок підпору приймаючою водоймою – оз. Кирилівське (Опечень Верхнє).

Друга ділянка являла собою фрагмент природного русла довжиною 0,9 км від відкритого колектора (поблизу вул. Володимира Сальського та вул. Ольжича) до початку закритого колектора (поблизу вул. Сирецької), і мала на своїй протяжності штучні водозливи без уповільнення течії (0,25–0,40 м/с).



Рис. 2.1.2. Карта-схема дослідних ділянок на р. Сирець

Примітка: сірим виділені каналізовані ділянки, темним – закриті колектори, фоном – дослідні ділянки.

На **р. Нивка** дослідна ділянка протяжністю близько 3 км була обрана в середній течії та включала закритий колектор (від вул. Миколи Трублаїні до вул. Скіфської) зі швидкістю течії 0,25–0,48 м/с, а також став з водозливом (поблизу вул. Соборної), де спостерігались стагнофільні умови (рис. 2.1.3).

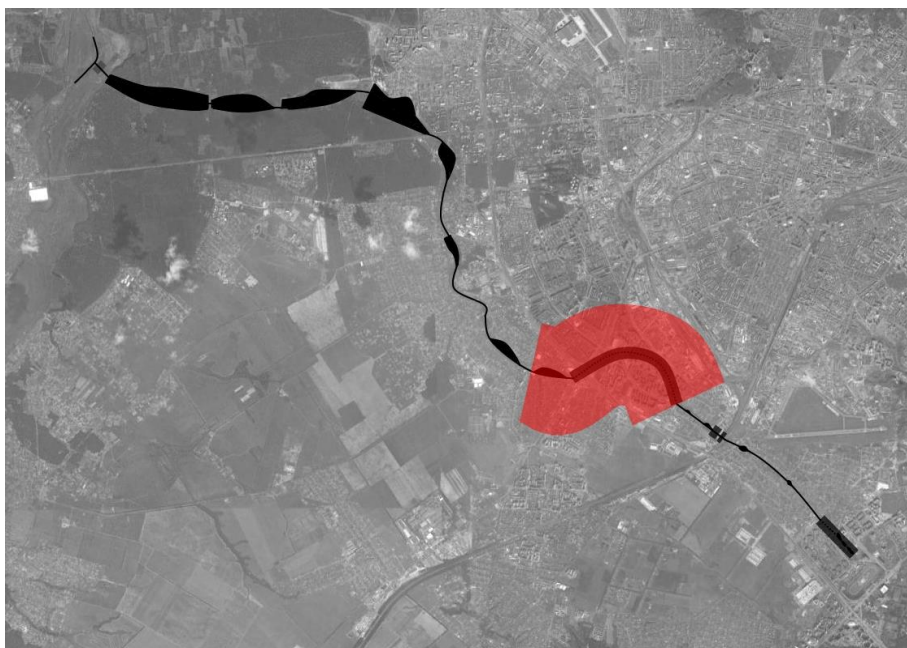


Рис. 2.1.3. Карта-схема дослідних ділянок на р. Нивка.

Примітка: сірим виділені каналізовані ділянки, темним – закриті колектори, фоном – дослідна ділянка

На **р. Горенка** дослідна ділянка протяжністю близько 3 км включала верхню і частково середню течію: фрагмент природного русла, що безпосередньо не зазнав антропогенної трансформації та був обраний як умовний контроль, а також суміжний з ним фрагмент зі ставом (ст. Сапсаїв) із водозливом (поблизу вул. Селянської) та лімнофільними умовами (рис. 2.1.4).

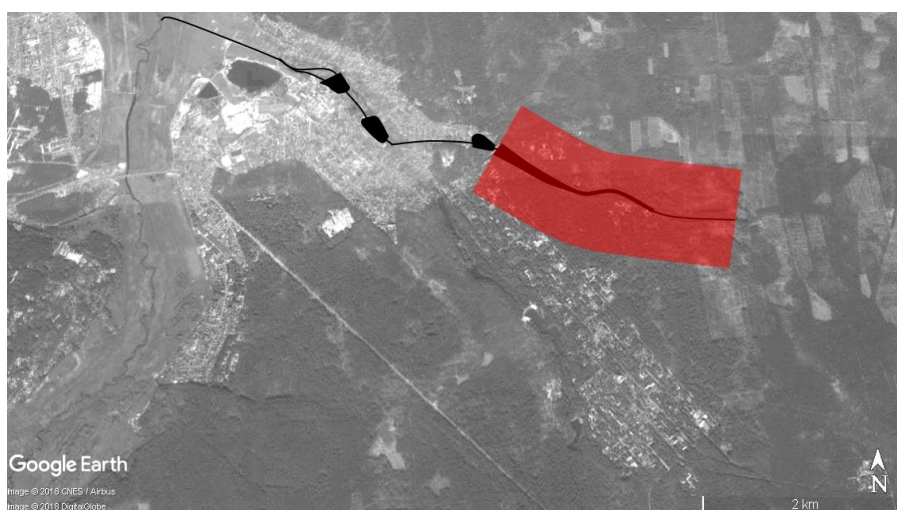


Рис. 2.1.4. Карта-схема дослідних ділянок на р. Горенка

Примітка: фоном виділена дослідна ділянка.

Відповідно, суміжні водні об'єкти, між якими збережена неперервність річки і відсутні перешкоди для міграції риб, у рамках досліджень були розглянуті як фрагменти однієї дослідної ділянки (табл. 2.1.1).

Таблиця 2.1.1.

Характеристика дослідних ділянок на річках Горенка, Либідь, Нивка і Сирець

Річка	Либідь	Сирець		Нивка	Горенка
Ділянка	№ 1	№ 1	№ 2	№ 1	№ 1
Категорія ВТ	ІЗВТ/РВТ	ІЗВТ	РВТ	ІЗВТ	РВТ/ІЗВТ
Ступінь антропогенного навантаження [13]	8	5	4	7	5
Фізичні зміни [28]					
Каналізування, спрямлення	+	+		+	
Дамби, водозливи			+	+	+
Побічні водні об'єкти		+		+	+
Вплив на гідроморфологію і гідрологію [28]					
Зміна річкового профілю	+	+		+	
Переривання річки			+	+	+
Уповільнена течія		+		+	+

Примітка: РВТ – річкове водне тіло, ІЗВТ – істотно змінене водне тіло.

Найбільш високим ступенем антропогенного навантаження, згідно класифікації Романенка В. Д., Ляшенка А. В., Афанасьєва С. О. і Зоріної-Сахарової К. Є. [13], серед наведених водних об'єктів відзначались ділянки р. Либідь і р. Нивка. Найменший ступінь антропогенної трансформації був властивий природному фрагменту русла р. Горенка, що дозволяє розглядати відповідну ділянку як умовний контроль.

2.2. Методи відбору та обробки матеріалів

Типізацію досліджуваних водотоків проведено за [29]. Фізичні зміни характеристик русла, спричинені антропогенною трансформацією, та їх вплив на гідроморфологію і гідрологію наведено згідно [28], ступінь антропогенного навантаження на дослідні ділянки русла визначений відповідно [13].

Гідрохімічні дослідження включали визначення вмісту у воді завислих речовин за [139]; концентрації водневих іонів (рН води) – колориметричним методом [96]; концентрації у воді амонійного азоту – фотометричним методом з використанням реактиву Несслера, нітритного та нітратного азоту – з використанням реактиву Гріса [96]; концентрації розчиненого у воді кисню – йодометричним методом Вінклера [96]; хімічного споживання кисню (ХСК) – шляхом окиснення дихроматом калію [96]; біохімічного споживання кисню (БСК₅) – загальноприйнятим методом з інкубацією проб протягом 5 діб [138]; концентрації у воді міді (купруму) та кадмію – прямим атомно-абсорбційним методом [96]; вмісту у воді нафтопродуктів – методом інфрачервоної спектрофотометрії [82].

Клас і категорію якості води за вищенаведеними гідрохімічними показниками було визначено згідно [15, 88, 89].

Біотестування гострої летальної токсичності води та донних відкладів проведено за допомогою *Daphnia magna* S t r a u s згідно [67].

Відбір іхтіологічного матеріалу на кожній з дослідних ділянок річок Горенка, Либідь, Нивка і Сирець був проведений протягом 2013–2018 рр. за простим рендомізованим типом [113] з використанням іхтіологічного сачка [6]. При цьому не були застосовані знаряддя, використання яких суперечить нормам біоетики, чинному законодавству України чи потребує спеціальних дозволів. В результаті на вказаних водотоках було здобуто 164, 316, 1981 і 399 екземплярів риби відповідно. Серед них неповний біологічний аналіз проведений на 576 екз. пічкура звичайного та 268 екз. карася китайського, повний – на 59 екз. та 57 екз. відповідно, а біохімічні дослідження – на 15 екз. та 18 екз. зазначених видів риби. Також досліджений вміст кишково-шлункового тракту 49 екз. в'язя звичайного та 50 екз. верховодки звичайної.

Фіксація іхтіологічного матеріалу для біологічних досліджень проведена з використанням розчину формаліну (4%) [120], біоматеріал для біохімічних досліджень був зафіксований у ємностях Дьюара з рідким азотом.

Іхтіологічні дослідження на першому етапі включали визначення видової належності риб за [92] та їх приналежності до екологічних груп за [77, 110] зі змінами згідно матеріалів [167, 168, 169, 170].

Обробка іхтіологічного матеріалу [59] досліджуваних видів риб включала також повний морфометричний аналіз [6], визначення віку за препаратами луски [176], статі, стадії зрілості статевих продуктів за шкалою Г. В. Нікольського [120], індивідуальної абсолютної плодючості, маси тіла загальної і без нутроців, маси печінки, селезінки, нирок і гонад, жирності за шкалою М. Л. Прозоровської [117], ступеню візуального наповнення кишково-шлункового тракту за шкалою М. В. Лебедева [58], видову належність організмів у харчовій грудці [117].

Морфометричний аналіз іхтіологічного матеріалу включав наступні параметри [6]: l – іхтіологічна довжина, l_c – довжина голови (від вершини риля до найвіддаленішої точки зябрової кришки), H – найбільша висота тіла, h – найменша висота тіла, iH – найбільша товщина тіла, aD – антедорзальна відстань, pD – постдорзальна відстань, aP – антепектральна відстань, aA – антеанальна відстань, aa – відстань від кінчика риля до анального отвору, $V-a$ – відстань від основ черевних плавців до анального отвору, $a-A$ – відстань від анального отвору до основи анального плавця, pl – довжина хвостового стебла, PV – пектровентральна відстань, PA – пектроанальна відстань, VA – вентроанальна відстань, ID – довжина основи спинного плавця, hD – висота спинного плавця, IA – довжина основи анального плавця, hA – висота анального плавця, IP – довжина грудного плавця, IV – довжина черевного плавця, IC_1 – довжина верхньої лопаті хвостового плавця, IC_2 – довжина нижньої лопаті хвостового плавця, h_c – висота голови через середину ока, h_{c1} – висота голови біля потилиці, d_o – горизонтальний діаметр ока, p_o – позаочна відстань, r – довжина риля, ci_r – довжина вусика, $l.l.$ – число лусок у бічній лінії, D – число променів у спинному плавці, A – число променів у анальному плавці, P – число променів у грудному плавці, V – число променів у черевному плавці, C – число променів у хвостовому плавці.

Також були обчислені лусковий індекс за методом Н. І. Гончаренко [34], коефіцієнти вгодованості K_f (за Фультоном) і K_k (за Кларк), печінково-соматичний індекс, гонадо-соматичний індекс та індекси нирок і селезінки, а також індивідуальна відносна плодючість (ІВП).

Біохімічні дослідження проб тканин печінки, м'язів і зябер риб включали встановлення значень наступних показників: вміст глікогену в тканинах (визначено антроновим методом [121]), вміст загального білку (за методом Лоурі [209]), вміст малонового діальдегіду (МДА) (за методом Стальної [147]), вміст загальних ліпідів, активність лактатдегідрогенази (ЛДГ, КФ 1.1.1.27), лужної фосфатази (ЛФ, КФ 3.1.3.1) та гамма-глутамілтранспептидази (ГГТП, КФ 2.3.2.2) (з використанням відповідних стандартних комерційних наборів від виробника «Філісіт-Діагностика»).

Статистична обробка отриманих даних виконана в MS Excel 2007. Для характеристики видового різноманіття рибного населення використано інформаційний індекс Шеннона, індекс домінування Макінтоша, індекс полідомінантності та коефіцієнт подібності Сьєеренсена [5]. Достовірність розбіжностей між вибірками риб за морфо-фізіологічними і біохімічними показниками встановлено за t-критерієм Стюдента [120] за показників довірчої вірогідності 95% (0,95) та рівня значимості 5% (0,05) [115]. Достовірність залежностей визначено за допомогою коефіцієнта кореляції Пірсона [5].

РОЗДІЛ 3 ХАРАКТЕРИСТИКА ДІЛЯНОК РІЧОК ЛИБІДЬ, НИВКА, СИРЕЦЬ І ГОРЕНКА НА ЗА РІЗНОГО СТУПЕНЮ АНТРОПОГЕННОГО ПОРУШЕННЯ

3.1. Фізико-географічна і екологічна характеристика водотоків

Згідно підходів Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60/ЄС [29, 164] до типології річкових водних об'єктів, водотоки р. Горенка, р. Либідь, р. Нивка і р. Сирець, що протікають урбанізованою територією м. Києва (рис. 3.1.1), історично належали до малих річок на низовинах у осадових породах.

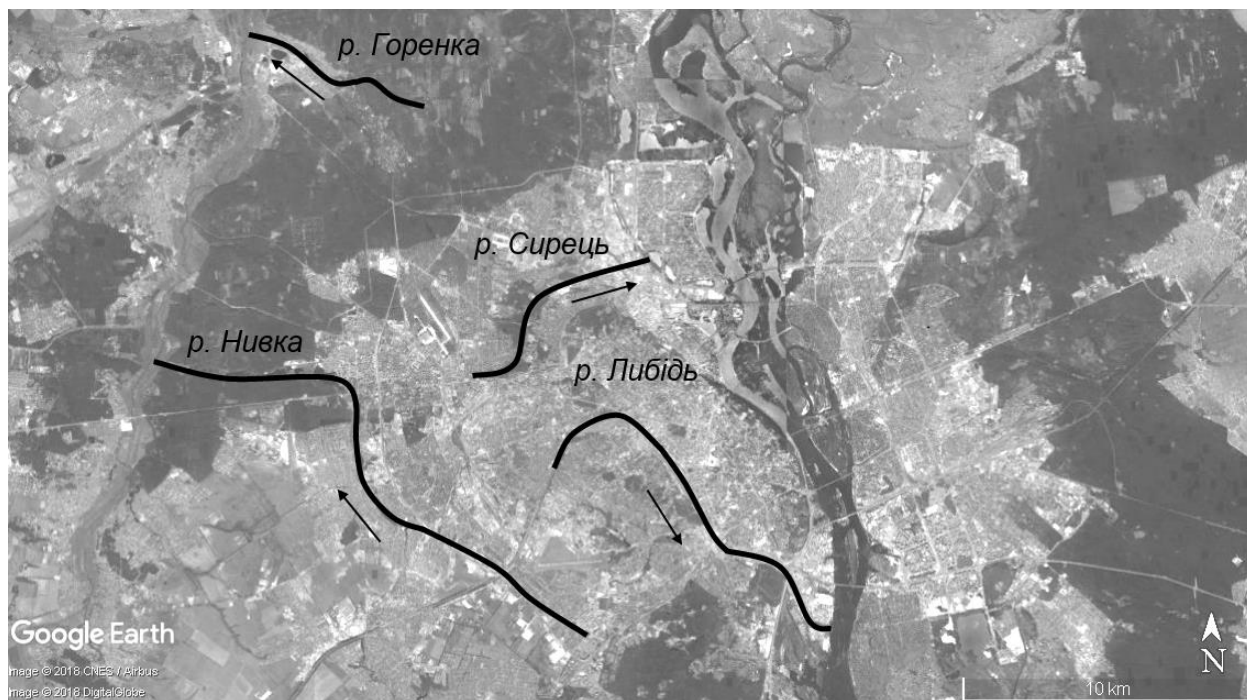


Рис. 3.1.1. Карта-схема річок Горенка, Либідь, Нивка і Сирець

Примітка: стрілками позначений напрямок течії.

Стосовно гідрографічних характеристик (табл. 3.1.1), в цілому наведені річки є співставними за довжиною русла та коефіцієнтом його звивистості. Також усім їм властивий лише незначний ступінь озерності і заболоченості водозбірних територій.

Таблиця 3.1.1.

Гідрографічні характеристики річок Горенка, Либідь, Нивка і Сирець [46, 65]

Ознака	р. Горенка	р. Сирець	р. Нивка	р. Либідь
Довжина (км)	12,0	12,3	19,7	16,1
Площа водозбору (км ²)	56,0	24,4	94,0	66,2
Лісистість (%)	82,1	21,7	27,0	13,1
Озерність (%)	0,54	1,3	2,2	0,16
Розораність (%)	5,71	4,10	—	1,81
Урбанізованість (%)	10,3	57,0	31,0	80,4
Звивистість	1,14	1,24	1,26	1,15

Слід звернути увагу, що серед досліджуваних водотоків найвищий ступінь урбанізації водозбірної території властивий р. Либідь, тоді, як найнижчий – р. Горенка, переважна більшість площі річкового басейну якої вкрита лісовими насадженнями. Як і більшість гідрографічних характеристик, ширина і глибина русел досліджуваних річок в цілому є також подібними (табл. 3.1.2).

Таблиця 3.1.2.

Морфометричні, гідрологічні та гідравлічні характеристики річок Горенка, Либідь, Нивка і Сирець [46, 65]

Ознака	р. Горенка	р. Сирець	р. Нивка	р. Либідь
Ширина, витік (м)	1,5–2,0	2,5–7,0	2,0–3,0	1,0–1,5
Ширина, гирло (м)	1,5–2,0	0,2–2,5	2,0–3,0	3,0–3,6
Глибина, витік (м)	0,2–0,8	0,1–1,3	0,1–0,7	0,7–0,9
Глибина, гирло (м)	0,2–0,8	0,1–0,3	0,1–0,7	0,2–0,8
Швидкість течії в межень (м/с)	0,1–0,2	0,05–0,10	0,05–0,10	0,3–0,5
Швидкість течії у водопілля (м/с)	2,2–2,5	0,25–0,30	0,30–0,40	2,2–2,8
Середній багаторічний стік (м ³ /с)	0,10	0,04	0,17	0,12
Довжина спрямлених ділянок (%)	20,0	60,0	47,5	95,0
Довжина обвалованих ділянок (%)	3,0	0	23,5	0
Довжина ділянок у підпорі (%)	—	0	42,0	0
Ширина заплави (м)	8–12	10–40	75–120	4–35
Заростання русла (%)	0–25	0–50	0,5–100	0–2

Разом з тим швидкість течії зазначених річок істотно розрізняється. Зростання її в р. Горенка під час водопілля може бути пов'язане з низьким ступенем трансформації русла та збереженням на більшості ділянок гідрологічного режиму, наближеного до природного. В той же час стабільно висока швидкість течії р. Либідь може бути зумовлена високим ступенем спрямленості річки та відсутністю на ній істотних зон підпору. Останні в значній кількості властиві лише р. Нивка, на якій споруджено каскади ставів. Крім того слід відзначити, що р. Нивка має також найбільш широку заплаву та найвищий ступінь заростання русла серед зазначених водотоків.

Отже, вказані малі річки до зарегулювання були співставними за більшістю гідрографічних, гідроморфологічних і гідрологічних характеристик. Однак ймовірно, що розбіжності за характером і ступенем антропогенної трансформації ділянок русла відобразились на особливостях гідрологічного режиму цих річок, що в свою чергу могло вплинути на структуру їх рибного населення. Так, наведені дані дозволяють стверджувати, що серед досліджуваних водотоків р. Либідь з високим рівнем каналізування притаманні найбільш реофільні умови, тоді як р. Нивка з каскадами ставів – найбільш лімнофільні. В цілому ж ступінь трансформації русла наведених річок корелює з рівнем урбанізації їх водозбірних територій, і є найменшим на р. Горенка.

Стосовно обсягу водних ресурсів найбільш багатоводною серед досліджених річок є р. Нивка, тоді як найменш водними виступають річки Горенка й Сирець (табл. 3.1.3).

Таблиця 3.1.3.

Гідрологічні характеристики та навантаження стічними водами річок Горенка, Либідь, Нивка і Сирець [65]

Ознаки	р. Горенка	р. Сирець	р. Нивка	р. Либідь
Водні ресурси, млн. м ³ /рік	4,019	3,762	20,013	7,617
Стічні води, млн. м ³ /рік	0,04	0	0,403	4,142
Стічні води, % водних ресурсів	1	0	2	54

Істотне навантаження стічними водами властиве лише р. Либідь, що може бути пов'язано з високим ступенем урбанізації її водозбірної території. В той же час обсяг надходження стічних вод до інших вказаних річок є порівняно незначним.

Отже, серед досліджуваних водотоків найбільший ступінь антропогенного порушення гідроморфологічних, гідрологічних і гідравлічних характеристик притаманний р. Либідь, а найменший – р. Горенка.

Таким чином, згідно категорійних ознак [29, 164], внаслідок антропогенної трансформації гідроморфологічних характеристик істотна частка ділянок русла досліджуваних водотоків має бути віднесена до значно змінених водних об'єктів [84]. Відповідно, головною метою природоохоронної діяльності на них виступає досягнення доброго екологічного потенціалу, зокрема як середовища існування іхтіофауни.

Для ґрунтового порівняння характеру і рівня антропогенного навантаження на досліджувані водотоки необхідно більш докладно описати типи і ступінь порушення ділянок їх русла за повздовжнім профілем річки.

Р. Либідь у верхів'ї поміщена у підземний бетонний колектор. Далі вона протікає переважно бетонним каналом, відкритим на більшості своєї протяжності, однак поміщеним під землю на окремих фрагментах русла, переважно в місцях його перетину з транспортними шляхами. Вздовж дна бетонного лотка посередині розміщений жолоб, який виконує функцію русла, тоді як розташовані обабіч нього бетонні тераси виступають у ролі заплави і підлягають затопленню паводковим та зливовим стоком [65]. Ширина лотка зростає від витoku до гирла з 3 до 30 м, тоді як ширина жолоба на його дні – лише з 1 до 3 м. Притоками р. Либідь є щонайменше 16 струмків, більшість з яких поміщено до підземних бетонних колекторів; окрім них до р. Либідь впадає значна кількість локалізованих випусків стічних і зливових вод [36]. В нижній третині протяжності річки знаходиться пам'ятка природи місцевого значення «Природне русло р. Либідь» довжиною близько 400 м [46]. Далі русло розміщене в бетонному жолобі між терасами, що переважно не мають бічних стін, окрім розширеної

передгірлової ділянки. У місці впадіння р. Либідь до Канівського вдсх. вона утворює слабо проточний естуарій, де спостерігаються застійні явища. Слід зазначити, що кінець бетонного жолобу в гирлі річки періодично виступає водозливом під час зниження рівня води у водосховищі.

Тобто, на більшості своєї протяжності р. Либідь фактично трансформована на колектор для приймання стічних та зливових вод [36]. Заростання русла макрофітами, що могло б слугувати природним біофільтром, не є типовим для більшості ділянок річки, а високі швидкості води в каналізованій частині русла та великі маси домішок сприяють тому, що (згідно класифікації якості поверхневих вод [88]) річка в середній та нижній частині належить до брудних. Переважаючи типи забруднення – ацидифікація, надмірна концентрація азотних сполук та важких металів [36, 106, 178]. Окрім підвищеного вмісту токсикантів на перенавантаження р. Либідь стічними водами вказує значна варіабельність хімічного складу води у часі й просторі [37].

Серед досліджуваних водотоків лише для р. Либідь ґрунтовно висвітлений якісний і кількісний склад зоопланктону і зообентосу.

Серед зоопланктону в зазначеному водотоці до складу домінантного комплексу видів незалежно від сезону входили коловертки та ювенільні особини веслоногих. Переважання коловерток серед таксономічних груп на каналізованій ділянці русла свідчить про високий рівень забруднення водного середовища. На природній ділянці їх значення зменшується, а значення ракоподібних – збільшується. Серед останніх основу біомаси на каналізованій ділянці русла становили веслоногі, а на природній – гіллястовусі. Кількісні показники розвитку зоопланктону, так само як і якісні, були вищими на природній ділянці русла. Особливо чітко це спостерігалось влітку, коли чисельність зоопланктону на природній ділянці зростала більш ніж в 5 разів, а біомаса – у 80 разів. Взимку чисельність на ділянках була одного порядку, а біомаса на природній ділянці була вищою в 4 рази. В середньому чисельність зоопланктону складала 5,82 тис. екз./м³, а біомаса – 0,14 г/м³. Коливання знаходились в межах від 0 (за відсутності зоопланктонних організмів у пробах) до 16,57 тис. екз./м³ та 1,36 г/м³.

Середні значення чисельності та біомаси зоопланктону для каналізованої ділянки становили 1,28 тис. екз./м³ та 0,01 г/м³, а для природної – 2,75 тис. екз./м³ та 0,28 г/м³ [37]. Відомо, що умови каналізованого русла не сприяють зростанню якісних і кількісних показників зоопланктону. Однак збільшення показників його складу на природній ділянці річки порівняно з каналізованою не можна пов'язати з більш придатними умовами для його формування, оскільки довжина цієї ділянки недостатня для перебудови структури його угруповання. Дану ситуацію можна пояснити надходженням планктонних організмів ззовні, наприклад з басейнів ТЕЦ-2 та ТЕЦ-5. Таким чином, у руслі р. Либідь переважно відбувається транзит алохтонного планктону. Також слід відзначити, що у планктофауні вказаної річки в значній кількості виявлені олігохети (до 2240 екз./м³) і нематоди (до 2080 екз./м³) [37].

Отже, зоопланктон р. Либідь здебільшого складається з евритопних або пов'язаних з субстратом форм, які вимиваються в умовах доволі високої швидкості течії та мілководності. Власне планктонних форм зустрічається небагато, і, можливо, вони потрапляють до річки з інших водойм. Кількісний розвиток зоопланктону, в цілому і як кормового об'єкту для риб, порівняно низький. Збільшення чисельності зоопланктону відбувається лише в місцях розвитку видів-індикаторів органічного забруднення, при цьому вона залишається дуже низькою. Однак відомо, що зоопланктон здатен швидко відновлювати чисельність і біомасу за покращення умов середовища. Так, підвищення видового багатства зоопланктону більш ніж в два рази відбувається вже наприкінці 500-метрової ділянки природного русла.

Різноманітність зообентосу в р. Либідь істотно знижена внаслідок високого ступеню каналізованості та обмежена вільними від бетону ділянками. Так, у гирловій ділянці біомаса 1–2 видів олігохет складала 24–25 г/м² [24]. Відомо, що в 2005 р. в річці були відмічені наступні представники зообентосу, що є видами-біоіндикаторами: *Lumbriculus variegatus* Müller, *Limnodrilus* sp., *Tubifex* sp., *Erpobdella octoculata* L., *Nais variabilis* P i g u e t, *Chironomus plumosus* (L.), *Physa acuta* (D r a p a r n a u d) [173]. В таксономічному складі відмічені види, що

віддають перевагу середовищу, багатому на органічні речовини, та можуть мешкати навіть у стічних водах. На всіх дослідних ділянках за чисельністю домінували олігохети, частка цієї групи була досить високою – 56–98% від загальної. На більшості станцій олігохети визначали також і рівень біомаси – 66–100% від загальної. Кількісні показники змінювалися у значних межах – чисельність від 19200 екз/м² до 216400 екз/м², біомаса – 6,66–211,32 г/м². Основу біомаси олігохет складали Tubificidae *Limnodrilus claparedeanus* R a t z e l та *L. hoffmeisteri* C l a p a r e d e, що виступають індикаторами органічного забруднення. Згідно методики гідроекологічних досліджень поверхневих вод [88] на ділянці природного русла р. Либідь рівень розвитку зообентосу за загальною чисельністю і за біомасою (без молюсків) був гранично високий, що відповідає гіпертрофним умовам.

Доцільно припустити, що подібні тенденції стосовно чисельності та біомаси планктонних і бентосних організмів властиві також іншим дослідженим ділянкам малих річок за умов значного антропогенного навантаження.

Р. Нивка розпочинається з декількох струмків, поміщених у підземні бетонні колектори, так само як і верхів'я річки [46]. Після виходу на поверхню верхня третина річки має переважно природне русло, на якому споруджені декілька невеликих ставів. Протікаючи поруч із житловими масивами і промисловими зонами, на зазначеному відрізку річка приймає випуски стічних вод [33]. Середня третина річки починається з підземного колектора шириною 4 м, розміщеного під житловим масивом. Після виходу на поверхню на річці та її притоці розташовані декілька руслових ставів. Нижня третина річки, що знаходиться поза межами міської забудови, також перетворена на каскад ставів. Передгирлова ділянка р. Нивка, перед впадінням у р. Ірпінь, на окремих відрізках каналізована.

Згідно оцінки якості середовища вода у р. Нивка визначена як брудна і така, що не придатна до використання для рекреативних потреб [33]. Особливих змін у формування гідроекологічного режиму за профілем річки не виявлено, весь басейн знаходиться під впливом урбанізації та інтенсивного забруднення

важкими металами. Також зазначеному водотоку притаманне забруднення нафтопродуктами. Загальною характеристикою всього басейну є ацидифікація поверхневих вод та евтрофікація внаслідок забруднення фосфатами та амонійним азотом. Якість води формується в першу чергу трофо-біологічними показниками та вмістом важких металів за сталої ацидифікації [21, 36].

Екологічну ситуацію в басейні формують сполуки мінерального азоту та фосфору, вміст яких найбільший під час весняної повені. Кисневий режим напружений, особливо в зоні поширення вищої водної рослинності та в періоди цвітіння води. З токсичних металів визначались йони міді, цинку, нікелю, кобальту, свинцю. Лімітуючим токсикогенну ситуацію елементом виступала мідь – в місцях забруднення поверхневим стоком її концентрація досягала іноді 20 мкг/дм³. Згідно результатів комплексної оцінки стану поверхневих вод, по всій довжині річка належить до забруднених (III клас), а місцями – до брудних (IV клас). Особливо забруднена вона поблизу населених пунктів Жуляни та Софіївська Борщагівка, а також у гирловій ділянці [21, 36].

Високий показник перманганатного окиснення за низьких значень БСК₅ вказує на можливе пригнічення процесів біохімічного окиснення органічних речовин токсичними домішками. Отже, притаманна річці еколого-токсикологічна ситуація може бути визначена як досить напружена. За гідрохімічними показниками вода належить до категорій «забруднена» і «брудна», і визначена як непридатна до риборозведення без попередньої очистки. Певною мірою роль біологічних систем очищення відіграють каскади ставів. Можливість «цвітіння» води визначена як відсутня за умов максимального розвитку вищої водної рослинності [33].

Результати досліджень донних відкладів р. Нивка в цілому вказують на багаторічне техногенне навантаження на водотік, про що свідчать рівні як нафтопродуктів, так і важких металів у пробах вище за стоки аеропорту. Однак слід відмітити і тенденцію до збільшення рівня концентрації токсикантів як вниз за течією, так і за профілем (поверхневий шар води – придонний шар води – донні відклади). Тобто найбільшого забруднення зазнають донні відклади у точці

спостереження нижче стоків аеропорту. Токсичність також зростає в низці «поверхнева проба – придонна проба – проба донних відкладів» [49]. Високі коефіцієнти донної акумуляції свідчать про те, що відклади накопичують забруднюючі речовини до рівнів, які значно перевищують їх вміст у воді, що може в свою чергу спричиняти вторинне забруднення водотоку за їх розмивання [48].

Вказано, що умови для існування іхтіофауни в зазначених ставах не є сприятливими через напружену харчову конкуренцію, що ускладнює виживання личинок, а також через значну чисельність дрібних всеїдних видів риби і потужний тиск браконьєрства, без вирішення проблеми якого інші аспекти оптимізації умов існування рибного населення не видаються ефективними [80].

В складі іхтіофауни ставу, позначеного як № 4 [52], під час вегетаційного сезону в 2002–2004 рр. відмічені краснопірка звичайна, верховка звичайна (98,6% загальної чисельності), чебачок амурський, щипавка звичайна і окунь звичайний.

У ставі, розташованому поблизу вул. Щорса, в 2002–2005 рр. виявлені плітка звичайна, краснопірка звичайна, вівсянка звичайна, чебачок амурський, гірчак європейський, карась сріблястий, короп звичайний і окунь звичайний [80].

У ставі, позначеному як Святошинський № 14 [52, 80], під час вегетаційного сезону в 2002–2004 рр. відмічені плітка звичайна, краснопірка звичайна, верховка звичайна (20,3%), чебачок амурський (38,7%), пічкур звичайний (16,3%), гірчак європейський (15,8%), карась сріблястий, триголкова колючка звичайна, окунь звичайний (1,0%), бичок пісочник і бичок гонець.

У ставі, позначеному як Святошинський № 15, в 2001–2002 рр. виявлено 7 видів риби [49]. В 2002–2003 рр., у водоймі відмічені верховка звичайна, карась сріблястий, короп звичайний, чебачок амурський, краснопірка звичайна, гірчак європейський і окунь звичайний [21], а під час вегетаційного сезону в 2002–2004 рр. – краснопірка звичайна, верховка звичайна (87,7% загальної чисельності), чебачок амурський, гірчак європейський, карась сріблястий, короп звичайний, щипавка звичайна, триголкова колючка звичайна і окунь звичайний [52, 80].

Р. Сирець у місці витоку перетворена на каскад із чотирьох невеликих ставів. Далі верхня половина річки переважно протікає природним руслом, каналізованим на окремих відрізках [46]. Серед лісопаркової зони та приватних забудов до річки впадають струмки та випуски стічних і зливових вод. Нижня течія річки розміщена переважно в закритому колекторі під урбанізованою територією. Лише передгірлова ділянка представлена спрямленим руслом, частково каналізованим перед впадінням у оз. Кирилівське (Опечень Верхнє). Безпосередньо гірлова ділянка р. Сирець знаходиться у підпорі зазначеної водойми.

Гідрохімічні дослідження показали, що у р. Сирець зафіксовано перевищення санітарно-гігієнічних норм за вмістом свинцю. Крім того, річка несе постійно змінну суміш зливових та промислово-побутових стоків, де концентрація нафтопродуктів перевищує санітарно-гігієнічні норми у 60–300 разів [47]. В ставках у верхів'ї відмічено присутність хлорорганічних пестицидів – ДДТ та його ізомерів (ДДЕ, ДДД) – у значній кількості в донних відкладах. Крім того, придонний шар цих водойм протягом цілого року містить сірководень. Поряд із наявністю сірководневої зони спостерігається наростання вмісту хлорорганічних пестицидів від весни до осені. Наявність сірководневої зони та її взаємодія із токсичними речовинами були визначені як такі, що потребують невідкладного та поглибленого вивчення, адже водойма виконує рекреаційне призначення [49]. Оз. Кирилівське, куди впадає річка, також властиве такосичне забруднення водного середовища [161].

Р. Горенка у верхній та частково середній течії протікає природним руслом серед лісового масиву, тоді як нижче за течією вона оточена приватними забудовами, приймає співставну за розміром притоку (р. Котурка) та включає каскад руслових ставів [46].

Порівняно з іншими досліджуваними водотоками р. Горенка властивий істотно менший ступінь забруднення як сполуками мінерального азоту і органічною речовиною, так і нафтопродуктами, важкими металами і пестицидами [46, 65], що зумовлено незначним ступенем урбанізації її водозбірної території.

Стосовно складу іхтіофауни, згідно досліджень 2011–2016 рр. [3] та даних працівників рибгоспу і місцевих рибалок, у р. Котурка, що є притокою р. Горенка, було виявлено 20 видів риб: плітка звичайна (*Rutilus rutilus* L.), плоскирка європейська (*Blicca bjoerkna* L.), вівсянка звичайна (*Leucaspis delineatus* Н е с к е л), товстолобик білий амурський (*Hypophthalmichthys molitrix* V a l e n c i e n n e s), гірчак європейський (*Rhodeus amarus* B l o c h), пічкур звичайний (*Gobio gobio* L.), білий амур східноазіатський (*Ctenopharyngodon idella* V a l e n c i e n n e s), короп звичайний (*Cyprinus carpio* L.), карась китайський (*Carassius auratus* L.), карась сріблястий (*Carassius gibelio* B l o c h), лин звичайний (*Tinca tinca* L.), щипавка звичайна (*Cobitis taenia* L.), сом європейський (*Silurus glanis* L.), микіжа прісноводна (*Parasalmo mykiss* W a l b a u m), щука звичайна (*Esox lucius* L.), судак звичайний (*Sander lucioperca* L.), окунь звичайний (*Perca fluviatilis* L.), йорж звичайний (*Gymnocephalus cernuus* L.), головешка ротань (*Perccottus glenii* D y b o w s k i) і бичок пісочник (*Neogobius fluviatilis* P a l l a s). Наявність у складі іхтіофауни алохтонних видів (промислові вселенці товстолобик, білий амур і микіжа, та небажаний – головешка) пояснюється наслідком діяльності риборозплідника та періодичного зариблення ставків. Переважання озерних видів риб пов'язується з антропогенною зміною гідрологічного режиму, тобто перебудовою річкової реофільної іхтіофауни в бік зростання кількості й чисельності лімнофільних представників внаслідок зарегулювання річки й уповільнення течії на її ділянках.

Отже, серед вищенаведених водотоків лише р. Либідь не притаманні ані переривання водозливами, ані уповільнення течії на значній протяжності від гирла. Вказані явища найбільшою мірою властиві р. Нивка і р. Горенка, на яких споруджені руслові стави. Стосовно р. Сирець, на більшості її протяжності наявні лише водозливи, а уповільнення течії переважно спостерігається на передгирловій ділянці. В цілому ступінь трансформації морфологічних характеристик, порушення гідрологічного режиму та токсифікації досліджуваних водотоків корелює з рівнем урбанізації їх водозбірних територій.

3.2. Якість водного середовища за гідрохімічними показниками

Оцінка якості води за гідрохімічними показниками вказала на її розбіжність у досліджуваних водотоках (табл. 3.2.1).

Таблиця 3.2.1.

Якість води річок Горенка, Либідь, Нивка і Сирець за гідрохімічними показниками

Показник:	р. Горенка		р. Либідь		р. Нивка		р. Сирець	
	З	К/К	З	К/К	З	К/К	З	К/К
рН	7,85	II 2	8,11	II 3	8,28	III 4	8,21	III 4
Кисень, мг/дм ³	6,87	III 4	6,46	III 4	6,12	III 4	8,14	I 1
Мінералізація, мг/дм ³	288	I 1	630	II 2	527	II 2	840	II 3
Амонійний азот, мг N/ дм ³	0,45	III 4	0,66	III 5	0,67	III 5	0,78	III 5
Нітритний азот, мг N/ дм ³	0,01	II 3	0,13	V 7	0,04	III 5	0,14	V 7
Нітратний азот, мг N/ дм ³	<0,1	I 1	2,92	V 7	1,68	IV 6	4,24	V 7
ХСК мг О/ дм ³	17,1	II 3	29,4	III 4	85,5	V 7	51,2	IV 6
БСК ₅ мг О ₂ / дм ³	2,30	III 4	4,98	III 5	7,96	IV 6	8,54	IV 6
Мідь, мкг/дм ³	2,13	II 3	9,89	III 4	15,67	III 5	15,68	III 5
Кадмій, мкг/дм ³	0,10	II 2	2,89	IV 6	3,08	IV 6	3,95	IV 6
Нафтопродукти, мг/дм ³	0,03	II 3	1,79	V 7	0,18	III 5	0,31	V 7

Примітка: «З.» – значення показника, «К/К» – клас і категорія якості води за екологічною класифікацією [89].

Оцінка за екологічною класифікацією показала наявність у річках Либідь, Нивка і Сирець забруднення водного середовища сполуками неорганічного азоту, органічними речовинами, важкими металами і нафтопродуктами. За показниками вмісту сполук неорганічного азоту вода відповідала III–V класу, 5–7 категорії («помірно забруднена – дуже забруднена») проти I–III класу, 1–4 категорії («дуже чиста – слабо забруднена») в умовному контролі – р. Горенка. За показниками

вмісту органічних речовин вода в них належала до III–V класу, 4–7 категорії («слабко забруднена – дуже забруднена») проти II класу, 3 категорії («досить чиста») в умовному контролі. В той же час за водневим показником, вмістом розчиненого кисню та мінералізацією в усіх досліджених водотоках вона відповідала I–III класу, 1–4 категорії («відмінна – задовільна»).

3.3. Рівень токсичності водного середовища і донних відкладів

Рівень гострої летальної токсичності води і донних відкладів у досліджуваних водотоках наведений у табл. 3.3.1.

Таблиця 3.3.1.

Гостра летальна токсичність води і донних відкладів

Ділянка, тип трансформації	Сезон			
	весна	літо	осінь	зима
р. Горенка				
№ 1, природне русло	<u>відсутня</u> відсутня	<u>відсутня</u> відсутня	<u>відсутня</u> відсутня	<u>відсутня</u> відсутня
№ 1, побічний водний об'єкт	<u>відсутня</u> відсутня	<u>відсутня</u> відсутня	<u>відсутня</u> відсутня	<u>відсутня</u> відсутня
р. Либідь				
№ 1, каналізування	<u>відсутня</u> відсутня	<u>відсутня</u> відсутня	<u>низька</u> висока	<u>низька</u> низька
№ 1, природне русло	<u>відсутня</u> відсутня	<u>низька</u> відсутня	<u>помірна</u> помірна	<u>низька</u> помірна
р. Нивка				
№ 1, каналізування	<u>відсутня</u> відсутня	<u>низька</u> відсутня	<u>відсутня</u> середня	<u>відсутня</u> середня
№ 1, побічний водний об'єкт	<u>відсутня</u> відсутня	<u>відсутня</u> низька	<u>відсутня</u> середня	<u>відсутня</u> середня
р. Сирець				
№ 1, водозливи	<u>відсутня</u> відсутня	<u>відсутня</u> відсутня	<u>відсутня</u> відсутня	<u>помірна</u> відсутня
№ 2, каналізування; побічний водний об'єкт	<u>відсутня</u> відсутня	<u>низька</u> відсутня	<u>помірна</u> відсутня	<u>відсутня</u> відсутня

Примітка: над ризикою – вода, під ризикою – донні відклади.

Так само, як і вміст забруднюючих речовин, токсичність була вищою на трансформованих ділянках русла порівняно з природними. Так, на ділянках антропогенно порушених річок Либідь, Нивка і Сирець її рівень коливався протягом року в доволі широких межах, періодично досягаючи високого, середнього і помірного рівнів відповідно.

При цьому в умовному контролі – відрізьку природного русла р. Горенка – токсичність виявлена не була.

Отже, результати досліджень вказують на залежність рівня токсичності води і донних відкладів у малих річках від ступеню урбанізації їх водозбірної території, типу антропогенної трансформації русла та гідрологічного режиму. Ймовірно, спричинені гідротехнічним будівництвом зміна річкового профілю та уповільнена течія негативно відображаються на самоочисній здатності середовища. В цілому незалежно від сезону та особливостей гідрологічного режиму вода мала нижчу токсичність порівняно з донними відкладами. Це може свідчити про акумуляцію токсикантів на ділянках, де внаслідок зниження проточності спостерігається накопичення донних відкладів та, відповідно, про можливість вторинного забруднення середовища за умов розмивання відкладів під час злив і паводків.

Сезонна динаміка рівня токсичності води і донних відкладів в усіх досліджених річках мала тенденцію до її зростання протягом вегетаційного періоду та зниження впродовж зимового. Можливо, це пов'язано з надходженням зливового стоку з урбанізованої водозбірної території переважно протягом весняно-літнього періоду.

Таким чином, виходячи з вищенаведеного, доцільно припустити, що вплив антропогенної трансформації ділянок русла малих річок на стан рибного населення може виникати не лише за рахунок зміни гідрологічного режиму, а й через погіршення якості водного середовища внаслідок зниження його самоочисної здатності та акумуляції забруднюючих речовин.

Крім того, рибне населення досліджуваних водотоків може зазнавати стресуючого впливу внаслідок періодичного надходження з урбанізованих

територій зливого стоку, забрудненого токсикантами, а накопичення останніх у донних відкладах може зумовлювати хронічний вплив забруднення, в першу чергу на придонних риб, що живляться зообентосом. Відповідно, так само, як і трансформація гідрологічного режиму, токсифікація водного середовища може відображатись на структурі іхтіофауни малих річок урбанізованих територій та популяційних і фізіологічних характеристиках її представників.

РОЗДІЛ 4 ВИДОВА ТА ЕКОЛОГІЧНА СТРУКТУРА РИБНОГО НАСЕЛЕННЯ МАЛИХ РІЧОК ЗА РІЗНОГО ХАРАКТЕРУ ТРАНСФОРМАЦІЇ РУСЛА

Для з'ясування закономірностей формування структури іхтіофауни малих річок урбанізованих територій залежно від характеру трансформації русла та ступеню токсифікації середовища було досліджено [216] видове різноманіття рибного населення вказаних водотоків, його якісний і кількісний склад, а також представленість у ньому різних екологічних груп.

4.1. Видова структура рибного населення за різного характеру трансформації русла

4.1.1. Видове різноманіття рибного населення

Під час вивчення структури іхтіоценозів на ділянках річок Либідь, Нивка, Сирець і Горенка, протягом 2010–2018 рр. було відмічено 7, 16, 11 і 9 видів риб відповідно [85, 216]. При цьому на всіх досліджених ділянках за кількістю видів (70%) та відносною чисельністю (88%) відзначене переважання родини Коропові (Cyprinidae), тоді як В'юнові (Cobitidae), Колючкові (Gasterosteidae), Окуневі (Percidae), Головешкові (Odontobutidae) й Бичкові (Gobiidae) були представлені лише одиничними видами.

З 20 відмічених видів 13 – верховка звичайна (*Leucaspius delineatus* (H e s k e l), 1843), гірчак європейський (*Rhodeus amarus* (B l o c h), краснопірка звичайна (*Scardinius erythrophthalmus* (L.), 1758), пічкур звичайний (*Gobio gobio* (L.), 1758), білоперий пічкур дніпровський (*Romanogobio belingi* (S l a s t e n e n k o), 1934), чебачок амурський (*Pseudorasbora parva* (T e m m i n s k e t S c h l e g e l), 1846), карась китайський (*Carassius auratus* (L.) 1758), щипавка звичайна (*Cobitis taenia* L., 1758), багатоголкова колючка південна (*Pungitius platygaster* (K e s s l e r), 1859), триголкова колючка звичайна (*Gasterosteus aculeatus* L., 1758), окунь звичайний (*Perca fluviatilis* L., 1758),

головешка ротань (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) і бичок-пісочник (*Neogobius fluviatilis* (Pallas), 1814) – зустрічались у досліджуваних водотоках незалежно від сезону і були відмічені на відокремлених гідроспорудами ділянках русла, що свідчить про їх здатність адаптуватись до постійного існування в умовах малих річок урбанізованих територій. В той же час 7 видів риби – ялець звичайний (*Leuciscus leuciscus* (L.), 1758), головень європейський (*Squalius cephalus* (L.) 1758), в'язь звичайний (*Idus idus* (L.), 1758), плітка звичайна (*Rutilus rutilus* (L.), 1758), верховодка звичайна (*Alburnus alburnus* (L.), 1758), плоскирка європейська (*Blicca bjoerkna* (L.), 1758) і лящ звичайний (*Abramis brama* (L.), 1758) – були відмічені в малих річках лише протягом вегетаційного періоду і виключно на ділянках, сполучених з приймаючою водоймою, що вказує на притаманність їм сезонних міграцій [76].

Дослідження якісного складу рибного населення на ділянках зазначених водотоків показало, що його видове багатство значною мірою узгоджується з типом трансформації русла (рис. 4.1.1.1).



Рис. 4.1.1.1. Кількість видів у складі рибного населення на ділянках річок з різним типом трансформації русла

На ділянках у нижній течії річок, сполучених з приймаючою водоймою, спостерігалось найбільше видове багатство рибного населення (10–16 видів риби), при цьому частина представлених видів (6–9) реєструвалась незалежно від сезону, а решта (4–7 видів) – лише протягом весняно-літнього періоду, що вказує на

притаманність їм сезонних міграцій між руслом малої річки та водоймою, до якої та впадає. Істотно більша кількість видів, відмічених у р. Либідь, порівняно з р. Сирець, може бути пов'язана з тим, що вона сполучається з Канівським вдсх. на р. Дніпро, де зареєстровано близько 50 видів риб [93], тоді як р. Сирець – зі штучним оз. Кирилівським, залишком зарегульованої малої річки Почайна, в іхтіофауні якого відмічено лише близько 20 видів [87].

В той же час на ділянках у середній течії водотоків, відокремлених від гирла гідротехнічними спорудами, було відмічено менше видове багатство рибного населення, представленого майже виключно резидентними видами. За утворення побічних водних об'єктів з уповільненою течією (стави на річках Нивка і Горенка) на ділянках русла не спостерігалось зниженої кількості резидентних видів риб (6–9), однак представленість видів, схильних до сезонних міграцій, була мінімальною (0–1 вид). За наявності водозливів без зниження проточності (середня течія р. Сирець) було виявлено ще менше видове багатство рибного населення, що включало лише 3 резидентні види (рис. 4.1.1.2).

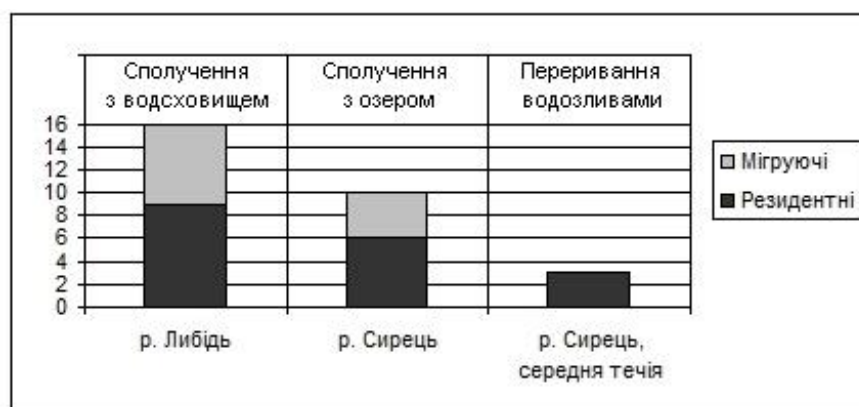


Рис. 4.1.1.2. Кількість видів у складі рибного населення на ділянках малих річок сполучених з іншими водоймами

Ділянка природного русла у верхній течії р. Горенка, прийнята за умовний контроль, характеризувалась наявністю 7 видів риб, що може бути пов'язано з перериванням водотоку греблями нижче за течією річки. В той же час відомо, що

в середній та нижній течії вказаного водотоку зареєстровано близько 20 видів риб [3].

Тобто, видове багатство іхтіофауни малих річок значною мірою залежить від сполучення з водоймами, які, ймовірно, слугують резерватами для більшості відмічених видів риб.

Вищенаведена тенденція підтверджується значеннями індексів Шеннона, домінування й полідомінантності (рис. 4.1.1.3).



Рис. 4.1.1.3. Показники видового різноманіття іхтіофауни на ділянках малих річок урбанізованих територій

Примітка: Л – нижня течія р. Либідь, С (н) – нижня течія р. Сирець, С (с) – середня течія р. Сирець, Н – середня течія р. Нивка, Г – верхня течія р. Горенка.

Так, значення індексу Шеннона становили 1,18–1,85 за сполучення ділянки русла з приймаючою водоймою та 0,87–1,30 за відокремлення ділянки річки гідроспорудами. Найвищі значення всіх наведених показників були притаманні ділянці річки, на якій зареєстровано найбільшу кількість видів риб (нижня течія р. Либідь) – 1,85, 0,53 і 4,02 відповідно. Окрім порівняно значного видового різноманіття це вказує [5] на більшу вирівняність видового складу рибного населення, тобто ступінь рівномірності розподілу видів за чисельністю.

На значущість безперешкодного сполучення ділянки малої річки з приймаючою водоймою для підтримання видового різноманіття риб вказують значення індексу Шеннона для ділянок у нижній та середній течії р. Сирець – 1,18

та 0,87 відповідно. Останнє значення є найменшим з зареєстрованих і властиве фрагменту русла, відокремленому водозливами як від приймаючої водойми, так і від штучно створених побічних водних об'єктів на річці.

Разом з тим не було відмічено впливу каналізування фрагментів русла на видове багатство рибного населення малих річок, зокрема на представленість у ньому резидентних і мігруючих видів. Так, найбільша їх кількість (16) була відмічена у водотоці, русло якого каналізоване на 95% [65] протяжності (р. Либідь). Крім того, всі відмічені 20 видів риб спостерігались у тому числі у відкритих колекторах, при цьому 15 з них (75%) були виявлені також і в закритих. Слід вказати, що умови середовища у відкритих і особливо закритих колекторах не можуть бути охарактеризовані як сприятливі для існування більшості відмічених видів риб, особливо представників фіто-лімnofільного комплексу. Тому вірогідно, що порівняно значне видове багатство рибного населення в каналізованих фрагментах русла малих річок пов'язане зі взаємним впливом іхтіофауни суміжних водних об'єктів, зокрема з активними і пасивними міграціями риб у межах річкової системи. Це свідчить на користь збереження транзитного значення ділянок водотоків, поміщених у відкриті й закриті колектори.

Отже, трансформація малих річок урбанізованих територій, особливо переривання русла гідротехнічними спорудами, призводить до зменшення видового багатства рибного населення. Це вказує на важливість наявності зв'язку ділянок русла з резерватами для підтримання видового різноманіття іхтіофауни малих річок та на значущість водозливів як перешкод для сезонних міграцій окремих видів риб. Вірогідно, ізольовані водозливами каналізовані фрагменти русла у верхів'ях малих річок урбанізованих територій не придатні для існування рибного населення внаслідок відсутності резерватів для його зимівлі, нагулу і відтворення.

4.1.2. Якісний і кількісний склад рибного населення

Стосовно якісного складу рибного населення малих річок встановлено, що представленість певних видів на ділянках водотоків значною мірою розрізнялась, і так само, як видове багатство, залежала від характеру антропогенної трансформації русла (табл. 4.1.2.1).

Таблиця 4.1.2.1.

Якісний і кількісний склад рибного населення річок. Либідь, Сирець, Нивка і Горенка (відносна чисельність, %)

Вид	р. Либідь	р. Сирець		р. Горенка	р. Нивка
	нижня течія	нижня течія	середня течія	верхня течія	середня течія
Ялець звичайний (<i>L. leuciscus</i>)	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00
Головень європейський (<i>S. cephalus</i>)	4,01	0,75	0,00	0,00	0,00
В'язь звичайний (<i>I. idus</i>)	16,98	10,11	0,00	0,00	0,00
Плітка звичайна (<i>R. rutilus</i>)	4,95	2,62	0,00	13,61	0,00
Краснопірка звичайна (<i>S. erythrophthalmus</i>)	0,00	3,00	0,00	0,59	0,15
Верховодка звичайна (<i>A. alburnus</i>)	44,81	70,04	0,00	0,00	0,00
Верховка звичайна (<i>L. delineatus</i>)	0,00	4,49	0,00	18,34	0,15
Плоскирка європейська (<i>B. bjoerkna</i>)	3,52	0,00	0,00	0,00	0,00
Лящ звичайний (<i>A. brama</i>)	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00
Гірчак європейський (<i>R. amarus</i>)	0,00	0,00	0,00	0,59	0,05
Чебачок амурський (<i>P. parva</i>)	0,24	0,00	0,00	0,00	44,32

Таблиця 4.1.2.1. (продовження)

Вид	р. Либідь	р. Сирець		р. Горенка	р. Нивка
	нижня течія	нижня течія	середня течія	верхня течія	нижня течія
Пічкур звичайний (<i>G. gobio</i>)	6,84	4,12	10,61	54,44	31,50
Білоперий пічкур дніпровський (<i>R. belingi</i>)	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00
Карась китайський (<i>C. auratus</i>)	4,95	0,00	25,00	2,96	23,27
Щипавка звичайна (<i>C. taenia</i>)	1,42	0,00	0,00	0,00	0,00
Багатооголкова колючка південна (<i>P. platygaster</i>)	1,65	0,00	0,00	0,00	0,00
Триголка колючка звичайна (<i>G. aculeatus</i>)	0,24	3,00	64,93	0,00	0,35
Окунь звичайний (<i>P. fluviatilis</i>)	8,73	1,12	0,00	9,47	0,10
Головешка ротань (<i>P. glenii</i>)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10
Бичок-пісочник (<i>N. fluviatilis</i>)	0,47	0,75	0,00	0,00	0,00

Примітка: жирним шрифтом виділені домінуючі види.

Відмічені види риб значною мірою розрізнялись за екологічними особливостями [92, 167, 168, 169, 170] та представленістю на різних ділянках досліджених малих річок.

Плітка звичайна в досліджуваних водотоках була відмічена в значній кількості в нижній течії р. Либідь та верхній течії р. Горенка, а також у вигляді одиничних екземплярів у нижній течії р. Сирець (див. табл. 4.1.2.1). У перших двох вказаних водотоках зареєстровано також цьоголітків зазначеного виду риб, що свідчить на користь його відтворення.

Відомо [92, 167], що плітка є одним із найбільш пластичних видів риб у родині Коропові. Вона невибаглива до якості середовища, тяжіє до біотопів зі стоячою і слабо проточною водою та піщаним або слабо замуленим дном,

однак може існувати і в умовах гірських річок. Зазвичай тримається на невеликих глибинах, нерідко поблизу гідротехнічних споруд. Вірогідно, зазначені особливості сприяли поширенню плітки в малих річках урбанізованих територій.

Також, плітці притаманний [92, 167] міграційний інстинкт, включаючи здатність пересуватись на значні відстані, в тому числі в межах прісних водойм та водотоків. Зокрема, для цього виду риб характерні міграції вгору за течією річок, особливо навесні, в другій половині квітня – першій половині травня. При цьому відмічена здатність плітки долати рибоходи [203]. Відомо [167], що до зарегулювання р. Дніпро вона масово йшла через пороги. Крім того, плітка може здійснювати значні нагульні міграції. Зимувальна міграція плітки в другій половині жовтня – на початку листопада відбувається масово, риба прямує зграями до глибоких місць – ям, заводей, затонів. Вірогідно, подібним чином плітка мігрує і в досліджених водотоках, зимуючи в приймаючій водоймі (р. Либідь і р. Сирець) або у руслових ставах, що не зазнали істотного забруднення (р. Горенка). Ймовірно також, що ставки, яким властиві токсичність води і донних відкладів та стагнофільні умови (р. Нивка), не є придатними для зимівлі плітки, що обумовлює її відсутність на відповідних ділянках водотоків.

Нерест плітки відбувається в квітні-травні, при цьому риба використовує переважно рослинний субстрат [92, 167]. Виходячи з цього, умови для відтворення вказаного виду риб на більшості ділянок досліджених водотоків не можна вважати сприятливими.

За спектром живлення плітка є мирним еврифагом, що споживає перш за все ресурси, які недостатньо використовуються іншими видами риб, в першу чергу – молюсків, личинок комах і рослинний матеріал [211]. Також відомо, що плітка інтенсивно споживає личинок і лялечок хірономід, причому личинки відіграють істотну роль у живленні протягом всього річного циклу [211]. Для забезпечення нагулу та інтенсивного росту цей вид риб потребує розвиненої функціонуючої заплавної системи, що сприяє акумуляції об'єктів живлення – бентосу і планктону [54]. Тобто, сприятливі умови для живлення плітки в

досліджуваних водотоках можуть виникати лише в місцях накопичення донних відкладів та інтенсивного розвитку в них макрозообентосу.

При цьому плітка виступає харчовим конкурентом яльця за рахунок значного перекриття спектру живлення [190], та в'язя внаслідок споживання личинок хірономід. Конкуренція з іншими рибами в дорослої плітки виникає лише за одноманітності кормової бази чи масового розвитку кормових організмів, що доступні для споживання всім риbam, а також за відсутності у водоймі дрейсени. Виходячи з цього, можна припустити високу ймовірність виникнення харчової конкуренції плітки з багатьма видами риб в умовах малих річок урбанізованих територій.

Окунь звичайний у вивчених малих річках відмічений на більшості досліджених ділянок, окрім середньої течії р. Сирець (див. табл. 4.1.2.1), ізольованої гідроспорудами як від ставків, так і від приймаючої водойми. Слід відзначити присутність у досліджених водотоках цьоголітків вказаного виду, що свідчить на користь його відтворення в малих річках урбанізованих територій або у ставках на їх притоках.

Відомо [92, 169], що цей лімнофільний, але чутливий до вмісту кисню вид риб здатний існувати у вкрай різноманітних типах водних об'єктів, що сприяє його значному поширенню в малих річках урбанізованих територій.

Під час нересту цей вид риб, на відміну від більшості відмічених, тяжіє до русла річки, а не до заплави. Як субстрат він використовує переважно торішню рослинність, але може відкладати ікру й на кам'янисте дно [92, 169]. Тобто, в цілому умови досліджених водотоків можна вважати достатньо сприятливими для відтворення окуня.

Молодь цього виду масово споживає нижчих ракоподібних, особливо водяних осликів та личинок хірономід, роль яких у спектрі живлення зростає по закінченню вегетаційного періоду. Загалом у живленні молоді окуня переважають організми, які найінтенсивніше розвиваються в цей час у водоймі. Тоді як дрібні особини цього виду споживають безхребетних, крупні живляться майже виключно рибами, в першу чергу низькотілими коропами, а також бичковими

[92, 169]. Тобто умови нагулу окуня в досліджених малих річках можна означити як достатньо сприятливі. Також можна припустити, що низька чисельність більшості короткоциклових видів риб на ділянках річок, де поширений окунь, пов'язана саме з хижацтвом з боку останнього.

Разом з тим відомо, що окунь виступає харчовим конкурентом риб-бентофагів. Так, експериментальним шляхом встановлено [12] здатність молоді окуня спричиняти достовірні зміни структури донних угруповань за рахунок інтенсивного споживання олігохет та личинок хірономід і інших комах. Виходячи з цього, можна припустити певну роль окуня в низькій чисельності більшості інших неспеціалізованих бентофагів у вивчених малих річках.

Пічкур звичайний зареєстрований на всіх дослідних ділянках річок (див. табл. 4.1.2.1), де був представлений як дорослими особинами, так і цьоголітками.

Цей реофільний вид звичайно тримається руслової частини річок, мілководних ділянок, перекатів за швидкості течії 20–40 (45) см/с, тяжіючи до піщаного, глинистого, зрідка галечного дна [167]. Відомо також, що пічкур адаптований до спричинених зливами паводків [201], та разом з тим здатен заселяти малопроточні водойми з замуленим дном. Це сприяє його збереженню в малих річках незалежно від характеру трансформації русла та порушень гідрологічного режиму.

Разом з тим слід вказати, що пічкур вважається дуже чутливим до хімічного забруднення видом [92], який одним з перших гине від впливу токсикантів [167] та дефіциту кисню [165]. В той же час вказується порівняно значна його стійкість до органічного забруднення [186], здатність адаптуватись до підвищеної концентрації йонів важких металів [202] та можливість існування його стійких популяцій у теплих стічних водах станції аерації [165].

Відомо, що пічкур є осілим видом, який не здійснює міграцій, в тому числі нерестових. Восени він переміщується до глибших ділянок з мулистопіщаним дном, взимку зазвичай залягає в ями [92, 167]. Цьому виду риб властивий інстинкт повернення до свого місця (хомінг), зокрема за штучного переміщення

вгору або вниз за течією на відстань до 700 м [167]. Це свідчить на користь постійного існування пічкура на ділянках досліджених річок, де він був виявлений у значній кількості.

Стосовно репродуктивного циклу цього виду риб відомо, що статевій зрілості пічкур набуває зазвичай на другому-третьому році життя, за довжини близько 6,0 см та маси приблизно 5,0 г, самці – зрідка на першому році [167]. У нерестовому стаді чисельно дещо переважають самки. Плідники звичайно представлені трьома віковими групами (2–4 роки), основна їх маса має довжину 7–8 см та масу 5–8 г, в середньому Дніпрі – 8,74 (6,0–11,9) см. Абсолютна плодючість пічкура становить 1–3 тис. ікринок, за іншими даними у риб з верхнього Дніпра, за довжини від 9 до 12 см – зростає з 12,0 до 15,5 тис., тоді як відносна складає 627–854, незалежно від довжини тіла. Нерест відбувається на глибині 0,5–0,6 м за швидкості течії 0,2–0,3 м/с на ущільненому дні. Субстратом можуть слугувати також дрібне каміння та бетонні плити. Після запліднення ікра приклеюється до субстрату [92, 167]. Виходячи з вищенаведеного, умови нересту пічкура на непорушених та каналізованих ділянках досліджених малих річок можна розглядати як достатньо сприятливі.

Відомо, що у водоймах пічкур росте швидше, ніж у річках, завдяки кращим умовам живлення. В середньому Дніпрі, у віці 1+ його довжина складає 7,35 см, 2+ – 8,69 см, 3+ – 10,61 см. Вгодованість істотно вища в особин, що мешкають у багатших на корм водоймах; у середньому Дніпрі коефіцієнти Фультона та Кларк складають в середньому 1,43 і 1,17 [167].

У раціоні пічкура переважають личинки хірономід, а домішки мулу в кишечниках свідчать про їх споживання з мулистого дна [92, 167]. Встановлено [200], що за значного розвитку зообентосу на зарегульованих ділянках річок пічкур споживає представників усіх домінуючих груп, окрім олігохет [167], надаючи перевагу вищезгаданим личинкам хірономід [9]. Тому умови нагулу цього виду риб у досліджених водотоках видаються в цілому сприятливими, особливо за повної відсутності (р. Сирець, р. Нивка, р. Горенка) або вкрай низької чисельності (р. Либідь) інших спеціалізованих бентофагів.

Завдяки харчовій спеціалізації пічкур за високої чисельності сам здатен виступати потужним конкурентом для зообентофагів, навіть середньоциклових, таких як лящ [167]. Це сприяє набуттю ним масовості за умов, коли основним доступним об'єктом живлення для риб слугують личинки хірономід.

Триголкова колючка звичайна (інвазивний вид) була зареєстрована на більшості дослідних ділянок, окрім верхньої течії р. Горенка. Однак у р. Либідь вона виявлена за єдиним екземпляром, що міг потрапити до русла зі ставків на притоках, а масовості зазначений вид набув лише у вкрай спрощеному іхтіоценозі середньої течії р. Сирець (див. табл. 4.1.2.1). На зазначеній ділянці та в р. Нивка виявлені також цьоголітки вказаного виду.

Відомо, що триголкова колючка надає перевагу неглибоким (до 1 м) стоячим або слабкопроточним ділянкам, яким властиве сильне заростання [9, 170]. Розвиток молоді цього виду відбувається без відхилень навіть в істотно забруднених водоймах [170]. Молодь триголкової колючки тримається в заростях занурених макрофітів, її чисельність істотно знижена навіть у розріджених заростаннях, а на відкритих ділянках вона практично не зустрічається [14]. Зростанню чисельності цього виду сприяє також зарегулювання течії [170]. Можливо, низька чисельність триголкової колючки на більшості досліджених ділянок водотоків пов'язана з відсутністю значних масивів макрофітів, а домінування в середній течії р. Сирець обумовлено повною відсутністю хижаків.

Триголкова колючка не здійснює значних міграцій у прісних водних об'єктах, однак, навесні може заходити у стрімкі потоки [170]. Тому поширення її вгору за течією досліджених річок видається цілком можливим.

Цьому виду риб властива турбота про потомство [92, 170]. Самиці відкладають ікру в гніздо, побудоване самцем з рослинності, а за відсутності такої – в щілини між і під камінням, або в гніздо з ґрунту. Після нересту самець охороняє не лише гніздо з кладкою, але й вільно плаваючих мальків [194]. Вірогідно, така поведінка дозволяє триголковій колючці більш успішно конкурувати з аборигенними видами риб та натуралізуватись у малих річках.

Спектр живлення триголкової колючки вкрай широкий, вона споживає будь-яку тваринну їжу, зокрема в значній кількості личинок і лялечок хірономід, а також водяних осликів. Вірогідно, умови живлення цього виду риб у досліджених водотоках слід вважати сприятливими.

При цьому завдяки еврифагії триголкова колючка виступає харчовим конкурентом багатьох видів риб. Її масове розмноження та входження до домінуючого комплексу істотно гальмує зростання чисельності інших представників іхтіофауни [205]. Окрім харчової конкуренції триголкова колючка масово знищує ікру і молодь інших видів риб. В ізольованих водоймах, де колючка набуває масовості, інші види риб зазвичай малочисельні [170]. При цьому регулятором чисельності дорослих особин триголкової колючки можуть виступати більшість хижих видів риб, зокрема окунь звичайний [170]. Слід відзначити, що у досліджуваних водотоках триголкова колючка набула масовості лише за умови відсутності окуня в складі іхтіофауни (середня течія р. Сирець).

Карась китайський (інвазивний представник) був відмічений в усіх досліджуваних водотоках, а у р. Нивка виявлені також чисельні цьоголітки вказаного виду. Разом з тим домінування карася відзначене лише на відокремлених від гирла водозливами трансформованих ділянках р. Сирець і р. Нивка (див. табл. 4.1.2.1).

За приуроченістю до гідрологічного режиму карась китайський може розглядатись як лімнофіл, однак відомо, що він уникає застійних ділянок водойм [92, 168]. У річках він обирає місця зі сповільненою течією, дещо замуленим дном та розвиненою зануреною рослинністю, тяжіючи до заток. Зростанню чисельності карася у водотоках сприяє зарегулювання. Також відомо [92, 168], що карась китайський є невибагливим до умов середовища, стійким до задухи, низьких температур та порушень гідрохімічного режиму, а також здатен уникати перемерзань, пересихань, хижаків і знарядь лову, закопуючись у мул. Зимівля цього виду також зазвичай відбувається в шарі мулу. Вірогідно, зазначеними особливостями зумовлене широке розповсюдження карася в досліджуваних водотоках, та разом з тим його приуроченість до зарегульованих ділянок русла.

Слід також вказати, що карась китайських є осілим видом, який проводить все життя в межах невеликих акваторій, здійснюючи лише сезонні міграції між менш і більш глибокими ділянками мікроареалу [168]. Тому присутність його на певних ділянках русла може вказувати на постійне існування цього виду.

Стосовно особливостей онтогенезу представленого виду риб відомо [168], що самці можуть дозрівати за довжини 6,5 см, самиці – за 6,8 см, однак зазвичай, відповідно, за 10,8 см та 11,2 см. Найчастіше самці дозрівають у дворічному віці, самки – у трирічному. Зростання частки самців, притаманне за погіршення стану кормової бази через прогресуюче забруднення, сприяє посиленню природного добору за необхідності підвищення генетичної різноманітності популяції для її збереження [153]. Плодючість за нерестовий сезон у самиць довжиною 6,8–17,5 см складає 23,5–117,9 тис. ікринок (за інших умов відмічено 28–100 тис.). Нерест порційний, у порції 100–2000 (3000) ікринок, однак інколи до 19160 [168]. Субстратом слугує різноманітна рослинність. Можна припустити, що умови відтворення карася китайського в досліджуваних водотоках певною мірою ускладнені відсутністю значних масивів занурених та напівзанурених макрофітів.

Вживання молоді цього виду риб також значною мірою залежить від наявності заростей водних рослин [191]. Тобто відтворення цього виду риб може бути ускладнене на ділянках досліджених водотоків, де представлені хижі види риб (р. Либідь і р. Горенка).

За спектром живлення карась китайський є еврифагом [92, 168]. Влітку і у вересні найбільшу роль у його раціоні відіграють личинки хірономід. Звичайно карась риється в мулі в пошуках їжі. Детрит може складати до 30–90% його раціону [210]. Відповідно, в досліджених малих річках сприятливі умови для живлення цього виду риб можуть виникати перш за все на зарегульованих ділянках русла, де спостерігається накопичення донних відкладів (р. Нивка), в той час як за відсутності можливості мігрувати до зон підпору (середня течія р. Сирець) нагул цього виду може бути ускладнений.

Відомо [92, 168], що темп росту цього виду значною мірою залежить від стану кормової бази та щільності популяції, і маса тіла одновікових особин карася

китайського може розрізнятись на порядок за розбіжних за сприятливістю умов їх нагулу. Цьоголітки карася китайського за нормальних умов мали довжину 5,4–6,0 см, масу 3,8–6,9 г, коефіцієнт Фульона 2,79 (2,14–3,33) та коефіцієнт Кларк 2,22 (1,62–2,63). Трилітки і чотирилітки досягали довжини відповідно, 8,8–10,9 см і 12,7–17,4 см, маси 23,3–46,3 г і 77,5–209,4 г, а притаманні їм коефіцієнти Фультона та Кларк становили відповідно, 3,47 (2,19–4,41) та 2,58 (1,63–3,02) [168].

За сумісного існування карась китайський уникає конкуренції з більшістю видів риб за умов значного розвитку зоопланктону, однак сам здатен чинити їм потужну конкуренцію, цілковито підриваючи їх бентосну кормову базу [30, 51]. Так, він може конкурувати з іншими лімнофільними рибами за личинок хірономід, зокрема успішно витісняє плітку та окуня в ізольованих водоймах [30, 51, 218]. Цей вид риб краще за триплоїдного карася сріблястого (*Carassius gibelio* (Bloch), 1782) реалізує свій біологічний потенціал за несприятливих умов середовища [180]. Певний ступінь деградації біоценозу сприятливий для його інвазії внаслідок послаблення популяцій аборигенних видів та зниження конкуренції й елімінації з їх боку [218, 220]. Збільшення чисельності та поширення карася свідчить про деградацію екосистеми [91]. Наведені дані цілком узгоджуються з представленістю карася китайського на ділянках досліджуваних водотоків.

Краснопірка звичайна була виявлена в р. Сирець, р. Нивка і р. Горенка за наявності зон з уповільненою течією, не набуваючи, однак, масовості на жодній з досліджених ділянок (див. табл. 4.1.2.1).

Цей вид є типовим мешканцем неглибоких прибережних ділянок у додатковій системі річок, і тяжіє до слабкопроточних або непроточних умов та заростей макрофітів, уникаючи незарослих ділянок та швидкої течії [92, 167]. Часто тримається поблизу гідроспоруд. Відомо, що чисельність цього виду риб зростає у штучних водоймах за утворення зарослих мілководь, з чим і пов'язані особливості його поширення в досліджуваних малих річках. Разом з тим невисока

інтенсивність заростання макрофітами навіть за умов сповільненої течії, вірогідно, перешкоджає набуттю краснопіркою масовості.

Відомо, що краснопірка не здійснює істотних міграцій, лише для зимівлі скочуючись вниз за течією до глибших ділянок [167]. Вірогідно, умови зимівлі цього виду на руслових ділянках досліджуваних водотоків та в забруднених ставах не є сприятливими.

Нерест відбувається у квітні-травні [92, 167]. Ікра відкладається на вегетуючу рослинність, тому умови відтворення краснопірки в малих річках урбанізованих територій слід розглядати як ускладнені.

Живиться краснопірка переважно рослинами, зокрема водоростями, а також макрозообентосом, наприклад молюсками. При цьому за відповідних умов личинки хірономід можуть виступати основною раціону. Слід відзначити, що краснопірка майже не споживає планктон. Молодь конкурує з яльцем, в'язем, пліткою, верховодкою, плоскиркою, лящем та окунем за личинок хірономід [92, 167]. Тобто, умови нагулу цього виду риб в досліджених малих річках ускладнені як низьким ступенем їх заростання, так і конкуренцією з боку широко представлених зообентофагів.

Гірчак європейський у досліджуваних водотоках був представлений одиничними екземплярами на ділянках р. Нивка і р. Горенка за умов відокремлення їх гідроспорудами з утворенням зон підпору (див. табл. 4.1.2.1).

Відомо [92, 168], що вказаний вид риб мешкає переважно в додатковій системі річок, у стоячій або слабкопроточній воді на зарослих мілководдях, та майже не виходить на відкриті ділянки. Можна припустити, що так само, як у випадку краснопірки, поширення цього виду в малих річках обмежено ділянками зі сповільненою течією, а чисельність – низьким ступенем заростання русла. Разом з тим встановлено [188], що експансії гірчака сприяють штучні канали та канави, очищені від надлишкових заростей макрофітів, слугуючи транзитними шляхами. З огляду на вищевказане, каналізування русла малих водотоків може розглядатись як фактор, що більшою мірою сприяє, аніж запобігає поширенню цього виду річковими системами.

Гірчак не здійснює істотних міграцій, зимує у глибоких ділянках водойм. Відкладає ікру в зяброву порожнину молюсків уніонід [92], з поширенням яких тісно пов'язаний [168]. Тому низька розповсюдженість і чисельність зазначених двостулкових молюсків у малих річках урбанізованих територій також може розглядатись як чинник, що обмежує представленість гірчака.

За спектром живлення гірчак може бути визначений як фітопланктофаг [92, 168]. Основу його раціону в річках, особливо порушених, можуть складати хірономіди (понад 75%). Останні зазвичай переважають у раціоні молоді, в той час як дорослі особини споживають переважно рослини і детрит [214]. Тому за наявності фітопланктону гірчак майже не конкурує з іншими рибами [168]. Однак з огляду на низьку представленість планктону в малих річках, особливо за істотного антропогенного навантаження, доцільно припустити, що в умовах досліджуваних водотоків гірчак, як і краснопірка, зазнає істотного конкурентного тиску з боку переважаючих зообентофагів.

Верховка звичайна, як і краснопірка, була відмічена на всіх дослідних ділянках водотоків, де спостерігалось уповільнення течії внаслідок зарегулювання, однак значної чисельності набула лише на відрізку русла, розташованому поза межами урбанізованих територій (р. Горенка) (див. табл. 4.1.2.1). В усіх випадках були відзначені також цьоголітки.

Відомо [92, 167], що цей стагнофільний вид риб тяжіє до мілководних зарослих заплачних біотопів та уникає швидкої течії. Відзначається високою стійкістю до дефіциту кисню та низьких температур. За сприятливих умов верховка швидко набуває значної чисельності та входить до домінуючого комплексу. Тому доцільно припустити наявність певних чинників, які значною мірою стримують відтворення цього виду риб у досліджуваних водотоках.

Веде суто осілий спосіб життя, нагулюючись, нерестуючи і зимуючи в межах одного біотопу. Навесні має схильність прямувати назустріч течії, може перестрибувати невеликі перепони, однак такі переміщення не набувають характеру нерестового ходу. Нерестовим субстратом для верховки слугує рослинність, за відсутності такої – різні підводні предмети (корчі, опори кладок

тощо) [92, 167]. Можливо, відтворення верховки та уникнення нею хижаків у досліджених річках утруднені внаслідок низького ступеню їх заростання.

Молодь верховки живиться зоопланктоном, дорослі особини – переважно водяними комахами [167]. Личинки хірономід є типовим об'єктом живлення цього виду, і за певних умов можуть складати основу раціону. За набуття високої чисельності верховка здатна успішно конкурувати з карасем китайським та окунем [18]. Крім того, інтенсивно споживаючи ікру та личинок більш крупних аборигенних представників, вона здатна наносити значних збитків їх популяціям, спричиняючи зниження їхтіомаси на 30–80% [10].

Виходячи з вищенаведеного, можна припустити, що низька представленість верховки в малих річках урбанізованих територій пов'язана, окрім нестачі макрофітів, із несприятливими умовами живлення – низькою чисельністю та біомасою зоопланктону, а також із конкуренцією з боку більш спеціалізованих споживачів зообентосу, які складають основу рибного населення дослідних ділянок річок.

Чебачок амурський (інвазивний вид) у досліджуваних водотоках був притаманний лише ділянці р. Нивка з русловим ставом, де увійшов до домінуючого комплексу в іхтіофауні, тоді як у р. Либідь за весь період досліджень виявлений лише один екземпляр вказаного виду (див. табл. 4.1.2.1), який може походити зі ставків на притоках. Наявність цьоголітків у р. Нивка свідчить про відтворення чебачка на ділянках зазначеного водотоку.

Відомо, що вказаний вид риб відзначається високою екологічною пластичністю [189], однак надає перевагу стоячим або слабкопроточним біотопам, де тримається осіло на невеликих глибинах [167]. Тому експансії чебачка сприяє антропогенна трансформація водотоків, зокрема порушення проточності [172, 189], що серед досліджених малих річок найбільшою мірою притаманне р. Нивка.

Як нерестовий субстрат чебачок використовує різноманітні донні предмети та рослинність. Самиця активно охороняє кладку. Притаманна чебачку висока

пластичність репродуктивної стратегії також сприяє натуралізації цього інвазивного виду в різноманітних біотопах [221].

За спектром живлення чебачок може бути класифікований як бентофаг, проте значною мірою споживає також планктон [92, 167]. Істотну роль в раціоні цього виду відіграють личинки комах. Крім того, експериментальним шляхом встановлено [2], що чебачок статистично достовірно виступає хижаком для співставної за розміром молоді інших Коропових, зокрема цінних промислових риб, особливо за умов тривалого голодування в обмеженому просторі з поступовим підвищенням температури. Не слід виключати можливості такої поведінки чебачка на ізольованих гідроспородах ділянках русла досліджених малих річок, в першу чергу р. Нивка, де спостерігалось регулярне надходження теплих стічних вод [86] та домінування зазначеного виду за вкрай низької чисельності більшості аборигенних Коропових [85, 216].

Також відомо, що чебачок виступає небезпечним харчовим конкурентом багатьох Коропових, стрімко збільшуючи чисельність за сприятливих умов та істотно підривати кормову базу аборигенних видів риб [179]. Одночасно пригнічення популяцій аборигенних представників, зокрема внаслідок евтрофікації, є сприятливим для натуралізації чебачка, оскільки знижує тиск конкуренції та хижацтва [172].

Головешка ротань (інвазивний вид) в іхтіофауні досліджуваних річок був представлений одиничними екземплярами на зарегульованій ділянці р. Нивка (див. табл. 4.1.2.1).

Відомо, що головешці притаманна вкрай висока витривалість до негативного впливу середовища [118], однак найбільш сприятливі умови для існування цього виду наявні в ставках за відсутності хижаків [8]. Так, відзначено, що зарегулювання течії та спричинена ним деградація іхтіоценозів сприяє поширенню головешки у водотоках [8], причому експансія цього виду риб визначена як неконтрольована і необоротна [129]. Значний розвиток занурених макрофітів сприяє поширенню цього інвазивного виду, слугуючи для нього сховищем від хижаків та субстратом для розвитку об'єктів живлення [177].

Доцільно припустити, що як і у випадку вищезгаданих триголкової колючки, гірчака, краснопірки й верховки, набуттю головешкою масовості перешкоджає низький ступінь заростання русла досліджуваних водотоків, зумовлюючи його вразливість до конкуренції та хижацтва.

Провідну роль у живленні головешки відіграють хірономіди; крупні екземпляри споживають переважно молодь риб, зокрема й власну [116, 204]. Загалом цей вид може бути визначений як еврифаг з переважанням бентофагії [116], або ж як неселективний хижак з високою пластичністю в стратегії живлення [197]. Тому натуралізація головешки негативно впливає на аборигенну іхтіофауну внаслідок конкуренції, хижацтва та переносу паразитів [118]. Особливу загрозу він становить для популяцій риб, молодь яких розвивається переважно в неглибоких, щільно зарослих непроточних біотопах [130]. За існування в невеликих водних об'єктах головешці властива різко виражена харчова конкуренція з окунем звичайним, причому окунь активно споживає молодь головешки, в той час як останній не здатен харчуватись молоддю окуня; за таких умов шука не споживає окуня, натомість виїдає головешку [20]. Загалом зазначені аборигенні лімнофільні хижаки, приурочені до занурених макрофітів, виступають найкращими регуляторами чисельності цього інвазивного виду [118]. Зокрема відомо, що окунь здатен стримувати чисельність ротаня на неістотному рівні [137]. Тому за наявності у водоймах крупного окуня та існування популяцій судака і щуки головешка зазвичай відсутній або малочисельний [8]. Наведені дані значною мірою узгоджуються з низькою представленістю головешки у досліджуваних водотоках за умов низького ступеню заростання та наявності принаймні одиничних екземплярів окуня.

Ялець звичайний у досліджуваних водотоках був відмічений виключно в нижній течії р. Либідь, у вигляді одиничних екземплярів (див. табл. 4.1.2.1), зокрема цьоголітків, протягом вегетаційного періоду.

Цей реофільний вид притаманний переважно притокам і протокам великих річок з вираженою течією і твердим дном, причому крупні особини тяжіють до глибини, тоді як молодь – до мілководь [92, 167]. Надає перевагу чистій воді,

однак може бути чисельним в умовах антропогенного забруднення [141]. Відомо [167], що створення водосховищ погіршило умови існування цього виду у великих річках. Так, для нересту ялець піднімається з водоймищ у притоки [167]. Вірогідно, його періодичне заходження до низов'я р. Либідь пов'язане з відсутністю інших малих приток без уповільнення течії у верхній частині Канівського вдсх.

В цілому ж яльцю не властиві значні міграції, однак зимівля цього виду відбувається на глибоких місцях [167]. Тому, ймовірно, його переміщення до водосховища по закінченню весняно-літнього періоду можна розглядати як зимувальну міграцію.

Нерест яльця у Дніпрі поблизу Києва відбувається на початку травня, субстратом слугує торішня рослинність, каміння і підводні предмети, а також тверде дно [92, 167]. Тому каналізування русла р. Либідь не слід розглядати як однозначно негативний чинник для відтворення цього виду риб.

Серед об'єктів живлення яльця переважають дрібні безхребетні, переважно личинки хірономід [167], розвиток яких властивий і для досліджуваних водотоків за умов наявності донних відкладів.

Споживаючи хірономід, ялець вступає у харчову конкуренцію з в'язем, пліткою, верховодкою, краснопіркою, плоскиркою, лящем і окунем [167], які також виявлені на дослідженій ділянці р. Либідь. Особливо напруженою визначена [190] конкуренція яльця з пліткою, за рахунок значного перекриття спектру живлення. Також, окрім безпосередньо умов існування в малих річках урбанізованих територій, низька чисельність яльця у досліджуваному водотоці може бути зумовлена його незначною представленістю в іхтіофауні водосховища.

Головень європейський у незначній кількості був виявлений у нижній течії р. Либідь і р. Сирець (див. табл. 4.1.2.1) протягом літнього періоду, причому в р. Либідь відзначені також поодинокі цьоголітки вказаного виду.

Відомо, що головень надає перевагу біотопам зі швидкою течією та твердим дном, тяжіючи до невеликих приток [92, 167]. Тримається поблизу ям, корчів та інших укриттів, перекатів, водозливів і опор гідроспоруд. Адаптований до

спричинених зливами паводків [201]. Як і вищезгаданий ялець, головень тяжіє до чистої води, проте може зустрічатись у значній чисельності в умовах антропогенного забруднення [141]. Разом з тим зарегулювання водотоків призводить до істотного зменшення його частки в іхтіофауні.

Значних міграцій головень не здійснює, тримаючись на обраних ділянках річок, однак на зимівлю скочується до глибоких ям [92, 167].

Нерест цього виду в р. Дніпро відбувається в травні-червні, субстратом виступає каміння та твердий ґрунт на перекатах [92, 167]. Тому доцільно припустити, що каналізування русла малих водотоків не спричиняє істотних порушень умов відтворення цього виду риб.

За спектром живлення головень належить до еврифагів та виступає факультативним хижаком [92, 167]. Його молодь живиться переважно личинками комах, в першу чергу двокрилих, зокрема хірономід [213], тоді як дорослі особини в значній кількості споживають дрібну рибу – бичків, пічкурів, верховодку тощо. Завдяки всеїдності головень уникає харчової конкуренції з іншими видами риб [167].

Доцільно припустити, що невисока представленість цього виду в досліджуваних водотоках, як і у випадку яльця звичайного, зумовлена його порівняно низькою чисельністю в приймаючих водоймах, умови існування в яких не можуть бути визначені як сприятливі для головня.

В'язь звичайний, як і вищезгаданий головень, був відмічений лише на сполучених з приймаючою водоймою ділянках р. Либідь і р. Сирець, однак на відміну від останнього в обох випадках входив до складу домінуючого комплексу в іхтіофауні (див. табл. 4.1.2.1).

На противагу головню в'язь тяжіє до глибоких проточних руслових ділянок та заплавних водойм [92, 167]. Часто тримається поблизу корчів та гідроспоруд. Тому умови в каналізованих ділянках малих водотоків не видаються сприятливими для існування вказаного виду риб. Ймовірно, його висока чисельність в досліджених річках порівняно з яльцем та головнем обумовлена

більшою сприятливістю умов у приймаючих водоймах – водосховищі та глибокому озері – для існування цього виду риб.

Відомо [167], що в'язь здатний до міграцій на великі відстані з подоланням порогів. У Дніпрі характерні сезонні переміщення цього виду між руслом і додатковою системою. Зимує в'язь у глибоких місцях. Вірогідно, умови досліджених малих річок не є сприятливими для зимівлі цього виду риб, що обумовлює його покатну міграцію до приймаючої водойми наприкінці вегетаційного періоду.

Нерест в'язя відбувається в березні-квітні, ікра відкладається на торішню рослинність, коріння дерев, корчі та інші підводні предмети [92, 167]. Важливе значення для нересту цього виду відіграє заплава, однак він здатен відкладати ікру і на кам'янисті перекати зі стрімкою течією та на піщані ділянки. Попри це умови його відтворення у трансформованих малих річках, ймовірно, не є сприятливими, на що вказує також вкрай низька чисельність цьоголітків у зазначених водотоках за значної чисельності статевозрілих особин. Можливо, міграція в'язя до малих річок має переважно характер нагульної.

Стосовно спектру живлення цього виду риб відомо [167], що молодь в'язя у значній кількості споживає личинок та лялечок хірономід, а дорослі особини виступають еврифагами, інтенсивно споживаючими молюсків, та факультативними хижаками. Так, відмічено роль щипавки у раціоні в'язя. При цьому, збіднюючи кормову базу плітки, ляща, плоскирки та інших корошових риб за рахунок споживання личинок хірономід, сам в'язь уникає конкуренції за рахунок всеїдності. Вірогідно, наведені особливості живлення сприяють порівняно високій чисельності в'язя в умовах антропогенної трансформації рік та їх притоків. Переважання лялечок хірономід у вмісті кишечників в'язя з р. Либідь та р. Сирець за високого ступеню наповнення (2–4 бали за [58]) також вказують на сприятливі умови нагулу цього виду риб у малих річках протягом весняно-літнього періоду.

Верховодка звичайна, як і в'язь, протягом весняно-літнього періоду домінувала в нижній течії р. Либідь і р. Сирець та не була відмічена на ділянках

русла вище за водозливи (див. табл. 4.1.2.1). В низов'ях обох зазначених водотоків виявлено масовість личинок і мальків цього виду риби, що вказує на інтенсивне її відтворення.

Зустрічаючись за вкрай різноманітних умов, верховодка уникає заростей та часто тримається в річках поблизу перекатів і гідроспоруд [92, 168]. Відомо [17, 168], що створення водосховищ сприяло істотному збільшенню чисельності цього виду в великих ріках.

Верховодка не здійснює значних міграцій, однак зимує у глибоких ямах [168]. Вірогідно, потреба в таких умовах відіграє роль у її переміщенні з малих річок до приймаючої водойми по закінченню вегетаційного періоду.

Нерест цього виду в умовах р. Дніпро спостерігається у травні-липні. Верховодка відкладає ікру на рослинність, втім може нереститись і на каміння та пісок [92, 168]. Тому умови її репродукції в досліджених малих річках не слід вважати несприятливими, особливо з урахуванням масовості личинок та молоді у відповідний період.

За спектром живлення верховодка – в значній мірі зоопланктофаг, однак їй властива всеїдність. Живиться переважно повітряними комахами, масово споживаючи лялечки хірономід. Конкурує з більшістю планктофагів та молоддю багатьох видів риби [92, 168]. Вірогідно, сприятливі умови для живлення цього виду риби у малих річках виникають лише під час льоту хірономід, на що вказує переважання лялечок останніх у вмісті кишечників верховодки з р. Либідь та р. Сирець.

Разом з тим гідроморфологічні характеристики та гідрологічний режим досліджуваних водотоків протягом усього річного циклу слід розглядати як такі, що значно відрізняються від оптимальних для цього виду риби. Ймовірно, значна представленість верховодки в іхтіофауні нижньої течії р. Либідь і р. Сирець зумовлена в першу чергу її масовістю в приймаючих водоймах.

Плоскирка європейська була відмічена у вигляді одиничних екземплярів у нижній течії р. Либідь (див. табл. 4.1.2.1) виключно протягом весняно-літнього періоду.

Цей вид риб тяжіє до корінного русла річок з повільною течією [92, 167]. Йому властиві чітко виражені сезонні міграції між головним руслом і додатковими водними об'єктами. Зимує плоскирка в глибоких ямах. Нерестує в Дніпрі у травні-червні, на мілководних проточних ділянках з помірно твердим ґрунтом, відкладаючи ікру на занурену рослинність. Молодь плоскирки живиться переважно личинками хірономід, що є основним кормовим об'єктом і для дорослих особин. Доросла плоскирка споживає також молюсків, ракоподібних і олігохет. Для цього виду риб типовий значний вміст піску і детриту в шлунках. Внаслідок харчової спеціалізації плоскирці властива напружена конкуренція з лящем, а також з іншими зообентофагами [92, 167].

Стосовно низької представленості цього виду риб у досліджуваних водотоках, можна припустити зумовленість її невідповідністю гідрологічних умов мілководних малих річок для існування плоскирки.

Лящ звичайний, як і плоскирка, був зареєстрований у гирловій ділянці р. Либідь у вигляді одиничних екземплярів (див. табл. 4.1.2.1), що не досягли статевої зрілості.

Відомо, що цей вид риб притаманний глибоким ділянкам рік із повільною течією та злегка замуленим піщаним дном [53]. Разом з тим молодь ляща тримається на прибережних мілководдях, особливо в невеликих річках [168]. Спорудження водосховищ на великих ріках створили сприятливі умови існування для цього виду риб [53]. Відомо, що в Канівському вдсх. лящ зустрічається в одних біотопах з в'язем, пліткою, верховодкою, плоскиркою і окунем [168]. Значні міграції в річках лящу не притаманні, однак всім популяціям властива виражена міграційна поведінка. Зимує він на глибоких ділянках, залягаючи в ями, куди мігрує у вересні-жовтні з початком похолодань. Зі скресанням криги рухається на мілководдя та вгору за течією. Живиться лящ переважно на мілководних ділянках. В середньому Дніпрі він нерестує в травні, переважно на заплаві та інших мілководних ділянках вище за місця нагулу. Субстратом слугує різноманітна рослинність, за її відсутності – дно. Відомо, що порушення заплав внаслідок зарегулювання вкрай негативно позначається на популяціях ляща [92,

168]. Тому гідрологічні умови у досліджених малих річках, особливо на каналізованих ділянках русла, слід розглядати як несприятливі для цього виду риб.

Спектр живлення цього виду відзначається переважанням личинок хірономід, але включає також олігохет. Крім того, лящ здатен живитись зоопланктоном, уловлюючи його зябровою решіткою [199]. Під час живлення він споживає також значну кількість детриту. Головним харчовим конкурентом ляща постає плоскирка, другорядними – плітка, в'язь і деякі інші коропові [92, 168]. Вірогідно, сприятливі умови для живлення цього спеціалізованого зообентофага у досліджуваних водотоках можливі лише для умов інтенсивного накопичення донних відкладів.

Так само, як і у випадку плоскирки, низька чисельність ляща в малих річках може бути пояснена невідповідністю гідроморфологічних характеристик водотоків екологічним особливостям даного виду риб.

Білоперий пічкур дніпровський також зареєстрований у р. Либідь у вкрай незначній чисельності (див. табл. 4.1.2.1) на ділянці русла протяжністю 4–5 м у 2016-му та 2018-му роках. Відмічена також молодь цього виду, що свідчить на користь збереження його локальної популяції.

Цей реофільний вид риб існує в руслах рік і притоках, іноді – на порожистих ділянках річок [92, 167]. Вид визначений як малопоширений, малочисельний та, можливо, зникаючий; такий, що випадає зі складу іхтіофауни за умов зарегулювання. В 1981 р. був оцінений [167] як зниклий у р. Дніпро. В цілому зустрічається в одних біотопах з такими видами риб, як ялець, верховодка, плоскирка, щипавка, окунь, молодь головня, в'язь і ляща [167]; слід відзначити реєстрацію всіх вказаних представників іхтіофауни в нижній течії р. Либідь.

Відомо [167], що білоперий пічкур веде осілий спосіб життя, нагулюючись, зимуючи та нерестуючи на дуже обмежених ділянках річок. Нерест відбувається у травні-червні. Основу раціону складає зообентос піщаного дна, з переважанням личинок одноденок [167], хірономід та комарів-хаоборид (Chaoboridae) [9]. Конкурентами виступають зообентофаги, зокрема лящ, плоскирка і ялець [167].

Тобто, умови існування популяції цього виду в низов'ї р. Либідь доцільно вважати достатньо напруженими.

Щипавка звичайна так само, як ялець, плоскирка, лящ і білоперий пічкур з усіх досліджених водотоків, відмічена лише в нижній течії р. Либідь у незначній чисельності (див. табл. 4.1.2.1).

Цей вид зустрічається переважно в проточних місцях, зокрема в притоках рік та гірських річках, ведучи осілий спосіб життя [92, 170]. Тяжіє до чистої води, однак здатна витримувати значне забруднення води побутовими і промисловими стоками. Схильна закопуватись у ґрунт, зокрема за небезпеки та під час зимівлі в більш глибоких ділянках. Нерестує з квітня по червень, відкладаючи ікру на рослинність, в першу чергу на нитчасті водорості. Живиться щипавка дрібною рослинною та тваринною їжею – як бентосом, так і планктоном, особливо ракоподібними та хірономідами; при цьому заковтує значну кількість детриту та мулу [92, 170].

Відомо, що щипавка вразлива для хижаків [168]. Можливо, низька чисельність цього виду в р. Либідь пов'язана з наявністю головня, в'язя та окуня, що споживають щипавку.

Бичок пісочник так само, як головень, в'язь і верховодка, серед досліджених водотоків відмічений лише для ділянок р. Либідь і р. Сирець, сполучених з приймаючою водоймою (див. табл. 4.1.2.1).

Тримається на мілководдях з піщаним або замуленим ґрунтом, віддає перевагу проточним умовам, уникаючи заростань [92]. Чутливий до дефіциту кисню. Вірогідно, гідротехнічні споруди, що переривають річку, перешкоджають поширенню цього виду вгору за течією. Нерест відбувається у квітні-червні, самиця відкладає ікру в гнізді, влаштованому самцем під каменем або іншим підводним предметом. В подальшому самець охороняє гніздо. У живленні цього виду риб переважають молюски [92], однак за їх відсутності внаслідок забруднення стічними водами бичок пісочник здатен переключатись на споживання бентичних та, рідше, планктонних ракоподібних [206].

Низька чисельність бичка у низов'ях р. Либідь і р. Сирець може бути обумовлена тиском хижаків – головня, в'язя і окуня, а відсутність вище за гідротехнічні споруди, можливо, пов'язана з несприятливими гідрохімічними та еколого-токсикологічними умовами та неможливістю міграції внаслідок переривання річки.

Багатоголовка колючка південна (інвазивний представник) відзначена в незначній кількості лише на дослідній ділянці р. Либідь (див. табл. 4.1.2.1), вперше у 2018-му році. Цьоголітків зазначеного виду риб у вивчених річках виявлено не було.

Відомо, що цей невибагливий до умов існування вид тяжіє до неглибоких ділянок зі сповільненою течією та інтенсивним розвитком зануреної рослинності [92, 170]. Стрімкому поширенню багатоголової колючки річковими системами сприяє порушення проточності, спричинене будівництвом гідровузлів та зарегулюванням водотоків [175]. Також натуралізації цього виду риб сприятливим є інтенсивне заростання ділянок русла, зумовлене евтрофікацією внаслідок надходження стічних вод із сільськогосподарських угідь [175]. Значних міграцій у невеликих річках багатоголовка колючка не здійснює, в кінці вересня йдучи на зимівлю до глибших ділянок. Нерестує протягом літа, при цьому самець споруджує гніздо з рослинності серед заростей та в подальшому охороняє кладку [92, 170]. Вірогідно, окрім низького ступеню заростання русла, умови середовища в досліджуваних водотоках є достатньо сприятливими для існування цього виду риб.

Живиться багатоголовка колючка переважно різноманітними дрібними безхребетними, в першу чергу личинками хірономід. Інтенсивно споживаючи також ікру, вона може наносити збитки популяціям інших видів риб [175]. За існування в заростях малодоступна для хижаків, однак дорослі особини можуть споживатись навіть молоддю окуня [170].

Можливо, поширенню цього виду вгору за течією досліджуваних водотоків перешкоджають гідротехнічні споруди, а набуттю значною чисельності в нижній течії – наявність хижаків одночасно з нестачею укриттів – заростей макрофітів.

Отже, представленість певних видів риб у малих водотоках в цілому обумовлювалась відповідністю їх екологічних особливостей умовам існування на ділянках русла та можливістю міграцій із суміжних водних об'єктів.

Так, види риб з найбільш високою екологічною пластичністю – аборигенні плітка звичайна і окунь звичайний та інвазивні триголкова колючка звичайна і карась китайський, а також типовий мешканець малих річок пічкур звичайний, зустрічались у малих річках незалежно від характеру і ступеню антропогенної трансформації русла. Серед наведених видів риб аборигенний представник пічкур звичайний та інвазивний карась китайський були відмічені на ділянках всіх досліджуваних водотоків.

В той же час такі лімнофільні представники іхтіофауни, як аборигенні краснопірка звичайна, верховка звичайна і гірчак звичайний та інвазивні чебачок амурський і головешка ротань, були притаманні виключно тим ділянкам малих річок, де спостерігалось уповільнення течії внаслідок створення побічних водних об'єктів (передгірлова ділянка р. Сирець у підпорі штучного оз. Кирилівського, ділянки річок Горенка і Нивка зі ставами). Видається доцільним припущення, що вказані представники іхтіофауни не виявили здатності адаптуватися до існування в умовах руслових ділянок малих річок за збереженої в повній мірі проточності. Вірогідно, незначний ступінь заростання русла макрофітами, притаманний досліджуваним водотокам, стримує чисельність заростевих видів риб, таких як краснопірка, гірчак, верховка, головешка, триголкова колючка і багатоголкова колючка, запобігаючи їх масовому розмноженню за лімнофільних умов.

Разом з тим, такі порівняно реофільні та стенобіонтні аборигенні види риб, як ялець звичайний, головень європейський, в'язь звичайний, верховодка звичайна, плоскирка європейська і лящ звичайний, були зареєстровані лише за збереження міграційних шляхів до приймаючої водойми, що свідчить про їх неможливість адаптуватись до постійного існування на ізольованих гідроспорудами ділянках малих річок. Імовірно, руслові ділянки зазначених водотоків виявились непридатними для зимівлі вказаних видів через малу глибину і стрімку течію, а стави – внаслідок несприятливих гідрохімічного

режиму чи еколого-токсикологічної ситуації. Для зоопланктофага верховодки не видаються сприятливими також умови живлення в малих річках за умов відсутності льоту хірономід та інших комах.

Загалом серед досліджуваних водотоків аборигенна реофільна іхтіофауна найбільшою мірою збереглась на каналізованій ділянці русла р. Либідь, сполученій з водосховищем. Значно менша її представленість відзначена для гирлової ділянки р. Сирець в підпорі озера, а на відокремлених від приймаючої водойми фрагментах русла вона була представлена лише пічкуром звичайним. Слід також зауважити, що чисельна представленість у малих річках видів риб, яким властиві сезонні міграції, визначається не лише відповідністю умов середовища їх екологічним особливостям, але й поширеністю цих видів у приймаючій водоймі.

Можливо, відсутність таких типових резидентних мешканців малих річок, як аборигенні короткоциклові білоперий пічкур дніпровський, щипавка звичайна і бичок-пісочник, на ізольованих гідропорудами ділянках водотоків пов'язана зокрема з конкуренцією з боку інвазивних видів риб, що набули масовості за умов зниженого тиску хижаків [85].

Стосовно живлення риб у малих річках слід також відзначити, що переважання зообентофагів над зоопланктофагами на ділянках русла, розташованих вище за водозливи та інші перешкоди, може бути пов'язано з порівняно низькою біомасою планктонних організмів, притаманною малим річкам взагалі, а також зі зниженням біомаси зоопланктону та зростанням – стійкого до забруднення зообентосу в умовах зарегулювання річки та її антропогенної токсифікації [73]. Загалом детритний ланцюг живлення у гідроекосистемах подібних водотоках переважає [124], особливо за умов антропогенного навантаження [161]. Основним кормовим об'єктом рибного населення виступають хірономіди на різних стадіях розвитку: личинки – протягом всього річного циклу, лялечки й імаго – протягом вегетаційного періоду. Можливо, сприятливі умови для живлення риб, які не є спеціалізованими зообентофагами, виникають у зазначених водотоках лише під час льоту

хірономід, що відображається на міграційних процесах таких масових видів, як верховодка та в'язь, а також на співвідношенні частки зоопланктофагів і зообентофагів серед мігруючих та резидентних видів риб [76]. Так, за співіснування зі спеціалізованими бентофагами на обмежених гідроспородах ділянках малих річок популяції видів риб з іншим спектром живлення (особливо фітофагів і планктофагів) знаходились в пригніченому стані та були представлені здебільшого поодинокими статевозрілими особинами.

Отже, в цілому на всіх досліджених ділянках водотоків спостерігалась аналогічна тенденція стосовно впливу наслідків антропогенної трансформації русла на представленість певних видів риб. На подібність видового складу рибного населення за однакового характеру порушення гідрологічного режиму вказують також значення коефіцієнта Сьєренсена (табл. 4.1.2.2).

Таблиця 4.1.2.2.

Подібність видового складу іхтіофауни на ділянках малих річок урбанізованих територій, за коефіцієнтом Сьєренсена

	р. Либідь, нижня течія	р. Сирець, нижня течія	р. Сирець, середня течія	р. Нивка, середня течія	р. Горенка, верхня течія
р. Либідь, нижня течія	—	0,62	0,32	0,47	0,53
р. Сирець, нижня течія	0,62	—	0,18	0,12	0,13
р. Сирець, середня течія	0,32	0,18	—	0,33	0,25
р. Нивка, середня течія	0,47	0,12	0,33	—	0,60
р. Горенка, верхня течія	0,53	0,13	0,25	0,60	—

Найбільша подібність за видовим складом притаманна ділянкам у нижній течії річок Либідь і Сирець (0,62), які сполучені з приймаючою водоймою. Слід відзначити подібність видового складу риб, що мігрують до вказаних водотоків протягом вегетаційного періоду. Також порівняно висока подібність за цим показником відмічена для ділянок річок Нивка і Горенка (0,60) за умов наявності руслових ставів з водозливами та уповільненою течією. Аналогічним є перелік аборигенних лімнофільних видів риб, відмічених за вказаних умов.

Структура домінуючих комплексів у іхтіофауні малих річок також залежала від гідрологічного режиму. Так, на ділянках русла, безперешкодно сполучених з приймаючою водоймою, протягом весняно-літнього періоду спостерігалось домінування індиферентних до швидкості течії аборигенні видів риб – в'язя звичайного і верховодки звичайної, яким властиві сезонні міграції. В той же час на ділянках водотоків, нижче за які наявне переривання річки водозливами, домінуючий комплекс у складі іхтіоценозів був утворений переважно короткоцикловими видами риб – аборигенним реофілом пічкуром звичайним та майже виключно лімнофілами. При цьому на трансформованих ділянках водотоків останні були представлені інвазивними видами (чебачок амурський, карась китайський і триголкова колючка звичайна), а на ділянці природного русла – аборигенними (верховка звичайна).

Слід звернути увагу, що попри розбіжності видового складу домінуючих комплексів за умов збережених та порушених міграційних шляхів, на кожній окремій ділянці русла спостерігалось сумісне домінування декількох (2–4) видів риб, які значною мірою розбіжні за екологічними особливостями, в першу чергу за способом живлення. Так, за збереження неперервності річки домінуючий комплекс в іхтіоценозі мав структуру «зоопланктофаг – еврифаг», в той час як вище за течією від водозливів – «неспеціалізований зообентофаг або зоопланктофаг – еврифаг – спеціалізований зообентофаг». Вірогідно, знижена харчова конкуренція між ними уможлиблює їх сумісне домінування у водних об'єктах.

Необхідно зазначити, що подібні тривидові домінуючі комплекси «зоопланктофаг – еврифаг – зообентофаг» відмічені в інших малих річках помірної смуги Східної Європи, а заміна в них планктофагів на неспеціалізованих бентофагів може бути пов'язана з деградацією зоопланктону внаслідок антропогенного забруднення, або взагалі з низькою його біомасою, що є характерним для малих річок [73]. Навіть за значного антропогенного навантаження в подібних водотоках спостерігається аналогічна тенденція домінування декількох аборигенних видів риб, розбіжних за екологічними особливостями. Так, у р. Москва в місцях скиду очищених вод зі станції аерації чисельно переважали ялець, плітка, верховодка і окунь [108]. У р. Свіага в межах м. Ульяновська аналогічно переважали плітка, верховодка і окунь, за значної чисельності також яльца і головня [141]. Разом з тим за відповідних умов у басейні р. Амур відзначено утворення біоценозу з сумісним домінуванням аборигенних для регіону чебачка, карася і головешки [35], інвазія яких типова для річкових систем України.

Таким чином, результати досліджень якісного і кількісного складу рибного населення малих річок вказують на залежність його видової структури від характеру і ступеню антропогенного порушення гідрологічного режиму, зумовленого гідротехнічним будівництвом. Найбільшою мірою на склад рибного населення вплинули переривання річки дамбами і водозливами, що порушують сполучення фрагментів русла з приймаючою водоймою та міграційні шляхи риб, а також спорудження побічних водних об'єктів з уповільненою течією, яким притаманні лентичні умови. За збереження неперервності річки у складі її рибного населення протягом вегетаційного періоду спостерігалось домінування аборигенних видів, в той час як за переривання річки водозливами на трансформованих ділянках набували масовості інвазивні представники. Разом з тим у випадку досліджених ділянок водотоків не виявлено прямого впливу якості водного середовища за гідрохімічними і еколого-токсикологічними показниками на видову структуру рибного населення.

4.2. Екологічна структура рибного населення за різного характеру трансформації русла

4.2.1. Представленість екологічних груп

Більш докладний аналіз представленості екологічних груп риб у досліджуваних водотоках вказав на роль антропогенного порушення гідрологічного режиму у формуванні екологічної структури іхтіофауни малих річок урбанізованих територій (табл. 4.2.1.1).

Таблиця 4.2.1.1.

Частка видів риб (%) за приналежністю до екологічних груп в іхтіофауні річок

Либідь, Сирець, Нивка і Горенка

Екологічні групи:	р. Либідь	р. Сирець		р. Нивка	р. Горенка
	нижня течія	нижня течія	середня течія	середня течія	верхня течія
За походженням:					
Аборигенні	75	90	33	56	86
Інвазивні	25	10	67	44	14
За місцем існування:					
Заростеві	13	10	33	33	14
Пелагічні	6	30	0	22	29
Придонно-пелагічні	56	40	33	33	43
Придонні	25	20	33	11	14
За відношенням до швидкості течії:					
Реофіли	31	30	33	11	14
Індиференти	38	30	0	0	14
Лімнофіли	31	40	67	89	71
За особливостями живлення:					
Зоопланктофаги	8	20	0	11	14
Зообентофаги	54	30	67	33	14
Еврифаги	31	40	33	22	43
Іхтіофаги	8	10	0	22	14
Фітопланктофаги	0	0	0	11	14
Детритофаги	6	0	0	0	0

Таблиця 4.2.1.1. (продовження)

За особливостями розмноження:					
Екологічні групи:	р. Либідь	р. Сирець		р. Нивка	р. Горенка
	нижня течія	нижня течія	середня течія	середня течія	верхня течія
Фітофіли	54	60	33	44	71
Псамо-літофіли	15	10	33	11	14
Гніздові	8	20	33	22	0
Остракофіли	0	0	0	11	14
Індиференти	23	10	0	11	0
За особливостями життєвого циклу:					
Середньоциклові	54	50	33	22	43
Короткоциклові	46	50	67	78	57
За схильністю до міграцій:					
Мігруючі	44	40	0	0	14
Резидентні	56	60	100	100	86

На трансформованих ділянках русла, сполучених із приймаючою водоймою (нижня течія р. Либідь і р. Сирець), виявлена значна кількість аборигенних, середньоциклових, індиферентних до швидкості течії та схильних до сезонних міграцій видів риб. В той же час на обмежених водозливами порушених ділянках русла (середня течія р. Сирець і р. Нивка) відзначено високу кількість інвазивних, короткоциклових, лімnofільних видів у складі рибного населення, за відсутності представників, яким властиві сезонні міграції. За таких умов реofільна іхтіofауна була представлена виключно пічкурom звичайним. При цьому на умовно непорушеній ділянці природного русла вище за водозливи (р. Горенка) не було виявлено значної представленості інвазивних видів риб, а значна кількість лімnofільних представників зумовлена, вірогідно, їх надходженням із прилеглого ставу.

Аналогічна тенденція ще більшою мірою стосувалась відносної чисельності представників екологічних груп риб. На трансформованих ділянках русла за умов сполучення з приймаючою водоймою переважали аборигенні, індиферентні до швидкості течії види та зоопланктофаги, за значної чисельності також середньоциклових представників. Разом з тим представленість інвазивних, лімnofільних видів риб та зообентофагів була вкрай незначною. На

трансформованих ділянках вище за водозливи спостерігалась протилежна тенденція – основу рибного населення складали інвазивні, короткоциклові, лімnofільні представники та зообентофаги. На непорушеній ділянці русла вище за водозливи вказана закономірність була значно менш вираженою, а чисельність аборигенних і середньоциклових видів риб була подібною до такої за умов сполучення з водоймами.

Масовість короткоциклових представників іхтіофауни за переривання річки дамбами і водозливами може бути пов'язана з відсутністю конкуренції й елімінації з боку середньоциклових видів риб, представленість яких зменшується внаслідок порушення їх міграційних шляхів. Слід також відзначити низьку кількість і чисельність іхтіофагів у досліджених водотоках, представлених лише двома лімnofільними видами – окунем і головешкою, що зустрічались переважно поодинокі. Вірогідно, така ситуація пов'язана з гідроморфологічними і гідрологічними характеристиками досліджуваних ділянок, що не є сприятливими для інших хижих видів риб (табл. 4.2.1.2).

Таблиця 4.2.1.2.

Відносна чисельність риб (%) за приналежністю до екологічних груп в іхтіофауні річок Либідь, Сирець, Нивка і Горенка

Екологічні групи:	р. Либідь	р. Сирець		р. Нивка	р. Горенка
	нижня течія	нижня течія	середня течія	середня течія	верхня течія
За походженням:					
Аборигенні	92,92	97,00	10,61	31,95	97,04
Інвазивні	7,08	3,00	83,39	68,05	2,96
За місцем існування:					
Заростеві	0,32	3,00	64,39	0,61	0,50
Пелагічні	37,03	77,53	0,00	19,51	0,05
Придонно-пелагічні	51,58	14,61	25,00	23,78	67,69
Придонні	11,08	4,87	10,61	56,10	31,50
За відношенням до швидкості течії:					
Реофіли	12,26	5,62	10,61	31,50	54,44
Індиференти	71,93	82,77	0,00	0,00	13,61
Лімnofіли	15,80	11,61	89,39	68,50	31,95

Таблиця 4.2.1.1. (продовження)

Екологічні групи:	р. Либідь	р. Сирець		р. Нивка	р. Горенка
	нижня течія	нижня течія	середня течія	середня течія	верхня течія
За особливостями живлення:					
Зоопланктофаги	44,81	74,53	0,00	0,15	18,34
Зообентофаги	14,15	7,87	75,00	76,17	54,44
Еврифаги	30,90	16,48	25,00	23,42	17,16
Іхтіофаги	8,73	1,12	0,00	0,20	9,47
Фітопланктофаги	0,00	0,00	0,00	0,05	0,59
Детритофаги	1,42	0,00	0,00	0,00	0,00
За особливостями розмноження:					
Фітофіли	85,13	91,39	25,00	23,67	44,97
Псамо-літофіли	9,18	4,12	10,61	31,50	54,44
Гніздові	0,32	3,75	64,39	0,45	0,00
Остракофіли	0,00	0,00	0,00	0,05	0,59
Індиференти	5,38	0,75	0,00	44,32	0,00
За особливостями життєвого циклу:					
Середньоциклові	51,27	17,60	0,00	0,25	23,67
Короткоциклові	48,73	82,40	100,00	99,75	76,33
За схильністю до міграцій:					
Мігруючі	75,24	83,52	0,00	0,00	13,61
Резидентні	24,76	16,48	100,00	100,00	86,39

Таким чином, результати досліджень екологічної структури рибного населення малих річок урбанізованих територій свідчать про її залежність від особливостей гідрологічного режиму, зумовлених характером трансформації ділянок русла. Зарегулювання вказаних водотоків порушує умови існування аборигенної реофільної іхтіофауни та сприяє заміщенню її лімnofільними представниками, в тому числі інвазивними.

4.2.2. Натуралізація інвазивних видів риб

Серед 20 видів риб, відмічених у досліджуваних малих річках урбанізованих територій, 3 належать до випадкових небажаних інтродуцентів з водойм Далекого Сходу, внесених до водойм України в XIX–XX ст. (чебачок амурський, карась китайський і головешка ротань) [92], та 2 – до саморозселенців,

що проникли у басейн р. Дніпро в другій половині XX ст. (триголкова колючка звичайна, багатоголкова колючка південна) [102]. Успішну натуралізацію таких видів у водних об'єктах України пов'язують [32, 75, 81, 100] зокрема з антропогенною деградацією екосистем.

Вищевказані види риб відзначаються подібністю за більшістю екологічних характеристик. Так, за відношенням до швидкості течії вони можуть бути віднесені до лімnofілів, і тією чи іншою мірою приурочені до заростей водної рослинності. Серед спільних ознак слід навести також порівняно дрібний розмір та короткий життєвий цикл із раннім набуттям статевої зрілості (карась китайський в усіх досліджених водотоках представлений тугорослою короткоцикловою формою, див. розд. 5). За відношенням до нерестового субстрату карась китайський є типовим представником фітофілів, в той час як іншим вказаним видам властива тією чи іншою мірою виражена гніздова поведінка, пов'язана з активною охороною ікри і молоді. Всі перелічені види риб мають широкий спектр живлення, характеризуються значною екологічною пластичністю, а також високою резистентністю до дії несприятливих чинників середовища [92].

Оскільки всім переліченим видам тією чи іншою мірою властиве саморозселення [92, 175], низька їх чисельність ділянках русла за умов збереження неперервності річки не може бути пояснена неможливістю проникнення до водотоків із приймаючих водойм. Як вже було зауважено вище, одиничні екземпляри чебачка амурського, триголкової колючки звичайної й багатоголкової колючки південної відзначені для р. Либідь, а в її притоках, на яких розташовані стави (р. Совка і р. Горіхуватка), були виявлені одиничні особини чебачка амурського і карася китайського. Це може свідчити про потрапляння представників зазначених видів риб до малої річки за рахунок пасивних міграцій із резерватів на її притоках. Також не можна виключити потрапляння карася китайського і головешки ротаня до гирлової ділянки р. Сирець, що знаходиться у підпорі оз. Кирилівського, адже вказані види риб

були відмічені [122] в зазначеній водоймі. В той же час у нижній течії річок Либідь і Сирець не спостерігалось масовості інвазивних видів риб.

Імовірно, чисельність інвазивних представників іхтіофауни на ділянках річок за збереження їх неперервності обмежена за рахунок харчової конкуренції та хижацтва з боку домінуючих там аборигенних представників, таких як в'язь звичайний і верховодка звичайна. Підтвердженням цього припущення може бути низька відносна чисельність інших аборигенних короткоциклових видів риб на вказаних ділянках річок Либідь і Сирець – відповідно 11,08% і 9,36%.

В той же час за відсутності в складі іхтіоценозів в'язя звичайного і верховодки звичайної внаслідок переривання їх міграційних шляхів водозливами спостерігалась масовість дрібних короткоциклових видів риб, серед яких найбільшою екологічною пластичністю та резистентністю відзначались саме інвазивні представники. Вірогідно, вказані особливості надали їм конкурентну перевагу над подібними аборигенними видами та дозволили витіснити останніх із екологічних ніш. Так, на обмежених водозливами ділянках річок, яким було властиве домінування інвазивних видів риб, серед аборигенних значну чисельність мав лише пічкур звичайний. Можливо, він переважав інвазивних видів у харчовій конкуренції, являючи собою спеціалізованого споживача личинок хірономід та іншого макрзообентосу, як основного об'єкту живлення риб в умовах токсичного забруднення водотоків. Інші ж короткоциклові аборигенні види на таких ділянках водотоків були відсутні або представлені одиничними екземплярами.

Можливо, доцільним є припущення про напружену конкуренцію між чебачком амурським та триголковою колючкою звичайною, що відзначаються істотною подібністю за екологічними характеристиками. Так, домінування триголкової колючки спостерігалось лише за умови відсутності чебачка на зарегульованій ділянці русла, а за домінування останнього в аналогічних умовах колючка була представлена одиничними екземплярами, що може бути наслідком її витіснення з біотопів.

Отже ймовірно, що чисельність інвазивних видів риб, які проникають до малих річок урбанізованих територій, стримується в першу чергу тими аборигенними представниками, що здатні скласти їм конкуренцію або житись ними. За відсутності таких аборигенних видів риб внаслідок порушення їх міграційних шляхів гідротехнічними спорудами спостерігається масовість інвазивних видів та їх входження до домінуючих комплексів в іхтіоценозах, на тлі низької чисельності менш конкурентоздатних аборигенних короткоциклових представників.

Таким чином, фрагментація русла малих річок гідротехнічними спорудами не створює значних перешкод для поширення більшості інвазивних видів риб, натомість сприяючи їх натуралізації в умовах порушених іхтіоценозів.

4.2.3. Мігруючі та резидентні види риб

Як вже було зазначено, окремим видам риб, відміченим у малих річках урбанізованих територій, були властиві сезонні міграції між зазначеними водотоками та їх приймаючою водоймою, в той час як інші види відзначились адаптованістю до постійного існування в умовах русла. Екологічна структура мігруючого і резидентного комплексів у складі рибного населення малих річок значною мірою розрізнялась (табл. 4.2.3.1).

Таблиця 4.2.3.1.

Екологічна структура мігруючого і резидентного комплексів видів у іхтіофауні річок Либідь, Сирець, Нивка і Горенка

Екологічні групи	Частка видів, %		Відносна чисельність, %	
	Мігруючі	Резидентні	Мігруючі	Резидентні
За походженням				
Аборигенні	100	62	100,00	58,48
Інвазивні	0	38	0,00	41,52

Таблиця 4.2.3.1. (продовження)

Екологічні групи	Частка видів, %		Відносна чисельність, %	
	Мігруючі	Резидентні	Мігруючі	Резидентні
За місцем існування:				
Заростеві	0	24	0,00	18,28
Пелагічні	13	18	47,81	13,54
Придонно-пелагічні	87	30	52,19	34,02
Придонні	0	28	0,00	34,17
За відношенням до швидкості течії:				
Реофіли	18	26	2,39	33,03
Індиференти	82	0	97,61	1,14
Лімнофіли	0	72	0,00	65,83
За особливостями живлення:				
Зоопланктофаги	13	9	47,81	11,85
Зообентофаги	14	47	1,99	45,19
Еврифаги	73	23	50,21	31,02
Іхтіофаги	0	13	0,00	10,64
Фітопланктофаги	0	6	0,00	0,15
Детритофаги	0	2	0,00	1,14
За особливостями розмноження:				
Фітофіли	82	46	97,61	39,64
Псамо-літофіли	0	20	0,00	31,74
Гніздові	0	24	0,00	19,42
Остракофіли	0	6	0,00	0,15
Індиференти	18	4	2,39	9,05
За особливостями життєвого циклу:				
Середньоциклові	87	13	52,19	10,65
Короткоциклові	13	87	47,81	89,35

Мігруючий комплекс видів риб у досліджуваних водотоках був представлений виключно аборигенами, реофільними чи індиферентними до швидкості течії, переважно середньоцикловими, за винятком верховодки звичайної. Слід зазначити, що остання, виступаючи дрібним короткоцикловим представником, набувала масовості на всіх ділянках малих річок за умов збереження їх неперервності, де складала 60–98% відносної чисельності серед мігруючих видів та 45–70% загалом.

В той же час резидентний комплекс був представлений майже виключно короткоцикловими видами, що значною мірою розрізнялись за походженням та екологічними особливостями. Серед них можна виділити аборигенних реофілів і

індиферентів, типових для іхтіофауни малих річок (пічкур звичайний, білоперий пічкур дніпровський, щипавка звичайна і бичок-пісочник); аборигенних лімnofілів, що реєструвались на ділянках лише за умови уповільненої течії (верховодка звичайна, гірчак європейський і краснопірка звичайна); небажаних інтродуцентів – лімnofілів, що також тяжіли до порушень гідрологічного режиму (чебачок амурський, карась китайський і головешка ротань); саморозселенців із Балтійського (триголкова колючка звичайна) і Понто-Каспійського (багатоголкова колючка південна) регіонів.

Слід відзначити, що серед мігруючих видів риб максимальна відносна чисельність зоопланктофагів на ділянках складала 98%, а зообентофагів – 6%, в той час як серед резидентних – відповідно 27 і 76%. Така тенденція може бути пов'язана [76] з цілорічною наявністю в малих річках личинок хірономід як об'єкту живлення бентофагів, та з сезонністю вильоту імаго вказаних комах як об'єкту живлення планктофагів, а також зі зростанням біомаси зоопланктону протягом весняно-літнього періоду.

Крім того слід звернути увагу, що відносна чисельність інвазивних представників серед резидентів на ділянках річок, де спостерігались мігруючі види риб, складала 3–29%, тоді як за відсутності останніх – 68–89%. Це може вказувати [85] на функціональну важливість середньоциклових аборигенних представників іхтіофауни для стримування чисельності саморозселенців і інтродуцентів. Разом з тим розбіжність за екологічними особливостями між мігруючими і резидентними аборигенними представниками може виступати чинником, що стримує конкуренцію між ними та уможлиблює їх сумісне існування в малих річках урбанізованих територій протягом весняно-літнього періоду.

Порівняння домінуючих комплексів окремо серед мігруючих і серед резидентних видів риб підтверджує вищезазначені закономірності (табл. 4.2.3.2).

Таблиця 4.2.3.2.

Видова структура домінуючих комплексів у іхтіофауні річок Либідь, Сирець,
Нивка і Горенка

Вид	Річки				
	р. Либідь	р. Сирець		р. Нивка	р. Горенка
	нижня течія	нижня течія	середня течія	середня течія	верхня течія
Серед мігруючих видів					
В'язь звичайний	22,57	12,11	0,00	0,00	0,00
Верховодка звичайна	59,56	83,86	0,00	0,00	0,00
Плітка звичайна	6,58	3,14	0,00	0,00	100,00
Серед резидентних видів					
Аборигенні:					
Пічкур звичайний	27,62	25,00	10,61	31,50	63,01
Краснопірка звичайна	0,00	18,18	0,00	0,00	0,68
Верховка звичайна	0,00	27,27	0,00	0,00	21,23
Окунь звичайний	35,24	6,82	0,00	0,00	10,96
Інвазивні:					
Чебачок амурський	0,95	0,00	0,00	44,32	0,00
Карась китайський	20,00	0,00	25,00	23,27	3,42
Триголкова колючка звичайна	0,95	18,18	64,39	0,35	0,00

Примітка: жирним шрифтом виділені домінуючі види; представники, що не входили до домінуючих комплексів, у таблиці не наведені.

У складі мігруючої іхтіофауни на трансформованих ділянках річок за збереження їх неперервності (р. Либідь і р. Сирець) домінуючі комплекси були представлені вже зазначеними в'язем звичайним і верховодкою звичайною, тоді як інші представники мали значно меншу чисельність. На умовно непорушеній природній ділянці русла вище за водозливи (р. Горенка) мігруючий комплекс був представлений лише пліткою звичайною, що входила до складу домінуючих видів. В той же час на трансформованих ділянках річок вище за водозливи (річки Сирець і Нивка) мігруючі види не були представлені взагалі.

Домінуючі комплекси у складі резидентної іхтіофауни відзначались подібністю між собою за структурою, незалежно від характеру трансформації ділянки русла, і були представлені майже виключно короткоцикловими видами.

До їх складу на всіх досліджених ділянках водотоків входив аборигенний реофіл пічкур звичайний, відносна чисельність якого становила 25–63% серед резидентних видів та 4–54% загалом. Крім нього в складі резидентної іхтіофауни домінування було властиве виключно лімнофілам, серед яких на трансформованих ділянках за умов збереження неперервності річки переважали аборигенні представники, а за переривання її водозливами – інвазивні.

Таким чином, отримані дані дозволяють припустити, що аборигенні середньоциклові види риб, яким властиві нерестові й нагульні міграції до малих річок урбанізованих територій протягом весняно-літнього періоду, відіграють функціонально важливу роль у збереженні структури іхтіофауни в умовах антропогенного порушення. Вірогідно, саме конкуренція та хижацтво з їх боку стримує масове розмноження інвазивних представників, яке спостерігається на ізольованих гідроспорудами ділянках водотоків та супроводжується витісненням аборигенних короткоциклових видів риб.

РОЗДІЛ 5 МОРФО-ФІЗІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТА ОСОБЛИВОСТІ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ ПІЧКУРА ЗВИЧАЙНОГО І КАРАСЯ КИТАЙСЬКОГО ЗА РІЗНОГО СТУПЕНЮ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

Як зазначено в попередньому розділі, з 20 риб, що були зареєстровані в досліджених малих річках, лише частина стабільно відмічалась на ділянках русла, відокремлених гідротехнічними спорудами від приймаючої водойми. Серед них в усіх досліджуваних водотоках постійно зустрічались лише два види – аборигенний реофіл пічкур звичайний та інвазивний лімнофіл карась китайський, які домінували в складі іхтіофауни обмежених гідроспорудами ділянок русла незалежно від характеру і ступеню його трансформації.

Присутність зазначених видів риб на обмежених водозливами ділянках водотоків протягом всього періоду досліджень (2010–2018 рр.) свідчить на користь існування їх популяцій на відповідних фрагментах русла.

Слід звернути увагу, що вказані види риб істотно розрізняються за екологічними характеристиками. Зокрема, пічкур звичайний традиційно вважається чутливим до якості водного середовища видом [167], а карась китайський належить до найбільш еврибіонтних представників іхтіофауни [168]. Тому дослідження особливостей їх життєвого циклу та фізіологічного стану за існування в умовах малих річок урбанізованих територій важливе для вивчення адаптації рибного населення до антропогенного навантаження, та, відповідно, закономірностей формування структури іхтіофауни у таких водотоках.

5.1. Характеристика популяцій аборигенного виду пічкура звичайного

Аналіз структури популяцій пічкура звичайного з досліджуваних водотоків вказав на їх представленість чотирма-п'ятьма віковими групами з переважанням (97,7–99,5%) особин віком до 3 років (табл. 5.1.1).

Таблиця 5.1.1.

Представленість вікових груп пічкара звичайного, %

Річки	Вікові групи				
	0+	1+	2+	3+	4+
р. Нивка	55,6	28,8	13,3	1,5	0,8
р. Горенка	59,2	30,4	9,8	0,5	—

Наявність істотної частки особин молодших вікових груп (56–59% цьоголітків) вказує на можливе відтворення пічкара на обох досліджуваних ділянках. Статева зрілість була притаманна особинам, починаючи з 2-го року життя. Співвідношення статей в обох досліджених популяціях становило близько 1:1 з незначним чисельним переважанням самців – у річках Нивка і Горенка відповідно 56 і 57%.

Показники абсолютної і відносної індивідуальної плодючості пічкара звичайного на третьому році життя в середньому складали 6598 (4809–8806) шт. і 498 (374–647) шт./г відповідно для р. Нивка та 2427 (884–3844) і 305 (128–438) для р. Горенка. Тобто, плодючість представників з трансформованої ділянки річки була в 3 рази вищою, ніж з умовно непорушеної. Це може вказувати на кращі умови живлення зообентофагів на зарегульованих ділянках русла зокрема за рахунок накопичення донних відкладів внаслідок зниженої проточності, що сприяє розвитку стійкого до токсифікації макрзообентосу [72], який є основним компонентом живлення пічкара. Також необхідно звернути увагу на можливий стимулюючий вплив помірних доз несприятливих чинників – явище гормезису, що спостерігається [114, 134] у забруднених водоймах та супроводжується збільшенням темпу росту й показників плодючості. При цьому ікра досліджених особин знаходилась на III стадії зрілості, що відповідає нормі [167] для цього виду риб наприкінці весняно-літнього періоду.

Отже, структурно-функціональна характеристика популяцій пічкара звичайного з досліджених ділянок водотоків свідчить на користь успішної адаптації цього виду до існування в умовах малих річок урбанізованих територій.

Підтвердженням цього може виступати подібність популяційних характеристик у особин з інших річкових басейнів України [4, 92, 167].

Вивчення масово-розмірних характеристик пічкара звичайного виявило певні розбіжності між популяціями з умовно непорушеної ділянки р. Горенка та трансформованої ділянки р. Нивка (табл. 5.1.2).

Таблиця 5.1.2.

Масово-розмірні характеристики пічкара звичайного

Показник	Вікові групи			
	0+	1+	2+	3+
р. Нивка				
п, екз.	0	2	26	2
l, мм	—	72,09±4,54 (67,54-76,63)	95,55±1,58 (82,45-110,19)	114,63±2,44 (112,19-117,07)
m, г	—	6,02±0,94 (5,08-6,96)	14,57±0,77 (8,48-23,45)	24,78±2,50 (22,28-27,27)
K _ф	—	1,60±0,05 (1,55-1,65)	1,63±0,02 (1,44-1,81)	1,64±0,06 (1,58-1,70)
K _к	—	1,34±0,01 (1,32-1,35)	1,38±0,02 (1,14-1,58)	1,41±0,09 (1,32-1,51)
р. Горенка				
п, екз.	2	13	14	0
l, мм	54,72±0,00 (54,71-54,72)	68,76±1,17 (61,98-75,62)	84,96±1,21 (77,36-91,76)	—
m, г	1,93±0,06 (1,87-1,98)	4,15±0,23 (2,98-5,70)	9,03±0,41 (6,89-12,51)	—
K _ф	1,18±0,03 (1,14-1,21)	1,26±0,02 (1,17-1,38)	1,47±0,04 (1,26-1,70)	—
K _к	0,99±0,01 (0,98-1,00)	1,05±0,01 (0,98-1,14)	1,23±0,04 (0,99-1,43)	—

Темп росту та коефіцієнти Фультона і Кларк були достовірно вищими у риб з порушеної ділянки р. Нивка, що, як і наведене вище зростання показників плодючості, може бути пов'язано з кращими умовами нагулу цього виду. Також встановлено, що на обох ділянках водотоків пічкару звичайному була властива тенденція до зростання коефіцієнтів вгодованості з віком, що також може вказувати на достатньо сприятливі умови існування виду.

Однак, разом з тим дослідження внутрішніх органів риб показало, що пічкур звичайний з ділянки урбанізованої річки відрізнявся достовірно більшим печінково-соматичним індексом та достовірно меншими індексами нирок, селезінки і сім'яників порівняно з конспецифіком з умовно непорушеної ділянки (табл. 5.1.3).

Таблиця 5.1.3.

Індекси внутрішніх органів пічкура звичайного

Показник	р. Нивка		р. Горенка		Р
	п	М±m	п	М±m	
Індекс печінки	26	2,61±0,20	13	1,90±0,20	<0,05*
Індекс нирки	26	0,65±0,04	14	1,15±0,12	<0,01*
Індекс селезінки	26	0,22±0,03	14	0,48±0,06	<0,01*
Індекс сім'яників	14	0,76±0,05	9	1,40±0,20	<0,01*
Індекс яєчників	12	4,75±0,47	5	6,14±1,05	>0,05

Примітка * – достовірні відмінності.

Відомо [23, 101, 112], що збільшення індексу печінки за зменшення індексів селезінки та нирок у корокових видів риб може свідчити про наявність хронічного шкодочинного впливу оточуючого середовища, зокрема внаслідок його токсичного забруднення. Крім того, в частини особин пічкура з р. Нивка було виявлено візуальні ознаки цирозу печінки (7,7%), а також асиметрію гонад (11,5%), що також є свідченням [132] токсичного впливу середовища існування. Тому доцільно припустити, що зазначені особливості внутрішніх органів у пічкура з урбанізованої річки є наслідком споживання кормової бази (макрозообентосу), що розвивалась в умовах токсифікованих донних відкладів.

В той же час морфометричні характеристики пічкура звичайного з обох досліджених ділянок водотоків не мали достовірних відмінностей за більшістю показників (табл. 5.1.4).

Таблиця 5.1.4.

Пластичні й меристичні ознаки пічкура звичайного

Показник	р. Нивка, n=26	р. Горенка, n=14	P
l, мм	95,55±1,58	84,96±1,21	<0,01*
Пластичні ознаки, у % від l			
c	25,57±0,18	25,82±0,33	>0,05
H	20,75±0,24	21,61±0,43	>0,05
h	8,02±0,09	8,64±0,11	<0,01*
aD	45,91±0,81	47,70±0,29	<0,05*
pD	41,34±0,27	41,45±0,32	>0,05
aP	26,78±0,21	27,36±0,23	>0,05
aA	70,34±0,19	70,64±0,28	>0,05
aa	62,08±0,35	62,30±0,48	>0,05
V-a	12,77±0,21	11,63±0,33	<0,01*
a-A	6,21±0,19	6,83±0,23	<0,05*
pl	19,85±0,22	20,62±0,33	>0,05
PV	25,21±0,21	24,24±0,46	>0,05
PA	45,38±0,24	44,44±0,33	<0,05*
VA	20,42±0,18	20,75±0,33	>0,05
lD	11,52±0,14	11,94±0,20	>0,05
hD	19,66±0,26	19,68±0,34	>0,05
lA	7,45±0,11	7,52±0,12	>0,05
hA	15,06±0,16	15,01±0,18	>0,05
lP	18,40±0,25	18,41±0,25	>0,05
lV	15,51±0,20	15,51±0,16	>0,05
lC ₁	20,05±0,23	19,20±0,34	<0,05*
lC ₂	19,10±0,25	18,60±0,23	>0,05
Пластичні ознаки, у % від c			
hc ₁	60,78±0,36	61,48±0,78	>0,05
hc	50,38±0,41	49,63±0,76	>0,05
o	22,94±0,40	27,39±0,41	<0,01*
po	39,82±0,30	40,61±0,81	>0,05
r	38,62±0,30	38,37±0,60	>0,05
cirr	19,86±0,71	20,34±0,52	>0,05
Меристичні ознаки			
l. l.	41,12±0,21	39,86±0,33	<0,01*
D	7,00±0,00	7,00±0,00	>0,05
A	6,00±0,06	6,00±0,00	>0,05
P	15,08±0,09	15,14±0,18	>0,05
V	7,08±0,08	7,14±0,10	>0,05
C	16,88±0,13	16,93±0,07	>0,05

Примітка: * – достовірні відмінності.

Виявлені розбіжності переважно стосувались форми тулуба та розташування плавців, що може бути пов'язано зокрема з адаптацією до різних гідрологічних умов на досліджуваних ділянках водотоків.

Слід також вказати на виявлення у окремих екземплярів пічкара звичайного морфологічних аномалій екстер'єру, таких як порушення розвитку плавців (вкорочення одного з парних або однієї лопаті хвостового, деформація або подовження лопаті хвостового), бічної лінії (викривлення або переривання), луски (збільшений розмір, змінені форма або напрямок росту), очних яблук (одностороння мікрофтальмія чи анофтальмія) та риля (виражена асиметрія) (табл. 5.1.5).

Таблиця 5.1.5.

Частота трапляння аномалій екстер'єру в пічкара звичайного, %

Показник	р. Нивка	р. Горенка
Дефекти луски	1,4	0,0
Дефекти бічної лінії	1,5	0,0
Дефекти плавців	3,5	1,1
Дефекти риля	0,4	0,0
Дефекти очних яблук	1,2	0,0
Сумарно:	8,0	1,1

Відомо [159], що такий характер порушень розвитку зовнішніх структур є типовим для цього виду риб у випадку інкубації за несприятливих гідрофізичних і гідрохімічних умов середовища. Окремо слід відзначити екземпляр з вдвічі подовженою нижньою лопаттю хвостового плавця, яка набула серпоподібної форми.

При цьому в кожному окремому випадку спостерігались ізольовані морфологічні аномалії, що поширювались лише на певний орган чи систему. Можливо, екземпляри з множинними та більш системними аномаліями розвитку (викривлення тіла тощо) підлягали елімінації протягом початкових етапів онтогенезу і таким чином не потрапляли до вибірок.

Порівняно висока частота трапляння цих порушень розвитку в умовах антропогенного навантаження (р. Нивка) підтверджує наявність шкодочинного впливу останнього на рибне населення, однак не може бути однозначно асоційована з дією певного чинника, оскільки відомо [158], що риbam притаманний аналогічний характер морфологічних аномалій, спричинених підвищеними та зниженими температурами, а також дією інших несприятливих чинників середовища.

Отже, виходячи з вищенаведених морфо-фізіологічних особливостей та структурно-функціональних характеристик популяцій пічкара звичайного, доцільно вважати успішною його адаптацію до існування в малих річках урбанізованих територій попри наявність шкодочинного впливу антропогенного навантаження. Можливо, вагому роль у даному випадку відіграла сприятливість кормової бази, яка може значною мірою компенсувати [160] негативний вплив токсичного забруднення на риб.

5.2. Характеристика популяцій інвазивного виду карася китайського

Результати досліджень структури популяцій карася китайського з ділянок річок Горенка і Нивка вказали на представленість їх переважно молодшими віковими групами (39–45% цьоголітків) серед чотирьох відмічених (0+ – 3+), тоді як лише незначна частка особин (1,7–3,2%) мала вік понад 3 роки (табл. 5.2.1).

Таблиця 5.2.1.

Представленість вікових груп карася китайського, %

Ділянки	Вікові групи			
	0+	1+	2+	3+
р. Нивка	38,8	34,6	24,9	1,7
р. Горенка	45,2	35,5	16,1	3,2

Статева зрілість була притаманна особинам, починаючи з 2-го року життя. Співвідношення статей в обох популяціях відзначалось чисельним переважанням самців – 57% і 67% відповідно у річках Нивка і Горенка, що є характерним [92, 168] переважно для малих водних об'єктів, особливо за наявності антропогенного навантаження [7].

При цьому на відтворення карася китайського на досліджених ділянках водотоків, як і у випадку пічкара звичайного, вказує істотна частка вперше дозріваючих особин.

Показники абсолютної і відносної індивідуальної плодючості у триліток карася китайського з р. Нивка складали в середньому 23158 (15082–31234) шт. та 308 (208–407) шт./г тоді, як з р. Горенка – 15103 (13593–16781) шт. та 211 (190–234) шт./г. Однак можливо, що наведені цифри не відображають плодючість досліджених особин повною мірою, оскільки відомо [168] про порційність нересту та закладки статевих продуктів у цього виду риб. Так, разом з вивченою ікрою, що знаходилась на II стадії зрілості, в яєчниках була виявлена незначна маса ікри на III стадії. Разом з тим отримані дані дозволяють припустити вищу плодючість карася китайського на трансформованій ділянці річки порівняно з умовно непорушеною, аналогічно до пічкара звичайного. Це може вказувати, окрім спричиненого забруднення [114, 134] ефекту гормезису, також на кращі умови нагулу [72] риб на зарегульованих ділянках водотоків.

В цілому досліджені структурно-функціональні характеристики популяцій карася китайського дозволяють стверджувати про успішну натуралізацію цього інвазивного виду в малих річках урбанізованих територій.

Дослідження масово-розмірних характеристик цього виду риб також вказало на більш високий темп його росту на трансформованій ділянці р. Нивка порівняно з умовно непорушеною ділянкою р. Горенка (табл. 5.2.2).

Таблиця 5.2.2.

Масово-розмірні характеристики карася китайського

Вікові групи	1+	2+	3+
р. Нивка			
п, екз.	2	25	3
l, мм	75,14±0,50 (74,64–75,63)	99,06±2,52 (81,53–122,11)	146,88±5,15 (139,18–156,66)
m, г	13,73±0,48 (13,25–14,20)	33,86±2,46 (18,61–60,86)	105,72±15,13 (82,74–134,26)
K _ф	3,23±0,05 (3,19–3,28)	3,39±0,11 (2,26–4,85)	3,37±0,55 (2,60–4,42)
K _к	2,52±0,02 (2,50–2,54)	2,57±0,07 (1,81–3,45)	2,54±0,38 (2,16–3,29)
р. Горенка			
п, екз.	–	25	2
l, мм	–	101,78±8,37 (88,24–117,26)	132,95±1,34 (131,61–134,28)
m, г	–	33,85±1,18 (28,38–46,99)	74,36±2,21 (72,35–76,77)
K _ф	–	3,22±0,08 (2,76–4,13)	3,17±0,00
K _к	–	2,49±0,07 (2,11–3,22)	2,22±0,16 (2,11–2,34)

Також спостерігалась тенденція до вищих значень показників вгодованості у риб із зарегульованої ділянки водотоку, що може бути пов'язано з більш сприятливими для цього виду особливостями гідрологічного режиму та кормової бази.

Дослідження внутрішніх органів риб із зазначених ділянок водотоків не виявило достовірних відмінностей за індексами гонад, нирок і селезінки. Однак карась китайський з порушеної ділянки відзначався достовірно вищим печінково-соматичним індексом порівняно з особинами з умовно непорушеної ділянки річки (табл. 5.2.3) так само, як і пічкур звичайний за відповідних умов (див. табл. 5.1.3). Це підтверджує наявність хронічного шкодочинного впливу середовища і може бути пов'язано [101] з живленням бентосом в умовах токсифікованості донних відкладів та низької біомаси планктону.

Таблиця 5.2.3.

Індекси внутрішніх органів карася китайського

Показник	р. Нивка		р. Горенка		Р
	п	M±m	п	M±m	
Індекс печінки	30	8,23±0,81	27	5,39±0,72	<0,05*
Індекс нирки	30	0,67±0,04	27	0,86±0,14	>0,05
Індекс селезінки	30	0,64±0,06	27	0,61±0,10	>0,05
Індекс сім'яників	17	3,68±0,27	18	3,45±0,27	>0,05
Індекс яєчників	13	8,45±0,87	9	8,29±2,91	>0,05

Примітка * – достовірні відмінності.

Підтвердженням шкодочинного впливу токсифікованості середовища існування цього виду риб у р. Нивка є виявлення у частини особин ознак цирозу печінки (3,3%) та драглистої консистенції зазначеного органу (93,3%). Крім того, значна частка особин (10,0%) відзначалась вираженою асиметрією гонад.

Виходячи з вищенаведеного, доцільно припустити, що хоча шкодочинний вплив за представленого рівня антропогенного навантаження, хоча й не призводить до зникнення рибного населення малих річок, однак здатен порушувати його репродуктивний потенціал.

Разом з тим, попри розбіжність умов існування та стану внутрішніх органів, аналіз морфометричних характеристик (табл. 5.2.4) виявив подібність екстер'єру досліджених популяцій карася китайського за наявності незначних розбіжностей переважно у розташуванні й конфігурації плавців.

Отже, в цілому морфо-фізіологічні особливості карася китайського, як і наведені вище популяційні характеристики, вказують на його приналежність до короткоциклової тугорослої форми, більшою мірою пристосованої до існування в малих водних об'єктах, зокрема за умов їх антропогенного порушення [92, 168].

Таблиця 5.2.4.

Пластичні й меристичні ознаки карася китайського

Показник	р. Нивка, n=28	р. Горенка, n=27	P
l, мм	104,18±3,65	104,09±6,68	>0,05
Пластичні ознаки, у % від l			
l	28,09±0,36	27,53±0,39	>0,05
H	36,05±0,71	34,62±0,46	>0,05
h	14,27±0,17	13,82±0,18	>0,05
iH	19,67±0,39	19,61±0,41	>0,05
aD	48,13±0,45	47,52±0,80	>0,05
pD	19,51±0,39	18,90±0,52	>0,05
aP	28,44±0,34	26,62±0,82	<0,05*
aA	73,21±0,52	74,61±0,35	<0,05*
pl	15,74±0,43	15,83±0,73	>0,05
PV	20,98±0,29	20,83±0,61	>0,05
PA	47,39±0,54	48,41±0,72	>0,05
VA	28,81±0,55	28,86±0,72	>0,05
ID	36,00±0,35	35,10±0,59	>0,05
hD	18,89±0,52	17,48±0,77	>0,05
lA	10,15±0,18	10,57±0,19	>0,05
hA	15,76±0,28	16,94±0,54	>0,05
lP	19,55±0,36	19,74±0,44	>0,05
iV	20,93±0,35	21,24±0,46	>0,05
lC1	27,83±0,54	26,51±0,80	>0,05
lC2	28,20±0,47	27,22±1,06	>0,05
Пластичні ознаки, у % від c			
hc1	89,53±0,83	89,07±0,70	>0,05
hc	63,11±0,66	61,75±1,11	>0,05
o	25,18±0,48	25,14±0,74	>0,05
po	52,56±0,48	51,58±0,38	>0,05
r	23,80±0,39	24,39±0,66	>0,05
Меристичні ознаки			
l. l.	30,36±0,19	30,75±0,10	>0,05
D	17,79±0,17	17,70±0,27	>0,05
A	5,18±0,07	4,98±0,05	<0,05*
P	15,86±0,14	15,89±0,06	>0,05
V	7,79±0,12	7,59±0,10	>0,05
C	17,07±0,11	16,78±0,14	>0,05

Примітка: * – достовірні відмінності.

В той же час слід відзначити, що, як і в пічкура звичайного, у карася китайського з трансформованих ділянок р. Нивки були поширені аномалії розвитку плавців (відсутність чи вкорочення одного з парних, подовження всіх плавців, деформація лопатей хвостового плавця), бічної лінії (подвоєння, викривлення або переривання), зябрових кришок (вкорочення з вигином або без такого), луски (збільшений розмір, змінені форма або напрямок росту), очних яблук (одностороння мікрофтальмія) та анального отвору (асиметрія) (табл. 5.2.5).

Таблиця 5.2.5.

Частота трапляння аномалій екстер'єру в карася китайського, %

Показник	р. Нивка	р. Горенка
Дефекти луски	0,9	0,0
Дефекти бічної лінії	4,6	0,0
Дефекти плавців	5,5	3,1
Дефекти зябрових кришок	1,8	0,0
Дефекти очних яблук	0,5	0,0
Дефекти анального отвору	0,5	0,0
Сумарно:	13,7	3,1

Вищеописані аномалії слід розглядати як неспецифічні [158] для коропових риб і такі, що виникають внаслідок інкубації за неоптимальних умов. Слід відзначити екземпляр із аномальним подовженням всіх плавців на зразок такого у форми «комета». Разом з тим у екземплярів карася з вищенаведеними порушеннями розвитку не виявляли ознак виснаження та інших патологічних процесів, що дозволяє припустити відсутність істотного впливу подібних порушень на життєздатність особин цього виду риб.

В цілому в умовах антропогенного навантаження трапляння аномалій у карася було вищим в 4,4 рази, тоді як у пічкура – в 7,3 рази. При цьому на умовно непорушеній ділянці водотоку аномалії у карася зустрічались в 2,8 разів частіше порівняно з пічкуром, а на трансформованих ділянках річки – в 1,7 разів. Можливо, більша частка аномальних особин у карася і менш виражене зростання цього показника в умовах антропогенного навантаження пов'язано з вищою

морфологічною пластичністю цього виду риб та нижчою чутливістю до шкодочинного впливу середовища [92].

Отже, з огляду на вищенаведену характеристику популяцій карася китайського, можна стверджувати про успішну натуралізацію цього виду риб у малих річках в умовах антропогенного навантаження, попри наявність шкодочинного впливу середовища.

Таким чином, попри розбіжності пічкара звичайного і карася китайського за більшістю екологічних особливостей, досліджені популяції цих видів із малих річок урбанізованих територій виявились значною мірою подібними за віковою і статевою структурою та особливостями життєвого циклу. Сумісне домінування пічкара і карася на обмежених гідроспорудами ділянках водотоків може свідчити, що притаманна їм репродуктивна стратегія близька до оптимальної для підтримання чисельності популяцій у малих водних об'єктах за умов відсутності конкуренції та хижацтва з боку середньоциклових видів риб [85]. Крім того, приналежність до домінуючих видів вказує на значну стійкість аборигенного представника іхтіофауни пічкара звичайного до умов антропогенного навантаження, та підтверджує високу екологічну пластичність інвазивного виду карася китайського.

РОЗДІЛ 6 ЗМІНА ДЕЯКИХ БІОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ПІЧКУРА ЗВИЧАЙНОГО ТА КАРАСЯ КИТАЙСЬКОГО В УМОВАХ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

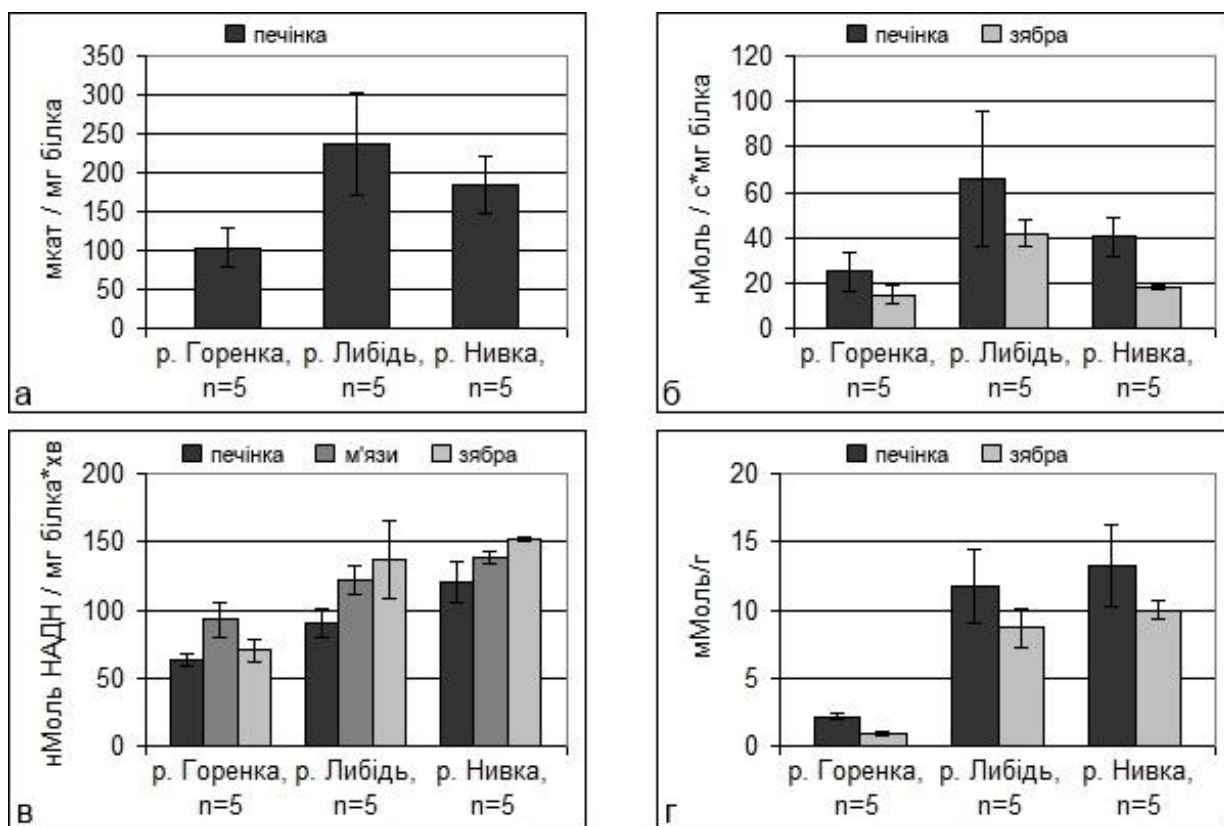
Для дослідження рівня адаптованості пічкара і карася до існування в малих річках урбанізованих територій, окрім структурно-функціональних характеристик їх популяцій, необхідно було дослідити також біохімічні показники, які відображають перебіг адаптивно-компенсаторних реакцій. Оскільки біохімічна адаптація риб до шкодочинного впливу середовища спостерігається переважно за умов неможливості його уникнення поведінковими та фізіологічними способами [98], вказаний процес постає найбільш актуальним для особин, які існують на обмеженими гідроспородами ділянках малих річок та позбавлені можливості міграції до водних об'єктів із кращими екологічними умовами.

6.1. Активність деяких ферментів та вміст кінцевого продукту ПОЛ у тканинах

Відомо, що адаптивні процеси риб до умов оточуючого середовища супроводжується зміною рівня активності різноманітних ферментів та вмісту продуктів метаболізму в тканинах. Зміна відповідних показників може бути використана для з'ясування фізіологічного стану представників іхтіофауни та рівня їх адаптованості до дії несприятливих чинників [171]. Це дозволяє оцінити рівень терпимості чи вразливості риб до умов існування, за яких відбувається істотне періодичне коливання гідрологічних та токсикологічних особливостей водотоків. На основі вивчення зміни активності ферментів можливо розглянути здатність досліджуваних видів протидіяти несприятливим чинникам за існування у межах зазначених водотоків.

Результати дослідження активності гамма-глутамілтранспептидази, лактатдегідрогенази і лужної фосфатази та вмісту малонового діальдегіду в

тканинах пічкура звичайного вказали на розбіжність значень цих показників за різного ступеню антропогенного навантаження (рис. 6.1.1).



6.1.1. Активність ГГТП (а), ЛФ (б), ЛДГ (в) та вміст МДА (г) у тканинах пічкура звичайного.

Найвищий рівень активності гамма-глутамілтранспептидази (ГГТП) відзначено у особин, що мешкали на трансформованих ділянках річок Либідь і Нивка, де спостерігалось забруднення водного середовища органічними сполуками азоту й важкими металами, токсичний вплив яких на гідробіонтів підтверджено шляхом біотестування проб води і донних відкладів. Враховуючи надходження з прилеглої території значної кількості важких металів, зокрема цинку, свинцю та кадмію (деяких з них у вільній формі) [106], це може негативно відображатись на фізіологічних процесах, зокрема пов'язаних зі зміною активності ферментів. В той же час активність цього ферменту була істотно нижчою у екземплярів, що існували на умовно непорушеній ділянці водотоку –

верхів'ї р. Горенка – де протягом періоду досліджень не відзначено токсичного забруднення водного середовища.

Відомо [66, 148], що ГГТП каталізує реакцію відщеплення глютамінової кислоти від пептидів та здатна забезпечувати її транспорт, і рівень її активності в тканинах печінки відображає напруженість білкового катаболізму у вказаному органі, зокрема за токсичного ураження організму. Крім того, зростання рівня її активності в тканинах печінки відбувається за умов утилізації продуктів метаболізму, концентрація яких зростає за умов негативного впливу середовища на організм. Це може створювати додаткове навантаження на вказаний орган у зв'язку з його детоксикаційною функцією.

В цілому подібна тенденція тією чи іншою мірою притаманна іншим ферментам, зокрема ЛДГ та ЛФ, активність яких у тканинах печінки зростає у відповідь на підвищення концентрації токсикантів та за розвитку зумовлених ними патологічних процесів, і знижується за істотного порушення функціональної активності вказаного органу [90]. Останнє може бути пов'язане з ознаками виснаження організму за надмірного функціонування ферментативних систем.

Виходячи з цього, доцільно припустити, що вищі значення цього показника в особин пічкара звичайного в умовах антропогенного навантаження (на 77–127% порівняно з умовним контролем) зумовлені саме існуванням за умов хронічного впливу забрудненого середовища. На користь цього свідчить також наявність ознак цирозу печінки у певної кількості досліджених особин пічкара (див. розділ 5).

Можливо, одним зі шляхів надходження токсикантів, зокрема сполук і йонів важких металів, до організму пічкара звичайного є споживання макрзообентосу, що розвивався в забруднених донних відкладах. У подальшому внаслідок накопичення тканинами важких металів у організмі пічкара може виникнути кумулятивний ефект. У зв'язку з цим можна також висловити припущення, що тенденція до вищої активності цього ферменту у риб із Нивка порівняно з особинами з р. Либідь пов'язана з більш інтенсивним накопиченням донних відкладів в умовах зарегулювання течії та стабільно істотним рівнем їх

токсичності, що обумовлює хронічний вплив на пічкура звичайного. Враховуючи екологічні особливості зазначеного виду, зокрема реофільність, гідрологічні умови мають неабияке значення для його нормального існування у водотоках.

Отже, результати досліджень активності ГГТП вказують на вплив забруднення на організм пічкура звичайного за існування в малих річках, що протікають урбанізованими територіями. Отримані результати зміни активності зазначеного ферменту свідчать на користь доцільності його використання для біоіндикації якості водного середовища.

Результати дослідження зміни активності лактатдегідрогенази (ЛДГ) в тканинах і органах пічкура звичайного за існування в малих річках урбанізованих територій вказують на підвищений рівень цього показника в тканинах печінки (на 42–91%), м'язах (на 31–49%) і зябрових пелюстках (на 95–116%) у риб, що мешкали в умовах трансформованих ділянок водотоків (див. рис. 6.1.1), де спостерігалось [21, 33, 36, 106, 178] забруднення водного середовища токсикантами.

При цьому найбільш висока активність зазначеного ферменту в усіх досліджених тканинах і органах була властива особинам із р. Либідь, де періодично спостерігались найвищі з відмічених показники токсичності середовища. Крім того зазначеній ділянці властивий високий рівень урбанізації водозбірної площі, що сприяє надходженню до русла річки токсикантів різної хімічної природи (див. розділ 3).

Як вже було відмічено, вища активність ЛДГ може свідчити на користь [90, 193] тимчасового залучення анаеробних процесів у тканинах пічкура. Відомо, що зміна активності цього ферменту залежить від інтенсивності шкодочинного впливу середовища та здатності організму до відповідних адаптивних реакцій, корелюючи, зокрема, з рівнем токсичного впливу [90].

Тому вищий рівень активності цього ферменту у риб за існування в умовах антропогенного навантаження може бути зумовлений підвищенням потреби досліджуваних тканин, зокрема м'язів і зябер у додаткових субстратах за нестачі у них необхідної кількості кисню. Зростання активності ЛДГ в такому

випадку може сприяти швидкому і адекватному розвитку неспецифічної компенсаторно-адаптивної реакції на шкочочинний вплив середовища існування. Останній може бути зумовлений в першу чергу токсичним забрудненням водного середовища. На це вказують найвищі значення зміни активності ЛДГ у тканинах зябер, які першими реагують на зміну гідрохімічних умов [98], порівняно з печінкою та особливо м'язами. Крім того можливо, що вміст розчиненого кисню у воді на досліджених ділянках антропогенно порушених річок не є цілком оптимальним для такого оксифільного [92, 167] виду риб, як пічкур звичайний. Внаслідок цього відбувалось періодичне зростання активності ЛДГ, зокрема у тканинах зябрового епітелію, який безпосередньо контактує із середовищем.

Можна припустити, що тенденція до більш високого показника активності цього ферменту в риб із р. Либідь пов'язана з меншою стабільністю гідрохімічного режиму та еколого-токсикологічної ситуації в зазначеному водотоці, порівняно з р. Нивка, у зв'язку з підвищеною проточністю на каналізованих ділянках русла та значним надходженням з прилеглої території токсичних сполук.

Отже, результати дослідження зміни активності ЛДГ у тканинах пічкура звичайного за різного ступеню антропогенного навантаження підтверджують негативний вплив на рибне населення (на прикладі пічкура) в умовах малих річок урбанізованих територій. Також, зміна активності представленого ферменту зарекомендувала себе як неспецифічний маркер розвитку компенсаторно-адаптивних реакцій та індикатора екологічного стану (потенціалу) водних об'єктів.

Подібні результати отримано під час досліджень активності лужної фосфатази (ЛФ) у тканинах і органах пічкура звичайного з вищезгаданих водотоків. Так, в умовах антропогенного навантаження (р. Либідь і р. Нивка) активність цього ферменту в тканинах печінки і зябрових пелюсток риб була вища на 61–164 і 24–184% відповідно, порівняно з такою в особин, що існували в умовно контрольній ділянці водотоку (р. Горенка) (див. рис. 6.1.1). При цьому в

риб з р. Нивка значною мірою (в 3,5 рази) було підвищене також стандартне відхилення цього показника.

Як вже було відзначено в розділі 1, ЛФ каталізує дефосфорилювання органічних сполук та відзначається широким спектром дії, і зростання її активності, так само, як у описаних вище ферментів, може виступати індикатором [183, 212, 215] негативного впливу токсифікованого середовища на організм.

Тому підвищений рівень цього показника у риб, які мешкали в малих річках урбанізованих територій може вказувати, зокрема, на посилення процесів фосфорилювання у тканинах печінки та зябер. Це може свідчити про зростання функціональної активності вказаних органів та інтенсифікацію процесів детоксикації. Зміна активності ЛФ характеризує фізіологічний стан печінки, її біосинтетичні та детоксикуючі функції [98, 183, 212, 215]. Це може бути наслідком розвитку адаптивної реакції, або відображати перебіг дегенеративних і регенеративних процесів, пов'язаних з токсичним ураженням.

З огляду на подібність тенденцій зміни рівня активності ЛФ та ГГТП у тканинах печінки пічкара з малих річок урбанізованих територій ($r=0,96$), вірогідним є припущення про компенсаторний характер підвищеного синтезу зазначених ферментів тканинами печінки і збільшення їх активності з розвитком у вказаному органі катаболічних процесів.

Відповідно, доцільно перш за все припустити зв'язок підвищеної активності вказаних ферментів у тканинах пічкара звичайного з токсичним забрудненням досліджуваних водотоків. Вищі значення зміни активності цього ферменту та більший їх діапазон у риб із р. Нивка порівняно з конспецифіками з р. Либідь може бути обумовлений хронічним впливом забруднених донних відкладів в умовах більш інтенсивного їх накопичення за зниженої проточності.

Отже, результати досліджень активності ЛФ у тканинах і органах пічкара звичайного в цілому узгоджуються з даними стосовно активності ГГТП і ЛДГ, вказуючи на істотний токсичний вплив середовища на організм риб в умовах малих річок урбанізованих територій. Це також підтверджує доцільність

використання зміни активності вказаного ферменту в біоіндикації екологічного стану водотоків, що зазнали антропогенного впливу.

У подальшому було досліджено вміст малонового діальдегіду (МДА), що є продуктом пероксидного окиснення ліпідів (ПОЛ). Так, у тканинах печінки і зябер риб, що мешкали в умовах антропогенного навантаження, вміст МДА був вищим відповідно на 469–541 і 820–960% порівняно з умовним контролем (див. рис. 6.1.1). При цьому наведений показник виявив кореляцію з рівнем активності ГГТП ($r=0,87$) і ЛДГ ($r=0,90$ для печінки і $1,00$ для зябрових пелюсток).

Оскільки рівень вмісту МДА відображає інтенсивність пероксидного окиснення ліпідів, ступінь ушкодження тканин та якість середовища існування [38, 98, 105], його зростання у риб із досліджуваних водотоків свідчить про дисбаланс біохімічних процесів, який у випадку досліджених особин може бути спричинений тривалим впливом токсичного забруднення середовища. Крім того, активація ПОЛ може відображати зниження антиоксидантного захисту організму та його адаптаційних можливостей [136, 152]. Також можна припустити певну роль МДА та інших продуктів ПОЛ у розвитку деструктивних процесів у тканинах печінки (див. розд. 5), що були притаманні риbam із порушених (див. розд. 3) ділянок водотоків.

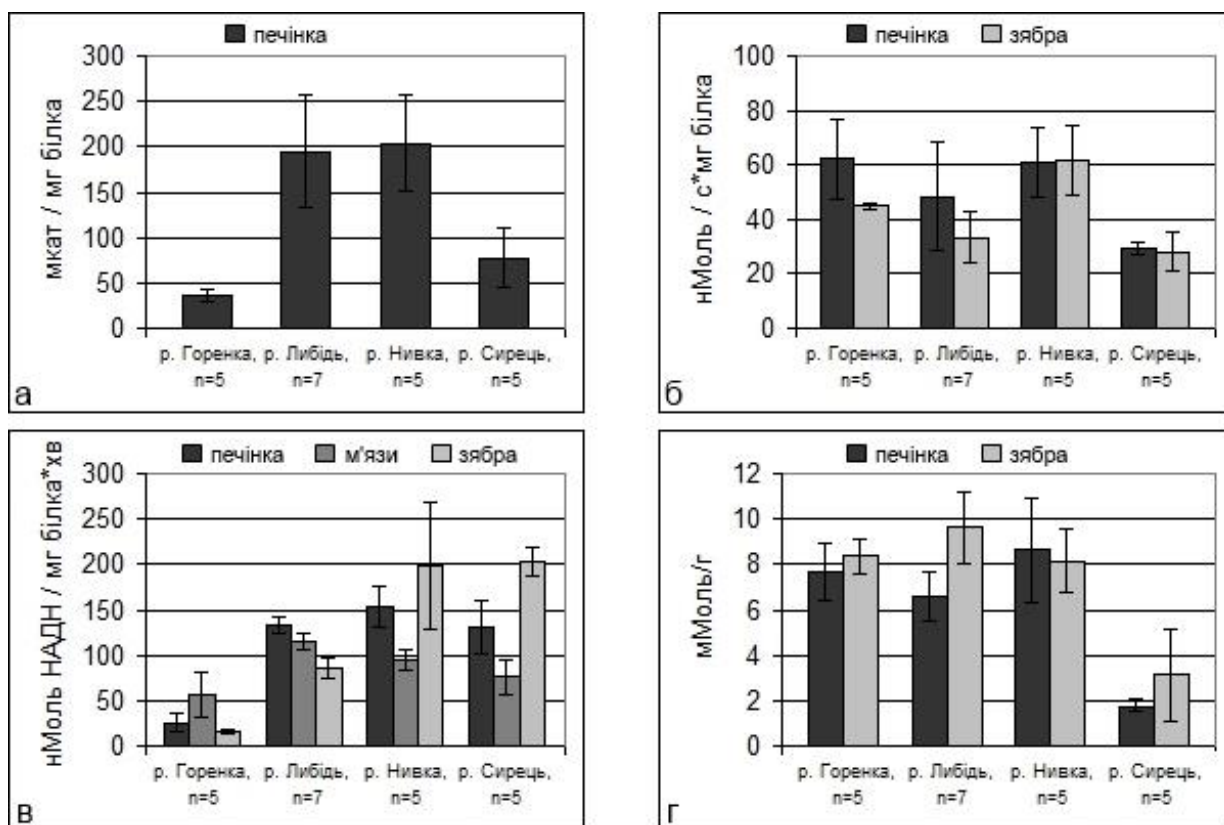
Отже, підвищений вміст МДА підтверджує вищенаведені припущення про токсичний вплив середовища на метаболізм риb за їх існування в умовах антропогенного навантаження, а також значущість представленого показника в індикації фізіологічного стану риb та екологічного стану (потенціалу) водних об'єктів, що зазнали антропогенного порушення.

Таким чином, показники активності досліджених ферментів та вмісту продукту ПОЛ у тканинах пічкара звичайного продемонстрували однакову тенденцію до підвищення за існування риb у малих річках урбанізованих територій. Враховуючи результати досліджень еколого-токсикологічного стану зазначених водотоків (див. розділ 3) та морфо-фізіологічні особливості риb, що тривалий час перебувають у межах водотоків (див. розділ 5), значення вищенаведених біохімічних показників слід розглядати як свідчення

напруженості метаболічних процесів в організмі пічкара звичайного. Це відбувається внаслідок шкочинного впливу середовища, ймовірно пов'язаного в першу чергу з токсичним забрудненням останнього. При цьому доцільно припустити як епізодичний гострий вплив за рахунок періодичного надходження токсикантів, особливо за умов каналізованості русла та значного ступеню урбанізації (в першу чергу актуально для р. Либідь). Також варто відзначити і хронічний вплив, обумовлений накопиченням токсикантів у донних відкладах, особливо за умов зниженої проточності (найбільше виражено на зарегульованих ділянках р. Нивка). Це не може не відобразитись на фізіологічному стані риб, що там мешкають, і на зміні досліджуваних показників, спрямованих на подолання негативної дії на організм токсикантів, що надходять із територій, прилеглих до водотоків.

Так само, як і у аборигенного пічкара звичайного, у інвазивного виду – карася китайського значення вищенаведених біохімічних показників виявились розбіжними за різного ступеню антропогенної трансформації ділянок водотоків (рис. 6.1.2).

Рівень активності гамма-глутамілтранспептидази (ГГТП) у тканинах печінки був значною мірою вищий у риб, що існували за умов найбільш вираженого антропогенного навантаження (ділянки р. Либідь і р. Нивка), перевищуючи умовний контроль (з верхів'я р. Горенка) відповідно на 447–473%.



6.1.2. Активність ГГТП (а), ЛФ (б), ЛДГ (в) та вміст МДА (г) у тканинах карася китайського

Доцільно припустити, що активізація зазначеного ферменту в представленому випадку свідчить про напруженість метаболічних процесів у тканинах печінки. Враховуючи, що карась є неактивним видом, існування якого приурочене до придонного шару води, можна припустити наявність у тканинах його печінки деструктивних процесів внаслідок істотного хронічного шкочочинного впливу середовища на риб у зв'язку з його токсифікацією. Порівняно менше значення цього показника було властиве ридам із р. Сирець (на 117% вище за умовний контроль), що може бути обумовлено більш сприятливим гідрохімічним режимом та менш напруженою еколого-токсикологічною ситуацією, порівняно з р. Либідь і р. Нивка. Наявність ознак цирозу тканин печінки, а також зміна розмірів цього органу у частини досліджених особин (див. розд. 5) також свідчать на користь вищенаведених припущень.

Отже, тенденція до підвищеного рівня активності ГГТП за існування в малих річках урбанізованих територій у інвазивного виду риб – карася

китайського – була подібною до такої у аборигенного виду – пічкара звичайного – з тих самих ділянок водотоків. Це підтверджує як припущення про шкодочинний вплив токсифікації середовища на рибне населення досліджуваних водотоків незалежно від таксономічних характеристик цих видів. Зміна активності ГГТП у тканинах печінки може бути використана як індикатор фізіологічного стану риб та, відповідно, якості середовища їх існування в умовах антропогенного навантаження.

Рівень активності лактатдегідрогенази (ЛДГ) у тканинах карася китайського з малих річок урбанізованих територій також був істотно вища порівняно з умовним контролем (див. рис. 6.1.2). Так, у тканинах печінки риб із р. Нивка, р. Либідь і р. Сирець значення активності цього показника перевищували контрольні відповідно на 415, 492 і 406%, у тканинах м'язів – відповідно на 105, 69 і 35%, тканинах зябрових пелюсток – на 404, 1086 і 1110%. Слід відзначити високий рівень кореляції значень активності ЛДГ у карася китайського і пічкара звичайного зі вказаних водотоків ($r=0,91$ для печінки, $0,76$ для м'язів та $0,88$ для зябер), а також активності ГГТП і ЛДГ у тканинах печінки карася китайського ($0,79$). При цьому також слід відмітити, що в той час як у тканинах печінки та м'язів карася китайського з усіх дослідних ділянок водотоків активність ЛДГ була підвищена практично однаковою мірою.

Тобто, як і у випадку пічкара звичайного, серед досліджених тканин активність ЛДГ була найбільш істотно вища в тканинах зябрових пелюсток, меншою мірою – в печінці, та найменше – у м'язовій тканині. Можливо, зазначена тенденція зумовлена різним ступенем залучення досліджених тканин у адаптивних процесах організму риб до впливів оточуючого середовища. Крім того, можна припустити стосовно функціонального зміни активності цього ферменту відносно токсикантів, що потенційно могли впливати на різні аспекти енергетичного обміну.

Оскільки карась китайський, хоча й тримається поблизу дна та живиться в тому числі макрозообентосом з його товщі, проте належить до пелагічних риб, доцільно припустити, що принаймні протягом періоду його весняно-літньої

активності перебіг метаболічних процесів у тканинах його зябер значно більшою мірою залежить від токсичності води, ніж від такої донних відкладів.

Відповідно, вдвічі меншою мірою підвищений показник зміни активності ЛДГ у зябрах риб із частково зарегульованої ділянки р. Нивка, що включала русловий ставок, порівняно з особинами з ділянок р. Либідь і р. Сирець, де не спостерігалось істотного зниження проточності, може бути пов'язаний з вищою якістю води за рахунок зростання самоочисної здатності річки на ділянках з уповільненою течією, де спостерігається осідання токсикантів у донні відклади. Підтвердженням вищенаведеного припущення слугують показники токсичності середовища існування риб на досліджених ділянках водотоків, наведені у розділі 3, що свідчать про вищу якість води ділянки р. Нивка порівняно з р. Либідь і р. Сирець, за умови стабільно вираженого токсичного забруднення донних відкладів. В той же час, істотно більший діапазон значень активності ЛДГ у зябрах риб з каналізованої ділянки р. Либідь, поміщеної в бетонний колектор, порівняно з особинами з ділянки р. Сирець із природним характером русла, може бути обумовлений більш значними коливаннями якості водного середовища у зв'язку з вищим рівнем надходження з прилеглої території токсичних сполук різної хімічної природи [36, 106, 178]. На користь цього також свідчать наведені у розділі 3 показники токсичності води і донних відкладів на ділянках зазначених водотоків, які у р. Либідь коливались у більш значному діапазоні порівняно з р. Сирець.

Крім того, необхідно відзначити, що за існування на порушених ділянках водотоків рівень активності ЛДГ у тканинах карася китайського був підвищений значно більшою мірою порівняно з пічкурком звичайним (в печінці – на 406–492% проти 42–91% відповідно; в м'язах – на 35–105% проти 31–49%; в зябрах – на 404–1110% проти 95–116%). Це можна розглядати як свідчення більш інтенсивного залучення гліколізу для забезпечення енергетичних потреб організму. Це в кінцевому результаті може відображатись на ефективності формування резистентності риб до впливу токсичного забруднення, а також вказує на фізіологічні особливості досліджуваних видів.

Отже, результати дослідження активності ЛДГ у тканинах і органах карася китайського з малих річок урбанізованих територій, як і у випадку пічкара звичайного, підтверджують зростання інтенсивності анаеробного обміну [133] у відповідь на шкодочинний вплив середовища, ймовірно спричинений в першу чергу токсичним забрудненням води та донних відкладів. Також отримані дані свідчать про значущість зміни рівня активності вказаного ферменту як показника фізіологічного статусу карася та рівня якості водного середовища.

Дослідження рівня активності лужної фосфатази (ЛФ) у тканинах і органах карася китайського виявили інші тенденції, порівняно з показниками активності ГГТП і ЛДГ (див. рис. 6.1.2). У даному випадку відмічено закономірність, протилежну такій у пічкара звичайного ($r=-0,95$ для печінки та $-0,73$ для зябер).

Так, зокрема, рівень активності вказаного ферменту в карася китайського був підвищений лише у тканині зябер риб із ділянки р. Либідь (на 37%), що можна пов'язати з найвищим та найменш стабільним рівнем токсичності водного середовища в зазначеному водотоці (див. розділ. 3). Можливо, в представленому випадку має місце інтенсифікація анаболічних процесів у рамках розвитку компенсаторно-адаптивної реакції, наприклад, процес регенерації ушкоджених зябрових пелюсток [98].

В той же час істотно знижений рівень активності розглянутого ферменту в особин карася китайського з р. Сирець (у тканинах печінки і зябер на 53 і 37% відповідно) можна пояснити наявністю специфічного додаткового екологічного чинника, зокрема температури. Так, в той час як на ділянках р. Горенка, р. Нивка і р. Либідь температура води в період досліджень сягала 20–21°C, на дослідній ділянці в середній течії р. Сирець вона не підіймалась вище 16–17°C через вплив значної кількості холодних ключів та затінення русла кронами дерев на більшості його протяжності (див. розділ 2). Останнє значення є нижчим за оптимальне для перебігу життєвого циклу карася китайського [167]. Разом з тим наведені в розділі 3 показники гідрохімічного режиму та еколого-токсикологічної ситуації на вказаній ділянці річки за умов значної кількості водозливів без порушення проточності свідчать про порівняно сприятливу якість водного середовища для

існування карася китайського. Відповідно, знижені значення зміни цього показника не слід розглядати як ознаки стану декомпенсації, пов'язаної з виснаженням внаслідок надмірних енергетичних витрат на розвиток компенсаторно-адаптивної реакції. Проте внаслідок дії специфічних токсикантів на організм карася може відбуватись і послаблення функціональної активності зазначених органів шляхом пригнічення в них активності ЛФ. Це призводить відповідно до інгібування процесів фосфорилювання у тканинах зазначених органів, а роль протидії потенційним токсикантам (в зазначеній вибірці карасів) виконують інші ферменти.

Отже, на відміну від пічкара звичайного, у карася китайського в умовах антропогенного навантаження не спостерігалось тенденції до істотно підвищеної активності ЛФ, подібної до такої в ГГТП і ЛДГ. Це можна розглядати як свідчення міжвидових відмінностей адаптації до аналогічних екологічних умов існування, які постійно підлягають істотному антропогенному впливу.

Дослідження вмісту кінцевого продукту ПОЛ – малонового діальдегіду (МДА) – в тканинах карася китайського виявило тенденцію, подібну до такої в зміні активності ЛФ. Так, у риб, що існували в умовах надмірного антропогенного навантаження на трансформованих ділянках р. Нивка і р. Либідь, вміст МДА в тканинах печінки і зябер істотно не відрізнявся від такого у риб з умовно непорушеної ділянки р. Горенка (див. рис. 6.1.2).

Це може вказувати на інші альтернативні шляхи протидії токсичному впливу середовища у карася китайського порівняно з пічкаром звичайним. Можливо, це пов'язане з різним рівнем антиоксидантного захисту, а також зі здатністю до більш адекватного використання енергетичних субстратів у адаптивних процесах.

В той же час у особин із ділянки р. Сирець рівень вмісту МДА в тканинах печінки і зябер був знижений на 77% і 62% відповідно. Як і у випадку зниженого рівня активності ЛФ у особин із зазначеної ділянки водотоку (кореляція з яким склала $r=0,97$ для тканин печінки), це також може бути пов'язано з послабленням ПОЛ у карася китайського. Можливо, це обумовлено впливом температури, яка

була нижчою за оптимальну [168] для перебігу життєвого циклу, зокрема нагулу. При цьому також слід відзначити, що для р. Сирець притаманний порівняно невисокий рівень токсичного забруднення.

Отже, відсутність у карася китайського зростання рівня вмісту МДА в досліджених тканинах свідчить про не притаманність йому розвитку патологічних процесів, пов'язаних з активізацією ПОЛ і розбіжну з пічкуром звичайним інтенсивність реакції на представлені умови середовища.

Таким чином, результати біохімічних досліджень вказують, що за існування в малих річках урбанізованих територій карась китайський зазнавав токсичного ураження (підвищена активність ГГТП) та реагував на нього розвитком компенсаторно-адаптивної реакції (підвищена активність ЛДГ). Однак на відміну від пічкара звичайного у нього не було виявлено ознак посилення анаболічних процесів (відсутність виражених тенденцій до підвищення рівня активності ЛФ та вмісту енергоємних сполук) та істотних змін інтенсивності ПОЛ (відповідний контролю вміст продукту ПОЛ – МДА).

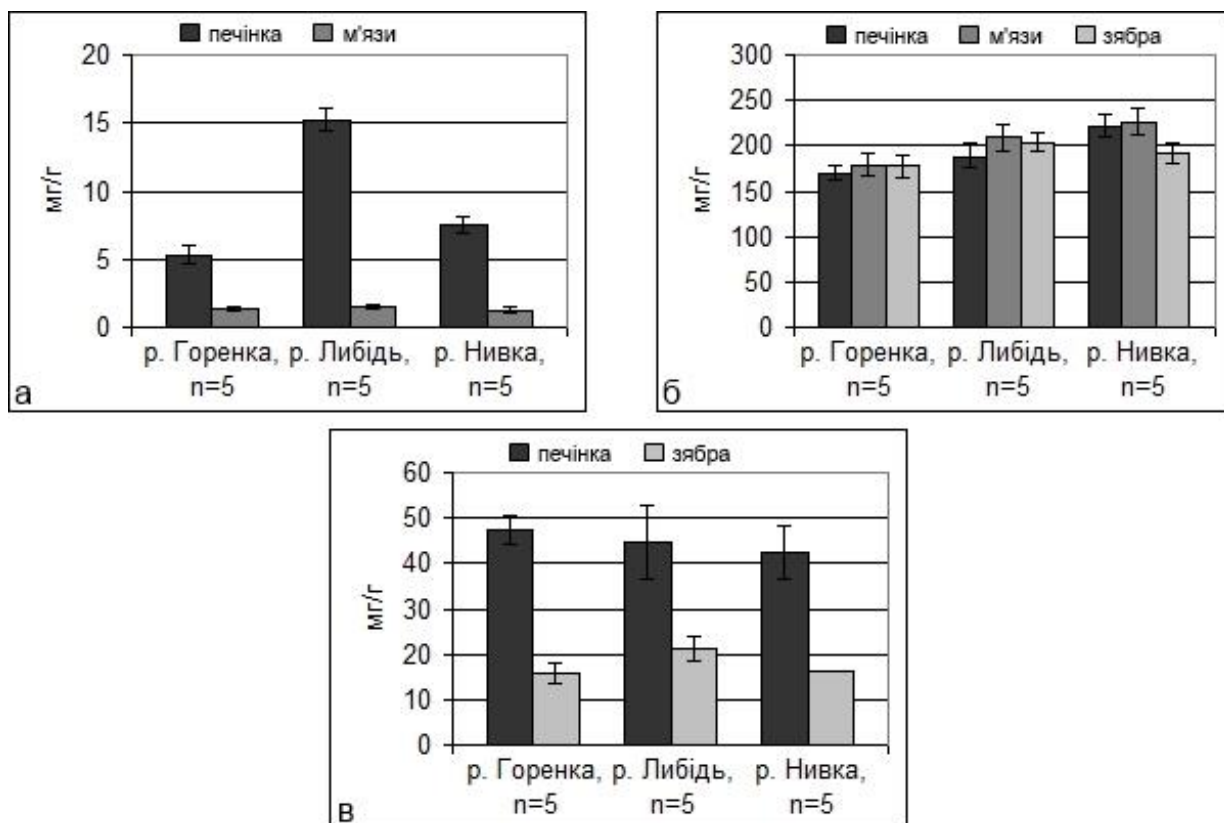
Тобто, в цілому вищенаведені результати дозволяють припустити, що карась китайський за існування в умовах антропогенного навантаження також зазнає істотного впливу внаслідок хронічного забруднення водотоків. При цьому менша інтенсивність фізіологічної реакції карася може бути наслідком як більш високої [92, 167, 168] неспецифічної резистентності цього виду риб до токсичного забруднення, так і меншої [167, 168] його приуроченості до токсифікованих донних відкладів та існуючого в них бентосу, а також менш осілого [167, 168] способу життя, що дозволяє більш ефективно уникати впливу залпових скидів стічних вод.

6.2. Особливості накопичення енергоємних сполук у тканинах

Як вже було відзначено в розділі 1, депоновані в тканинах риб глікоген, білки і ліпіди можуть бути залучені як джерело енергії для забезпечення адаптаційних процесів до умов оточуючого середовища [119, 142]. При цьому

представникам іхтіофауни властиве також зростання активності анаболічних процесів для гіперкомпенсації енергетичних витрат за рахунок посиленого депонування перерахованих сполук, що супроводжується підвищенням темпів росту і розвитку. Тому рівень їх накопичення у тканинах і органах риб може розглядатись у якості індикатора рівня їх адаптованості до умов існування та, відповідно, екологічного стану водного об'єкту. Зміни вмісту енергомістких сполук можуть адекватно відображати умови існування, а їх недостатня чи надмірна кількість якісно характеризувати фізіологічний стан риб, зокрема за надмірного антропогенного навантаження.

Дослідження концентрацій енергомістких сполук в організмі пічкара звичайного виявило тенденцію до зростання вмісту окремих сполук за існування в умовах антропогенного впливу (рис. 6.2.1).



6.2.1. Вміст глікогену (а), загального білка (б) і загальних ліпідів (в) у тканинах пічкара звичайного

Так, вміст глікогену в тканинах печінки у риб із трансформованих ділянок р. Нивка і р. Либідь був вищий на 186% і 41% відповідно порівняно з умовним контролем із р. Горенка.

Оскільки депонований у тканинах глікоген активно використовується для енергетичного забезпечення адаптаційних процесів [97], зростання його вмісту в печінці риб за наявності шкодочинного впливу середовища доцільно розглядати як прояв гіперкомпенсації збільшених енергетичних витрат.

Можна припустити, що істотно вищий рівень вмісту зазначеної сполуки у риб із р. Нивка може бути забезпечений за рахунок більш сприятливих умов живлення внаслідок особливостей кормової бази на зарегульованих ділянках русла, де відбувається накопичення донних відкладів та інтенсивний розвиток макрозообентосу. Варто також відзначити, що підвищенню рівня накопичення глікогену може сприяти знижена руховою активністю [208] риб в умовах послабленої проточності. З фізіологічної точки зору накопичення надмірної кількості вуглеводів, зокрема глікогену, може свідчити про наявність несприятливих екологічних умов, які потенційно небезпечні для нормального перебігу життєво важливих процесів у організмі.

Стосовно дещо підвищеного вмісту цієї сполуки в печінці риб із р. Либідь порівняно з умовним контролем, на каналізованих ділянках зазначеного водотоку спостерігається нерегулярне накопичення і періодичне розмивання донних відкладів, в той час як у верхів'ї р. Горенка відзначено переважання кам'янисто-піщаного дна, менш сприятливе [73, 145] для формування кормової бази пічкура звичайного. Разом з тим на противагу р. Нивка та р. Либідь, які підлягають антропогенному впливу різного походження, р. Горенка з точки зору токсикологічних та гідрохімічних показників є відносно чистим водотоком.

Слід відзначити, що наведені вище результати дослідження активності зміни ЛДГ в органах пічкура звичайного свідчать також про інтенсивне використання депонованого глікогену для забезпечення енергетичних потреб за існування в умовах антропогенного навантаження. Однак, його вміст у тканинах печінки виявив істотну кореляцію з рівнем активності ферментів, які виступають

індикаторами шкочинного впливу середовища ($r=0,91$ для ГГТП та $0,99$ для ЛФ). Вірогідно, порівняно сприятливі умови нагулу на досліджених ділянках малих річок урбанізованих територій дозволяють пічкуру звичайному цілком компенсувати підвищені витрати глікогену на розвиток компенсаторно-адаптивної реакції. Це дозволяє зазначеному виду існувати і домінувати в іхтіоценозах каналізованих водотоків, попри те, що пічкур характеризується чутливістю до вмісту розчиненого у воді кисню [92, 167]. Можливо, наявність численних джерел, що надходять до досліджуваних водотоків, поліпшують умови існування цього виду риб.

Тобто, підвищений рівень накопичення глікогену в тканинах печінки пічкара звичайного з малих річок урбанізованих територій свідчить про відсутність у досліджених риб виснаження навіть за високого рівня антропогенного навантаження. Це вказує на достатньо сприятливу кормову базу для цього виду риб та може розглядатись як прояв адаптивної стратегії превентивного реагування зазначеного виду на перспективний вплив антропогенного навантаження.

Результати дослідження вмісту загальних білків у тканинах пічкара звичайного вказали на менш значно виражену тенденцію до збільшеного вмісту вказаних сполук за існування на порушених ділянках водотоків. Так, у тканинах печінки цей показник перевищував умовний контроль на 11–31%, м'язів – на 17–27%, зябрових пелюсток – на 8–15% (див. рис. 6.2.1).

Хоча показник вмісту білків у тканинах риб є менш чутливим до дії зовнішніх чинників, порівняно з глікогеном і ліпідами [97], відомо, що за наявності хронічного шкочинного впливу ридам властиве використання білків м'язової тканини для забезпечення енергетичних потреб, з подальшим його відновленням за настання сприятливих умов [142].

Тому відзначена тенденція до більш високого вмісту білка в усіх досліджених тканинах пічкара звичайного може бути розглянута як підтвердження більш сприятливих умов для нагулу. Крім того, це може свідчити на користь перебігу процесів, що носять адаптивний характер в умовах

токсичного забруднення водотоків. Так, вміст білку в тканинах корелював з активністю ферментів та рівнем накопичення метаболіту, які вказують на ступінь несприятливого впливу на організм ($r=0,99$, $1,00$ і $0,79$ для ЛДГ відповідно в печінці, м'язах і зябрах; $0,90$ для ЛФ у зябрах та $0,84$ і $0,82$ для МДА в печінці і зябрах відповідно).

Доцільно також припустити наявність зв'язку наведених тенденцій до збільшеного вмісту глікогену і білків у тканинах із підвищеними темпом росту, вгодованістю та плодючістю цього виду риб на зарегульованих ділянках русла (див. розділ 5). Це дозволяє припустити, що пічкаур в умовах зазначених водотоків як реофільний вид, що тривалий час мешкав у цих водоймах (до зарегулювання і трансформації русла) відносно добре адаптований для існування у них.

Тобто, подібно до вмісту глікогену, вміст загальних білків у досліджених тканинах пічкаура звичайного свідчить про відсутність у представників цього виду виснаження за існування в умовах малих річок урбанізованих територій. Це підтверджує вищенаведені припущення про достатньо сприятливий стан кормової бази та адекватний рівень адаптованості пічкаура звичайного до наслідків антропогенного навантаження на вивчені ділянки малих водотоків. Як наслідок, він є одним із домінуючих видів у іхтіоценозах порівняно з такими, як щипавка, верховодка, краснопірка, окунь, що попри високий адаптивний потенціал не здатні у повній мірі освоїти зазначені водотоки.

Стосовно вмісту загальних ліпідів у організмі пічкаура звичайного, результати досліджень вказали на слабко виражену тенденцію до зниженого вмісту їх у тканинах печінки (на 6–10%) за існування в умовах антропогенного порушення ділянок водотоків (див. рис. 6.2.1). При цьому спостерігалось також істотно підвищене стандартне відхилення зазначеного показника у вибірках (в два-три рази), максимальні значення якого перевищували середні в умовному контролі.

Відомо, що депоновані ліпіди, як і глікоген, залучаються рибами для забезпечення енергетичних потреб, особливо за розвитку адаптації до тривалої дії несприятливих чинників середовища [119, 134, 142]. Відповідно, дещо знижений

їх вміст у тканинах печінки піщура звичайного за існування в умовах антропогенного навантаження може бути пов'язаний з підвищеною витратою на протидію довготривалому шкодочинному впливу середовища існування. Так, рівень їх вмісту мав обернену кореляцію до маркерів дії несприятливих чинників (в печінці $r=-1,00$ з ЛДГ та $-0,94$ з МДА), тоді як в зябрах узгоджувався з маркером інтенсивності анаболічних процесів ($r=1,00$ з ЛФ). Останнє може вказувати на роль певних ліпідів [97, 119, 142] у забезпеченні адаптивних реакцій до токсичного впливу на тканинному рівні.

Отже, в цілому підвищений рівень накопичення енергоємних сполук у тканинах і органах піщура звичайного з малих річок урбанізованих територій значною мірою узгоджується з його морфо-фізіологічними особливостями, такими як вищі темп росту, вгодованість і плодючість (див. розділ 5). Отримані дані дозволяють припустити, що умови нагулу піщура звичайного у водотоках, які зазнали антропогенної трансформації, є не менш сприятливими, ніж в умовно непорушеному верхів'ї малої річки, і дозволяють компенсувати підвищені енергетичні витрати [160] на розвиток компенсаторно-адаптивної реакції на дію несприятливих чинників середовища. Приналежність піщура звичайного до субдомінантів або домінантів на трансформованих ділянках малих річок, у тому числі обмежених гідроспорудами (див. розділ 4), свідчить на користь достатнього рівня адаптованості цього виду риби до представлених умов існування.

В той же час у інвазивного виду риби, що також складає значну частку в іхтіоценозах досліджуваних водотоків, карася китайського, спостерігались тенденції вмісту енергоємних сполук, відмінні від таких у піщура звичайного (рис. 6.2.2).

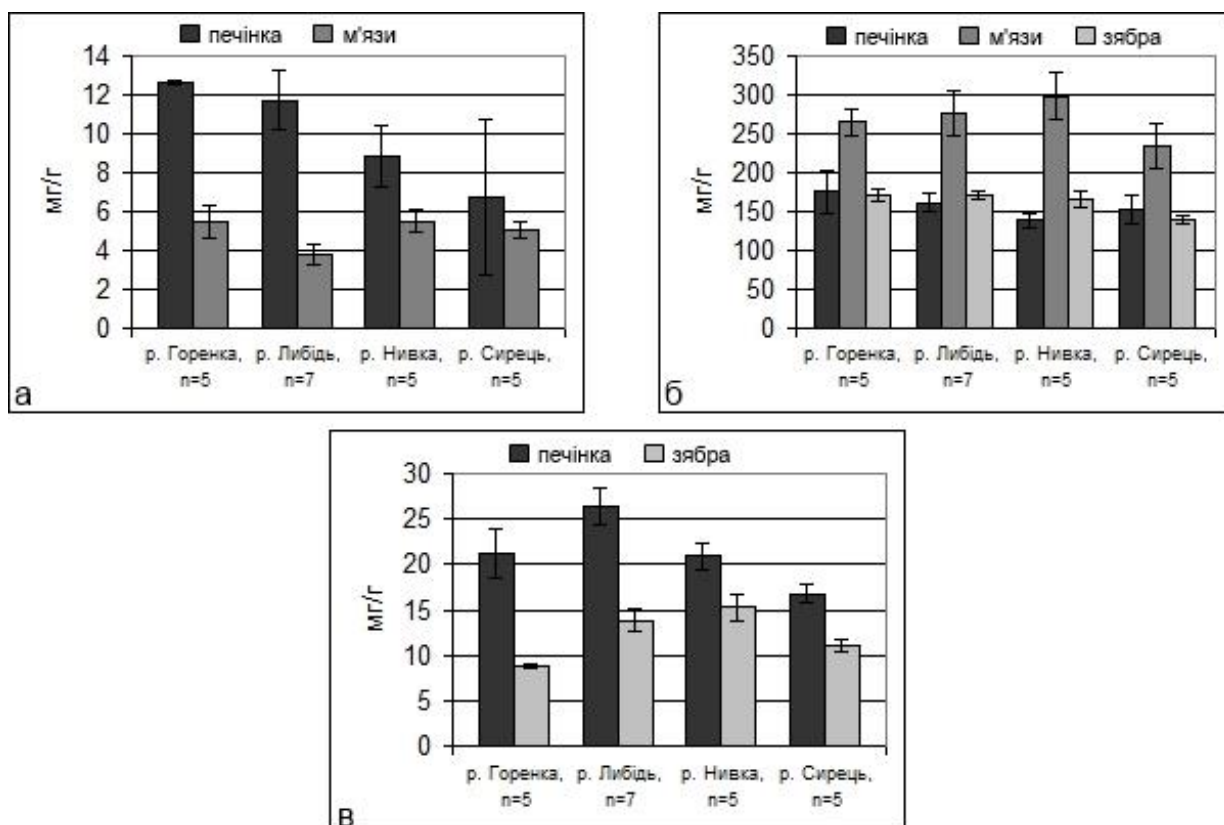


Рис. 6.2.2. Вміст глікогену (а), загального білка (б) і загальних ліпідів (в) у тканинах карася китайського

На відміну від пічкура звичайного, у карася китайського за існування в малих річках урбанізованих територій відзначено тенденцію до меншого вмісту глікогену в тканинах печінки. У м'язовій тканині вказаних видів із досліджених водотоків також відзначено обернену кореляцію значень цього показника ($r=-0,89$).

Так, у особин з р. Нивка він був нижчим за умовний контроль (р. Горенка) лише на 7%, тоді як у риб з р. Либідь і р. Сирець – на 30 і 46% відповідно. При цьому діапазон середнього відхилення показника у вибірці з р. Сирець перевищував його середнє арифметичне значення.

Вірогідно, менший вміст глікогену в тканинах може бути зумовлений як посиленням використання його для забезпечення енергетичних потреб, так і менш інтенсивним процесом його накопичення. Слід звернути увагу, що найвищий вміст цієї сполуки в тканинах печінки риб відзначений за умов наявності ставків (р. Горенка, р. Нивка), значно нижчий – за сполучення ділянки

русла лише з приймаючою водоймою (нижня течія р. Либідь), тоді як найбільш істотно знижений – за відсутності можливості міграцій риби як до ставків, так і до водойми, куди впадає річка (середня течія р. Сирець вище за водозливи). Це може розглядатись як свідчення менш сприятливих умов нагулу лімнофільного виду карася китайського на руслових ділянках малих річок зі збереженою проточністю порівняно з зарегульованими ділянками. Це також може вказувати на менш сприятливі фізико-хімічні характеристики водного середовища, що вимагають додаткових витрат глікогену для забезпечення адаптаційних процесів. Так, обернена кореляція рівня активності ЛДГ та вмісту глікогену ($r=-0,74$) була властива тканинам зябрових пелюсток. Крім того, можливо, що описані закономірності певною мірою зумовлені епізодичним надходженням значної кількості токсикантів до цього водотоку [163].

У випадку р. Сирець значна розбіжність вмісту глікогену в екземплярів з однієї ділянки водотоку також може свідчити про нижчий рівень адаптованості карася до представлених умов середовища. В усякому разі, на відміну від піщура звичайного, у карася китайського відзначено переважання катаболічних процесів у тканинах печінки порівняно з анаболічними, що підтверджується також підвищеним рівнем зміни активності ГГТП і ЛДГ на тлі сталої активності ЛФ. При цьому відмічене зростання відносної маси печінки (див. розд. 5) в особин із порушених ділянок водотоків може бути спричинене обводненням тканин внаслідок негативного впливу антропогенного навантаження.

Тобто, порівняно з піщуром звичайним, у карася китайського за існування в малих річках урбанізованих територій в цілому спостерігається протилежна закономірність щодо вмісту глікогену в тканинах печінки, однак найвищі значення цього показника також відзначені на зарегульованій ділянці р. Нивка. Це може бути пов'язано з більш сприятливими умовами нагулу. Наведені дані підтверджують свідчення на користь застосування показника вмісту глікогену в тканинах риби із метою оцінки їх фізіологічного стану та біоіндикації якості середовища.

Стосовно вмісту загального білка в тканинах карася китайського, відмічено дещо вищі значення цього показника у м'язах риб, що мешкали на трансформованих ділянках р. Нивка і р. Либідь – на 5–13% відповідно. Разом з тим в умовах антропогенного навантаження спостерігалась тенденція до зниженого вмісту білка в тканинах печінки (у риб із р. Либідь – на 21%) та зябер. При цьому в тканинах м'язів тенденція була подібною до такої в пічкура звичайного ($r=0,95$), тоді як у печінці – протилежною ($r=-1,00$). В той же час у особин карася китайського, які мешкали в середній течії р. Сирець, вміст білка був знижений в усіх досліджених тканинах і органах (в печінці – на 13%, в м'язах – на 11%, в зябрах – на 20%).

Можливо, вищий вміст білка в м'язах карася китайського з найбільшою мірою порушених ділянок водотоків (р. Либідь і р. Нивка) відображає його метаболічні особливості, пов'язані з підвищеним використанням енергоресурсів, зокрема глікогену та білка, що викликане їх спрямуванням на забезпечення пристосувальних реакцій. В той же час підвищений вміст у тканинах печінки у риб із забруднених водотоків може вказувати на використання вказаних сполук для енергетичного забезпечення адаптаційних процесів. Так, вміст білка в тканинах печінки риб обернено корелював з активністю ЛДГ ($r=-0,87$). В той же час пряма кореляція вмісту білка в тканинах зябер з індикатором шкочинного впливу – вмістом МДА ($r=0,98$) – може вказувати на роль певних білків у протидії токсичному навантаженню.

Нижчий вміст білка в організмі риб із середньої течії менш забрудненого водотоку (р. Сирець) окрім менш сприятливих умов нагулу також може бути пов'язаним із температурою води, нижчою за оптимальну для життєдіяльності карася китайського. На користь цього припущення свідчить також знижений рівень активності ЛФ у особин із зазначеної річки, що може вказувати на порівняно низьку інтенсивність анаболічних процесів у їх тканинах і органах.

Тобто, на відміну від пічкура звичайного, у карася китайського в умовах антропогенного навантаження спостерігалась тенденція до інтенсивного використання енергоресурсів, зокрема глікогену.

Вміст загальних ліпідів у тканинах печінки карася китайського з досліджуваних водотоків також відзначався закономірністю, аналогічною такій у глікогену. Найвищі значення цього показника виявлені в особин з р. Нивка (вище за умовний контроль на 24%), найнижчі – з р. Сирець (нижче на 21%). Разом з тим у зябрах риб з усіх трансформованих ділянок водотоків відзначено підвищений вміст загальних ліпідів (у р. Либідь – на 72%, р. Нивка – на 55%, р. Сирець – на 25%).

Можна припустити, що рівень накопичення ліпідів у тканинах печінки риб значною мірою обумовлений умовами їх нагулу і відображає стан кормової бази, однак істотно знижений їх вміст у зазначеному органі також можна пов'язати з дегенеративними процесами, зокрема обводненням, спричиненими токсичним впливом середовища й об'єктів живлення. В той же час підвищений вміст ліпідів у тканині зябер у риб, що мешкали в умовах антропогенного навантаження, може відображати [97, 119, 134, 142] наслідки адаптаційних процесів, направлених на забезпечення тканинного гомеостазу при існуванні в забрудненому водному середовищі.

Стосовно зниженого вмісту загальних ліпідів у тканинах печінки особин із середньої течії р. Сирець, як і у випадку інших енергоємних сполук, це можна пов'язати з менш сприятливими умовами нагулу карася китайського за відсутності лімнофільних умов, та з порівняно низькою інтенсивністю анаболічних процесів у зв'язку з менш сприятливим для цього виду температурним режимом. На користь цього свідчить істотна кореляція вмісту ліпідів і глікогену в тканинах печінки риб із досліджених водотоків ($r=0,75$).

Тобто, закономірність вмісту загальних ліпідів у тканинах і органах карася китайського відзначалась зниженим вмістом його у тканинах печінки та підвищеним – у тканинах зябер, і була подібною до такої у піщура звичайного.

Отже, хоча у інвазивного виду карася китайського в умовах антропогенного навантаження спостерігається тенденція до зниженого вмісту енергоємних сполук у тканинах, протилежна такій у аборигенного піщура звичайного, рівень

накопичення ліпідів у печінці та вміст білків у м'язах досліджених особин вказує на протидію агресивному середовищу зазначених водотоків.

Як і у випадку описаного вище аборигенного виду, це може бути обумовлено гіперкомпенсацією енергетичних витрат шляхом підвищення активності анаболічних процесів, пов'язаних з депонуванням енергоємних сполук. На користь цього свідчать також вищі темп росту, вгодованість та плодючість риб, що існували на зарегульованій ділянці русла (див. розділ 5).

Порівняна сталість вмісту загальних білків у тканинах на тлі істотного зниження вмісту глікогену в печінці узгоджується з літературними даними [57] про забезпечення адаптивних реакцій карася переважно за рахунок витрати накопиченого глікогену за збереження сталості білків, зокрема за умов, коли в інших видів риб спостерігаються істотні коливання їх вмісту, пов'язані з розвитком адаптаційних або патологічних процесів.

В цілому, досліджені показники карася китайського підтверджують наявність шкодочинного впливу середовища на рибне населення малих річок урбанізованих територій, а також дозволяють припустити менш сприятливі умови нагулу цього виду в зазначених водотоках, порівняно з пічкуром звичайним (нестача планктону [73], конкуренція з пічкуром за бентос [167]). Проте, наведені вище морфо-фізіологічні та фізіолого-біохімічні показники в поєднанні з приналежністю карася китайського до домінуючого комплексу видів на обмежених гідроспородах ділянках досліджених водотоків (див. розділ 4) свідчать про його можливу натуралізацію в умовах малих річок урбанізованих територій.

Таким чином, в той час як активність ферментів та вміст продукту ПОЛ у організмі піщура звичайного та карася китайського відображає перш за все інтенсивність шкодочинного впливу середовища, рівень накопичення енергоємних сполук у їх тканинах можна пов'язати в першу чергу зі сприятливістю умов нагулу на відповідних ділянках русла.

Так, тенденція до підвищеного вмісту глікогену, білків і ліпідів у риб, що мешкали на зарегульованій ділянці русла, може бути обумовлена більш

інтенсивним розвитком кормової бази за умов зниження швидкості течії, яке призводить до накопичення донних відкладів та створює середовище для стійкого до забруднення макрозообентосу. Більш виражена тенденція до накопичення зазначених сполук у пічкура звичайного, порівняно з карасем китайським, за існування на таких ділянках русла може бути пов'язаний з особливостями кормової бази, представленої в малих річках переважно личинками хірономід, і відтак більш придатної для бентофага, порівняно з неспеціалізованим видом риб, більш схильним до планктофагії.

Знижена біомаса планктону внаслідок каналізування і токсичного забруднення [73], а також конкуренція за бентос із переважаючим за чисельністю пічком також не сприяють нагулу карася китайського в малих річках урбанізованих територій. Це може вказувати на пригнічений ріст особин карася за таких умов існування, що пояснює нездатність цього виду у повній мірі адаптуватись до не типових екологічних умов, та представленість його в малих річках виключно тугорослою формою [92, 168] (див. розділ 5).

Враховуючи вищенаведене, доцільно припустити, що попри вищу чутливість до погіршення якості водного середовища та більшу приуроченість до токсифікованих донних відкладів [101], аборигенний вид пічкур звичайний більшою мірою адаптувався до антропогенного навантаження за існування в малих річках урбанізованих територій, порівняно з інвазивним еврибіонтом карасем китайським. Окрім вже описаних розбіжностей у спектрі живлення, це може бути обумовлено приуроченістю карася китайського до лімнофільних умов, що на малих річках наявні лише у ставах, де відбувається акумуляція токсикантів, а також низьким рівнем заростання досліджуваних водотоків, що може перешкоджати розмноженню фітофілів та сприяти – псамо-літофілів.

Виходячи з перерахованого, видається цілком ймовірним, що до основних несприятливих чинників за існування в досліджених малих річках для придонного зообентофага пічкура звичайного виступає токсичність донних відкладів, у яких розвивається його кормова база, а для придонно-пелагічного еврифага карася китайського – недостатній розвиток компонентів живлення, за які була б відсутня

напружена конкуренція з боку піщура. Попри це, в цілому можна констатувати успішність адаптації обох досліджених видів риб до існування в малих річках за різного ступеню трансформації русла та забруднення середовища. У випадку піщура звичайного вона може бути зумовлена компенсацією значних енергетичних витрат на розвиток адаптаційних процесів шляхом інтенсифікації живлення за сприятливих умов нагулу, тоді як у карася китайського – високим рівнем накопичення глікогену в тканинах печінки з можливістю витрати його на енергетичні потреби без залучення інших енергоємних сполук, а також більш високою резистентністю до токсичного впливу. Разом з тим ймовірно, що зазначені особини карася, позбавлені можливості міграції до більш сприятливого середовища, перебувають у депресивному стані в умовах обмеженого простору, збідненої кормової бази та токсичного забруднення. На це крім зміни розглянутих біохімічних показників може вказувати істотно вищі відносні розміри печінки. У межах угруповань варто зазначити переважання в зграях карася самців, що може опосередковано наголошувати на наявності шкідливого впливу, який призводить до змін статеві структури угруповань риб. Відповідно, розбіжність тенденцій вмісту енергоємних сполук у тканинах досліджених видів риб в умовах антропогенного навантаження може бути пояснена різними шляхами адаптації цих аборигенного та інвазивного представників внаслідок істотних відмінностей у їх еколого-фізіологічних характеристиках.

Вірогідно, завдяки вищенаведеним біологічним особливостям піщур звичайний та карась китайський успішно конкурують з іншими короткоцикловими видами риб за відсутності тиску з боку середньоциклових представників, не здатних адаптуватись до існування на обмежених гідроспорудами ділянках малих річок. Це дозволяє обома дослідженим видам набувати масовості за вказаних умов та бути основою домінуючих комплексів рибного населення малих річок урбанізованих територій.

Узагальнюючи отримані дані, можна стверджувати, що в умовах існування у межах трансформованих водотоків на прикладі річок Либідь, Нивка і Сирець, які перебувають під впливом мегаполісу, у піщура і карася встановлені міжвидові

відмінності у проходженні біохімічних реакцій, спрямованих на адаптацію. Так, пічкур як реофільний бентофаг відносно добре адаптований до представлених гідрологічних умов, що виражається отриманими даним стосовно його іхтіологічних, морфо-фізіологічних та біохімічних показників. Це дозволяє зазначеному виду успішно реалізувати свій біологічний потенціал за таких умов, не зазнаючи істотної конкуренції з боку інших аборигенних та інвазивних представників іхтіофауни, які не здатні у повній мірі адаптуватись до зазначених умов існування. Що стосується лімнофільного виду карася китайського, умови його існування на більшості ділянок досліджуваних водотоків не можуть вважатись близькими до оптимальних через реофільні умови та низький ступінь замулення і заростання. Ще одним несприятливим чинником є надходження токсикантів різної хімічної природи з прилеглих територій. Це у комплексі визначає спрямованість адаптивних реакцій, направлених на збереження виду в нетипових умовах існування. Наслідком є порівняно депресивний стан його угруповань: переважання самців у статевій структурі, вкорочений життєвий цикл і знижений темп лінійно-масового росту, що виступає індикатором фізіологічного стану риб та якості середовища їх існування. На це також вказує зміна активності ГГТП та інтенсивне використання вуглеводневих субстратів, що може бути свідченням певного ступеню виснаження організму та нездатності повною мірою адаптуватись до нетипових умов існування і реалізувати свій біологічний потенціал. Однак, незважаючи на це, завдяки порівняно високій екологічній пластичності та резистентності до несприятливих чинників, карась китайський здатен утримувати свої угруповання на достатньому для відтворення рівні і складати значний відсоток рибного населення малих річок урбанізованих територій.

ВИСНОВКИ

На підставі багаторічних досліджень морфологічних, фізіолого-біохімічних і популяційних характеристик аборигенних та інвазивних видів риб встановлено закономірності формування структури рибного населення малих річок урбанізованих територій з різним ступенем трансформації русла та антропогенного навантаження.

1. Встановлено, що якість середовища існування риб у малих річках урбанізованих територій варіює у широкому діапазоні від слабо забрудненої до дуже забрудненої згідно екологічної класифікації, і значною мірою залежить від надходження токсичних речовин зі зливовим стоком, що має коливальний характер.
2. Рибне населення малих річок урбанізованих територій формується з представників аборигенних та інвазивних видів, і характеризується залежністю таксономічної структури від характеру трансформації русла та сезонною динамікою за рахунок міграційних процесів
3. Протягом 2010–2018 рр. у складі іхтіофауни річок Либідь, Нивка і Сирець виявлено відповідно 16, 9 і 10 видів, як належать до шести родин. Аборигенні риби були представлені 15-ма, а інвазивні – 5-ма видами. Найбільш масовими в усіх досліджених річках виявилась представники родини Cyprinidae.
4. Встановлено, що якісна структура та кількісні характеристики рибного населення малих річок залежать від ступеню ізоляції ділянок русла від приймаючої водойми. Зменшення видового багатства відзначається за умов порушення неперервності річки, а розвиток лімнофільної іхтіофауни – за створення на ній побічних водних об'єктів з уповільненою течією.
5. Аналіз поширення риб у малих річках урбанізованих територій виявив їх представленість лише у нижній та середній течії. Передгирлові ділянки характеризувались більш високим видовим різноманіттям рибного населення (індекс Шеннона 1,18–1,85) та значною представленістю аборигенних середньоциклових видів, переважно зоопланктофагів. В той же час у середній

течії вище за гідроспороди основу рибного населення складали інвазивні короткоциклові лімнофіли, переважно зообентофаги, а видове різноманіття було істотно зниженим (0,87–1,30).

6. У всіх досліджених водотоках, незалежно від ступеню трансформації русла, виявлено популяції аборигенного виду пічкара звичайного та інвазивного карася китайського, структура яких характеризувалась наявністю цьоголітків (відповідно, 56–59 і 39–45%), значною кількістю статевозрілих особин (41–44 і 55–71%) та чисельним переважанням самців (56–57 і 57–67%).

7. На ділянках річок, де макрозообентос, як основа кормової бази риб, розвивався в донних відкладах з підвищеною токсичністю, у пічкара звичайного та карася китайського відмічено підвищений печінково-соматичний індекс та вищу частоту трапляння аномалій розвитку. В той же час за більш сприятливих умов нагулу відзначено вищі показники темпів росту, вгодованості та плодючості в обох зазначених видів риб.

8. В умовах антропогенного навантаження в тканинах пічкара звичайного і карася китайського спостерігалась підвищена активність ЛДГ (в 1,3–2,2 рази та 1,4–12,1 разів відповідно) та ГГТП (в 1,8–2,3 рази та 2,2–5,7 разів відповідно), що свідчить про посилення анаеробного обміну та розвиток деструктивних процесів у печінці. У пічкара звичайного також відзначено підвищені активність ЛФ (в 1,2–2,8 рази) та вміст МДА (в 5,7–10,6 разів) у тканинах, що підтверджує наявність токсичного впливу на організм та вказує на більшу вразливість пічкара до погіршення якості водного середовища.

9. У пічкара звичайного в умовах антропогенного порушення відмічено тенденцію до підвищеного вмісту енергоємних сполук у тканинах, що свідчить про інтенсифікацію їх накопичення, тоді як у карася китайського – істотно знижений вміст глікогену в печінці (на 7–46%), що може вказувати на його залучення для забезпечення адаптаційної реакції.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Аберрантные митозы и гистопатология гонад у сеголеток плотвы *Rutilus rutilus* после токсических воздействий в эмбриональный и личиночный периоды развития / Таликина М. Г. и др. *Вопросы ихтиологии*. 2001. Т. 41., № 2. С. 232–238.
2. Абраменко М. И. Особенности пищевого поведения амурского чебачка *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel 1846) (Cyprinidae: Gobioninae) в новых условиях обитания. Сообщение 1. Хищнические реакции / *Вестник Южного научного центра РАН*. 2012. Т. 8, № 4. – С. 81–87.
3. Абрам'юк І. І. Структура іхтіопланктону малих рівнинних річок. : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : 03.00.10. Київ, 2018. 22 с.
4. Александрова А. П., Смирнов А. И. Пескарь *Gobio gobio* (Line) среднего Днепра. *Вопросы ихтиологии*. 1969. Т. 9, Вып. 5 (58). С. 940–944.
5. Алексанов В. В. Методы изучения биологического разнообразия : монография. Калуга, 2017. 70 с.
6. Алексієнко В. Р., Подобайло А. В. Методичні вказівки до вивчення іхтіології (розділ «Морфометричний аналіз риб») для студентів біологічного факультету. Київ : Вид-во Київ. ун-ту, 1998. 37 с.
7. Алешина О. А., Усламин Д. В. Зональное распределение макрозообентоса в пресных озерах Тюменской области. *Вестник Тюменского государственного университета*. – 2012. – № 12. – С. 160–172.
8. Анцулевич А.Е., Яковлев А.С. Ротан–головешка *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 в Невской губе и восточной части Финского залива. *Чужеродные виды в Голарктике (Борок–2)* : тез. докл. Второго межд. симпоз. по изучению инвазийных видов. Борок : ИБВВ, 2005. С. 135.
9. Артаев О. Н., Ручин А. Б. Экологические ниши синтопичных видов пескарей *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758) и *Romanogobio albipinnatus* (Lukasch, 1933).

Сообщение 1. Трофическая ниша. *Астраханский вестник экологического образования*. 2013. № 2 (24). С. 92–97.

10. Бабуева Р. В. Влияние верховки на ихтиофауну малых озёр Кулунды. *Антропоген. изм. экосистем малых озёр (причина, следствия, возм. управл.)* : матер. Всесоюз. совещ. 27-29 марта 1990 г. Ленинград, 1990. Кн. 2. С. 347–350.

11. Бакланов М. А. Фауна и особенности рыб малых рек урбанизированных территорий Прикамья: дисс. ... канд. биол. наук : 03.00.15. / Пермский государственный ун-т. Пермь, 2002. 259 с.

12. Березина Н. А., Стрельникова А. П.. Взаимосвязь между пищевым спектром молоди окуня *Perca fluviatilis* L. и структурой макрозообентоса в экспериментальных мезокосмах. *Изв. РАН: сер. биол.* 2001. № 3: С. 372–379.

13. Биоиндикация экологического состояния водоемов в черте г. Киева / Романенко В. Д. и др. *Гидробиологический журнал*. 2010. Т. 46, № 2. С. 3–23.

14. Биотопическая приуроченность молоди трехиглой колюшки *Gasterosteus aculeatus* L. в естественных и экспериментальных условиях. / Шатских Е. В., и др. *Вестник СПбГУ*. 2010. Сер. 3, вып. 4. С. 61–70.

15. Брагинский Л. П. Методологические аспекты токсикологического биотестирования на *Daphnia magna* Straus и других ветвистоусых ракообразных. *Гидробиологический журнал*. 2000. Т. 36, № 5. С. 50–70.

16. Бурко Л. Д., Последович Д. Э. Влияние гидротехнического сооружения на структуру ихтиофауны р. Западная Березина. *Вестник БГУ*. Сер. 2. 2007. № 1. С. 50–54.

17. Варфоломеев В. В., Шмидтов А. И. К биологии и использованию уклей (*Alburnus alburnus*) Нижней Камы и Средней Волги. *Уч. зап. Каз. ун-та*. 1952. Т. 112. С. 117–130.

18. Верховка – вид-вселенец в водоёмах Красноярского края / Задорин А. А. и др. *Биология внутренних вод*. 2004. № 1. С. 75–79.

19. Вехов Д. А. О необходимости учета адаптационных возможностей популяций, длительно обитающих в условиях токсического загрязнения. *Вклад*

молодых ученых в рыбохозяйственную науку России : тез. докл. Всерос. молодеж. конф. Санкт-Петербург. : ГосНИОРХ, 2010. С. 28–30.

20. Вечканов В. С., Ручин А. Б. О трофических связях щуки *Esox lucius*, окуня *Perca fluviatilis*, ротана *Perccottus glenii* при их совместном обитании в пойменном замкнутом озере *Ихтиологические исследования на внутренних водоёмах*. : мат. Межд. науч. конференции. Саранск : Мордовский гос. ун-т, 2007. С. 23–25.

21. Вивчення складу іхтіофауни ставків річки Нивка в межах міської зони Києва / Ситник Ю. М. та ін. *Актуальні проблеми аквакультури* : Матеріали міжнародної науково-практичної конференції. Київ, 2005. С. 312–316.

22. Визер А. М., Трифонова О. В. Роль малых рек в сохранении рыбных запасов средней Оби. *Экология малых рек в XXI веке: биоразнообразие, глобальные изменения и восстановление экосистем* : тезисы докладов Всероссийской конференции с международным участием., 5–8 сентября 2011 г. Тольятти, 2011. С 33.

23. Влияние меди и кадмия на рост и развитие молоди карпа. // Гагарин В. В. и др. *Материалы Всероссийской научной конференции, посвященной 200-летию Ярославского государственного университета им. П. Г. Демидова. Биология, экология, химия, безопасность жизнедеятельности*. – Ярославль, 2003. С. 60–64.

24. Влияние поверхностного стока на биоту Каневского водохранилища в районе г. Киева и рекомендации по его очистке / Плигин Ю. В. и др. *Экология городов и рекреационных зон* : материалы международной научно-практической конференции. Одесса, 1998. С. 272–277.

25. Влияние сверхмалых концентраций N-метил-N'-нитро-N-нитрозогуанидина на ранний онтогенез плотвы *Rutilus rutilus*: Активность карбогидраз и кинетические характеристики гидролиза углеводов в кишечнике сеголетков / Голованова И. Л. и др. *Вопросы ихтиологии*. 2008. Т. 48, № 2. С. 276–283.

26. Влияние токсических веществ в период эмбриогенеза на выживаемость, линейно-весовые показатели и формирование гонад сеголеток плотвы *Rutilus rutilus* (L.) / Таликина М. Г. и др. *Вопросы ихтиологии*. 1999. Т. 39, № 3. С. 401–409.
27. Влияние хлорида кадмия на показатели липидного обмена рыб / Мурадова Г. Р. и др. *Вестник ДГУ, Ест. науки*. 2006. Вып. 1. С. 94–98.
28. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Керівництво № 4. Ідентифікація та присвоєння статусу істотно змінених та штучних водних тіл. Основні терміни та їх визначення. 2003. 108 с.
29. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. Київ, 2006. 240 с.
30. Воскобойников В. А., Селезнева М. В. Изменения в экосистеме озера Чаны как результат вселения амурского карася (*Carassius auratus gibelio* Bloch) // *Экологически эквивалентные и экзотические виды гидробионтов в великих и больших озерах мира* : материалы Второго международного симпозиума. Улан-Удэ : Изд-во БНЦ СО РАН, 2002. С. 97–98.
31. Гай А. Є., Гроза В. А. Малі річки України: екологічні проблеми та перспективи збереження. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Сер. Біологія. Спец. вип. “Гідроекологія”*. 2010. № 2 (43). С. 75–77.
32. Галанин И. Ф., Фролова Л. А. Процессы стихийной акклиматизации как индикатор состояния экосистемы (на примере Куйбышевского водохранилища). *IX съезд гидробиол. общ. РАН* : тез. докл. Тольятти, 2006. Т. 1. С. 94–95.
33. Гідроекологія р. Нивка: сучасний стан та виходи із екологічних ризиків // Гриб Й. В. та ін. *Рибогосподарська наука України*. 2010. № 2 (12). С. 79–88.
34. Гончаренко Н. И. Новый методический подход к изучению экологических форм рыб. *Зоол. журн*. 2000. № 34 (3). С. 61–62.
35. Горлачева Е. П., Афонин А. В. Состав ихтиофауны Верхнеамурских водохранилищ. *Современные проблемы водохранилищ и их водосборов* : труды межд. научно-практич. конф. Пермь, 2007. С. 226–230.

36. Гриб Й. В., Мантурова О. В. Малі річки урбанізованих територій – сучасний екологічний стан, управління. *Наук. зап. Тернопільського Державного педагогічного університету ім. В. Гнатюка*. 2002. № 1 (16). С. 85–92.
37. Громова Ю. Ф. Зоопланктон малої реки в условиях канализированного русла (на примере р. Лыбедь, г. Киев). *Гидробиологический журнал*. 2001. Т. 37, № 4. С. 11–17.
38. Грубинко В. В., Леус Ю. В. Перекисное окисление липидов и антиоксидантная защита у рыб (обзор). *Гидробиологический журнал*. 2001. Т. 37, № 1. С. 64–78.
39. Дгебуадзе Ю. Ю., Слынько Ю. В., Кияшко В. И. Рыбное население // *Экосистема малої реки в изменяющихся условиях среды*. Москва : Товарищество научных изданий КМК, 2007. С. 267–279.
40. Демченко Н. А. Структура іхтіоценозів річок північно-західного Приазов'я та закономірності їх формування. *Вісник Запорізького національного університету* : зб. наук. праць. Запоріжжя, 2011. № 1. С. 38–46.
41. Денщик В. А. Современное состояние фауны рыб бассейна среднего течения Северского Донца: Автореф. дис. на соиск. уч. степени канд. биол. наук : 03.00.08. Киев, 1994. 24 с.
42. Дзюбенко О. В. Аналіз геологічного стану малих річок України (на прикладі річки Альта міста Переяслава-Хмельницького). *Екологічний вісник*. 2014. № 1. С. 23–24.
43. Диденко Н. В. Оценка современного рыбохозяйственного состояния реки Камышенка. *Экология малых рек в XXI веке: биоразнообразие, глобальные изменения и восстановление экосистем* : тезисы докладов Всероссийской конференции с международным участием, 5-8 сентября 2011 г. Тольятти, 2011. С 49.
44. Динаміка видового складу рибного населення р. Горинь та ризики виживання аборигенної іхтіофауни в трансформованій річковій мережі. Сондак В. В. та ін. *Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки* : зб. наук. праць. Рівне : НУВГП, 2013. Вип. 3 (63). С. 15–23.

45. Евтушенко Н. Ю. Данилко О. В. Особенности накопления тяжелых металлов в тканях рыб Кременчугского водохранилища. *Гидробиологический журнал*. 1996. Т. 32, № 4. С. 58–66.

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

47. Еколого-токсикологічна характеристика водойм та водотоків міської зони Києва / Арсан О. М. та ін. *Наукові записки Тернопільського педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. Спец. випуск «Гідроекологія»*. 2001. 3 (14). С. 176–177.

48. Еколого-токсикологічне дослідження рівнів забруднення води та донних відкладів р. Нивка в районі аеропорту «Київ» / Коновець І. М. та ін. *Рибогосподарська наука України*. 2013. № 2 (24). С. 32–44.

49. Еколого-токсикологічний стан деяких водойм міської зони Києва / Арсан О. М. та ін. *Рибне господарство*. 2005. Вип. 64. С. 154–160.

50. Естественные и антропогенные факторы формирования популяций рыб-вселенцев в водных экосистемах Вологодской области / Болотова Н. Л. и др. *Российский журнал биологических инвазий*. 2010. № 3. С. 13–32.

51. Значение акклиматизации серебряного карася амурской морфы для ихтиофауны и кормовой базы озер Новосибирской области (Западная Сибирь) / Визер Л. С. и др. *IX Съезд гидробиологического общества РАН : тезисы докл.* Тольятти, 2006. Т. 1. С. 81.

52. Іхтіофауна внутрішніх водойм м. Києва / Кундієв В. А. та ін. *Екологічний стан водойм м. Києва : збірник наукових робіт*. Київ, 2005. С. 182–203.

53. Иванчева Е. Ю. К экологии леща *Abramis brama* среднего течения Оки. *Тр. Окского заповедника*. Рязань, 2004. Вып. 23. С. 229–244.

54. Иванчева Е. Ю. О росте плотвы (*Rutilus rutilus*) в среднем течении реки Оки. *Роль особо охран. природн. территорий лесостеп. и степной зон в сохранен. и изучении биол. разнообразия : мат-лы научно-практич. конф., посвящ. 80-летию*

Воронежского гос. природн. биосферн. зап-ка, 17–21 сентября 2007 г. Воронеж, 2007. С. 158–160.

55. Иванчева Е. Ю. Сравнительный анализ видовой структуры рыбного населения малых рек Рязанской области. – Автореф. дисс. на стиск. уч. степ. канд. биол. наук : 03.00.16. Борок, 2008. 25 с.

56. Иванчева Е. Ю., Иванчев В. П. Динамика видового состава рыб и некоторые результаты ихтиомониторинга в среднем течении Оки (Рязанская область). *Вопросы ихтиологии*. 2008. Т. 48, № 5. С. 625–633.

57. Извекова Г. И., Тютин А. В. Заражённость и особенности отношений паразит–хозяин в системе *Ligula intestinalis* – чехонь (*Pelecus cultratus*) в Рыбинском водохранилище. *Поволжский экологический журнал*. 2011. № 2. С. 137–145.

58. Инструкция по сбору и обработке материала для исследования питания рыб в естественных условиях. Москва : ВНИРО, 1971. Ч. 1–2.

59. Инструкция по сбору и первичной обработке ихтиологических материалов. Москва; Ленинград : Пищепромиздат, 1938. 40 с.

60. Ихтиомониторинг малых рек Мордовии / Вечканов В. С. и др. *Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга*. Сыктывкар : Коми НЦ Уро РАН, 2001. С. 27.

61. Ихтиофауна малых рек Нижегородского Заволжья / Клевакин А. А. и др. *Труды ГПЗ «Керженский»*. 2002. Т. 2. С. 78–84.

62. Касумян А. О. Воздействие химических загрязнителей на пищевое поведение рыб и их чувствительность к пищевым стимулам. *Вопросы ихтиологии*. 2001. Т. 41, № 1. С. 82–95.

63. Кашулин Н. А., Лукин А. А., Амундсен П.-А. Рыбы пресных вод субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения. Апатиты : Изд-во КНЦ РАН, 1999. 142 с.

64. Кижеватов Я. А. Генезис ихтиофауны зарегулированных рек Среднего Урала. *Современные проблемы популяционной, исторической и прикладной*

екології : матеріали конф. молодих учених-екологів. Екатеринбург, 1998. С. 74–80.

65. Київ як екологічна система: природа – людина – виробництво – екологія. / Стецюк В. та ін. Київ : Центр екологічної освіти та інформації, 2003. 316 с.

66. Клиническая биохимия / под ред. В. А. Ткачука. 2-е изд., испр. и доп. Москва : «Гэотар-Мед», 2004. 512 с.

67. КНД 211.1.4.054-97. Визначення гострої летальної токсичності води на ракоподібних *Dafnia magna* Straus. Київ, 1997.

68. Коблицкая А. Ф. Рост и развитие молоди рыб в дельте Волги в условиях антропогенного пресса. *Экология молоди и проблемы воспроизводства каспийских рыб* : сб. науч. стат. Москва : ВНИРО, 2001. С. 139–145.

69. Корляков К. А. Размер грунта и биомасса зообентоса на различных участках малой реки. *Экология малых рек в XXI веке: биоразнообразие, глобальные изменения и восстановление экосистем* : тезисы докладов Всероссийской конференции с международным участием, 5–8 сентября 2011 г. Тольятти, 2011. С. 91.

70. Корляков К. А. формирование микроэктонных экосистем на различных по гидродинамике участках речного каскада. *Экология малых рек в XXI веке: биоразнообразие, глобальные изменения и восстановление экосистем* : тезисы докладов Всероссийской конференции с международным участием, 5–8 сентября 2011 г. Тольятти, 2011. С. 92.

71. Котегов Б. Г., Индустриальная раса» плотвы *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) из Чемошурского пруда г. Ижевска. *Биология внутренних вод: проблемы экологии и биоразнообразия*. Борок : ИБВВ РАН, 2002. С. 128–129.

72. Котегов Б. Г. Особенности видового состава и структуры сообществ рыб малых рек Удмуртской Республики. *Экология*. 2007. Вып. 4. С. 274–282.

73. Котегов Б. Г. Антропогенные изменения трофической структуры сообществ рыб в малых реках Удмуртии. *Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана*. Борок : Принтхаус, 2008. С. 167–170.

74. Коткин К. С. Основные факторы формирования ихтиофауны природно-техногенных и техногенных водоемов. *Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности*. 2012. № 3. С. 53–57.

75. Кочет В. М. Сучасний стан іхтіофауни малих річок Дніпропетровської області. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер.: Біологія. Спец. вип.: Гідроекологія*. 2010. № 2 (43). С. 280–283.

76. Крот Ю. Г., Медовник Д. В. Взаємодія резидентних і мігруючих видів риб у малих річках урбанізованих територій. *VII Всеукраїнська наукова конференція «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології», присвячена 100-річчю від дня заснування Національної академії наук України : тези доповідей*. К. : Ніка-Центр, 2018. С. 157–158.

77. Крыжановский С. Г. Экологические группы рыб и закономерности их развития. *Известия ТинРО*. 1948. Т. 27. С. 4–114.

78. Кузнецов В. А. Влияние зарегулированного стока р. Волги на размножение жереха, синца, густеры и уклей в Свияжском заливе Куйбышевского водохранилища. *Вопросы ихтиологии*. 1971. Т. II, вып. 2. С. 232–239.

79. Кулаев С. Н. Использование метода биотестирования для оценки загрязнения рыбохозяйственных водоемов. *Итоги научно-практических работ в ихтиопатологии : тез. докл.* Москва, 1997. С. 69–70.

80. Кундиев В. А., Сытник В. М. Ихтиофауна прудов реки Нивка (г. Киев). *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія*. 2011. Вип. 19, Т. 1. С. 75–81.

81. Куцоконь Ю. К. Адвентивные виды рыб в бассейне реки Рось. *Чужеродные виды в Голарктике (Борок–2) : тез. докл. 2 Междунар. симп. по изучению инвазийных видов*. Рыбинск : Борок, 2005. С. 189–190.

82. Лурье Ю. Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод. Москва : Химия, 1984. 448 с.

83. Мартемьянов В. И. Стресс у рыб: защитные и повреждающие процессы. *Биология внутренних вод*. 2002. № 4. С. 3–13.
84. Медовник Д. В. Малі річки урбанізованих територій як середовище існування іхтіоценозів. *Рибогосподарська наука України*. 2018. № 3. С. 5–15.
85. Медовник Д. В. Міжвидові відносини інвазивних та аборигенних видів риб у малих річках урбанізованих територій. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія*. 2018. №2 (73). С. 170–174.
86. Медовник Д. В., Алексієнко В. Р. Характеристика іхтіофауни колектора на р. Нивка (м. Київ). *Вісник Львівського ун-ту. Сер.: Біологічна*. 2014. № 64. С 250–254.
87. Медовник Д. В., Причепя М. В. Сучасний стан іхтіофауни озера Кирилівське. *Біологічні дослідження – 2017 : збірник наукових праць VIII Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю*. Житомир, 2017. С. 97–100.
88. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В. Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
89. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / Романенко В. Д. та ін. Київ : Символ-Т, 1998. 28 с.
90. Мещерякова О. В. Динамика активности изоформ лактатдегидрогеназы, малатдегидрогеназы и глицерфосфатдередуктазы в процессе адаптации рыб к различным факторам окружающей среды: Автореф. дис. на стиск. уч. степ. канд. биол. наук : 03.00.12. Петрозаводск, 2004. 22 с.
91. Михеев В. А. Современное состояние популяции серебряного карася *Carassius auratus* Центральной части Куйбышевского водохранилища // *Эколого-биологические проблемы вод и биоресурсов: пути решения*. Ульяновск : Изд-во УлГПУ, 2007. С. 75–77.
92. Мовчан Ю. В. Риби України : визначник-довідник. Київ : Золоті ворота, 2011. 444 с.

93. Мовчан Ю. В., Романь А. М. Сучасний склад іхтіофауни басейну Середнього Дніпра (фауністичний огляд). *Збірник праць Зоологічного музею*. 2014. № 45. С. 25–45.

94. Моисеенко Т. И. Стратегия выживания рыб в условиях антропогенного пресса. *I Конгресс ихтиологов России* : тезисы докладов. Астрахань. 1997. С. 161.

95. Моисеенко Т. И. Оценка экологической опасности в условиях загрязнения вод металлами. *Водные ресурсы*. Т. 26, №. 2. 1999. С. 186–197.

96. Набиванець Б. Й., Сухан В. В., Калабіна Л. В. Аналітична хімія природного середовища. Київ : Либідь, 1996. 304 с.

97. Некоторые аспекты энергетического и пластического обмена у промысловых рыб Запорожского водохранилища в условиях загрязнения тяжелыми металлами / Федоненко Т. В. и др. *Физиологические, биохимические и молекулярногенетические механизмы адаптации гидробионтов* : Мат. Всерос. конф. с междунар. участием., 12 сентября 2012 г. Борок, 2012. С. 182–184.

98. Немова Н. Н., Высоцкая Р. У. Биохимическая индикация состояния рыб. Москва : Наука, 2004. 225 с.

99. Николаев С. А. Антропогенные сукцессии ихтиоценозов малых рек бассейна Рыбинского и Горьковского водохранилищ. *Биоценология рек и озёр Волжского бассейна*. Ярославль, 1985. С. 77–86.

100. Новицкий Р. А. К вопросу об инвазии чужеродных видов в фауну Днепровских водохранилищ. *Чужеродные виды в Голарктике (БОРОК-2)* : тез. докл. 2 Междунар. симп. по изучению инвазийных видов. Рыбинск : Борок, 2005. С. 35–36.

101. Новоселова Ю. В. Применение показателей индекса печени рыб для оценки среды их обитания // *Токсикологический вестник*. 2004, № 5. С. 133–135.

102. О проникновении трехиглой колюшки *Gasterosteus Aculeatus* L. в бассейн Днепра. / Жуков П. И. и р. *Вопросы ихтиологии*. 1986. Т. 26, вып. 3. С. 515–517.

103. О формировании трансграничного ихтиозоэкологического резервата "Верхний Днепр" / Гриб И. В. и др. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій*. 2014. № 11. С. 269–276.

104. Ольхович О. П. Фитоиндикация в мониторинге водоемов: возможности и перспективы. *Навколишнє середовище і здоров'я людини* : матеріали Міжнародної наукової конференції, 18–20 листопада 2008 р. Кам'янець-Подільський, 2008. С. 138–142.

105. Особа І. А. Біологічна роль перекисного окиснення ліпідів у забезпеченні функціонування організму риб. *Рибогосподарська наука України*. 2013. № 1. С. 88–96.

106. Особливості міграції й трансформації біогенних речовин і сполук металів у воді р. Либідь (м. Київ) / Жежеря В. А. та ін. *Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту*. 2014. Вип. 266. С. 45–57.

107. Особливості фізіологічної адаптації риб малих річок урбанізованих територій / Крот Ю. Г. та ін. *Гідробіологічний журнал*. 2018. Вип. 54, № 5. С. 53–61.

108. Оценка состояния ихтиофауны реки Москвы в зоне влияния станций аэрации / Криксунов Е. А. и др. *Вода и экология*. Т. 2, № 23. С. 42–52.

109. Оценка степени токсичности сублетальных концентраций кадмия для головной и туловищной почек пресноводных костистых рыб / Назарова Е. А. и др. *«Экол. пробл. уник. природ. и антроп. ландшафтов»*. : мат. всер. науч-практ. конф. Ярославль, 2007. С. 188–193.

110. Павлов Д. С., Касумян А. О. Разнообразие рыб по характеру и способам питания (трофическая классификация рыб) : учебное пособие. Москва : Изд-во МГУ, 2002. 50 с.

111. Папченков В. Г. Особенности растительного покрова малых рек. *Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана* : лекции и материалы докладов Всероссийской школы-конференции. Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина : ООО «Принтхаус», 2008. 368 с.

112. Перевозников М. А., Богданова Е. А. Тяжелые металлы в пресноводных экосистемах. Санкт-Петербург : ГОСНИОРХ, 1999. 228 с.
113. Печников А. С., Терешенков И. И. Методические указания по сбору и обработке ихтиологического материала в малых озёрах. Ленинград : Промрыбвод, 1986. 65 с.
114. Пластичність репродуктивної системи самок окуневих видів риб за фізіолого-біохімічними показниками / Причепа М. В. та ін. *Гідробіологічний журнал*. 2017. Т. 53, № 1. С. 111–120.
115. Плохинский Н. А. Достаточная численность выборки / Биометрический анализ в биологии. Москва : Изд-во Моск. ун-та, 1982. С. 152–157.
116. Плюснина О. В. Питание ротана *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 в северной части современного ареала (Архангельская и Вологодская области). *Чужеродные виды в Голарктике (Борок–2)* : тез. докл. Второго Междунар. симп. по изучению инвазийных видов. Борок : ИБВВ РАН, 2005. С. 163–164.
117. Поливанная М. Ф., Соломонова Н. К. Методические указания по ихтиологии (кормовые организмы и питание молоди рыб) для студентов биологического факультета Киев : Изд-во Киев. ун-та, 1984. 34 с.
118. Поляков А. Д., Бузмаков Г. Т. Биология ротана в водоемах Кузбасса. *Научный журнал «Современные наукоемкие технологии»*. Российская Академия Естествознания, 2008. Т. 5. С. 78–80.
119. Попова Е. М., Кощій І. В. Ліпіди як компонент адаптації риб до екологічного стресу. *Рибогосподарська наука України*. 2007. № 1. С. 49–56.
120. Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). Москва : Пищевая промышленность, 1966. 376 с.
121. Практикум по биохимии : учеб пособие / под ред. С. Е. Северина, Г. А. Соловьевой. Москва : Изд-во МГУ, 1989. 509 с.
122. Причепа М. В., Медовник Д. В. Сучасний стан іхтіофауни озера Кирилівське. *Біологічні дослідження – 2017* : збірник наукових праць VIII Всеукраїнської науково-практичної конференції з міжнародною участю. Житомир, 2017. С. 97–100.

123. Про локальні ділянки відтворення аборигенної іхтіофауни літо-реофільного комплексу рр. Стир, Горинь / Сондак В. В. та ін. *Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки* : зб. наук. праць. Рівне : НУВГП, 2013. Вип. 3 (63). С. 115–126.

124. Прокопов Г. А. К вопросу охраны водотоков Южного макросклона Крымских гор. *Ученые записки ТНУ*. 2000. Т. 1, № 13. С. 119–126.

125. Пряжевская Т. С., Черкашин С. А. Влияние нефтеуглеводородов на ранний онтогенез рыб. *Изв. ТИНРО*. 2007. Т. 149. С. 359–365.

126. Реакция рыб оз. Неро на антропогенное воздействие. / Половкова С. Н. и др. *Актуальные проблемы водохранилищ* : тез. докл. Ярославль, 2002. С. 242–243.

127. Результаты длительного мониторинга за состоянием ихтиофауны Москвы-реки / Соколов Л. И. и др. *Тезисы докладов VIII Съезда гидробиологического общества РАН*. Т. 1. Калининград, 2001. С. 145–146.

128. Реофильный комплекс рыб малых рек Вологодской области / Борисов М. Я. и др. *Экология малых рек в XXI веке: биоразнообразие, глобальные изменения и восстановление экосистем* : тезисы докладов Всероссийской конференции с международным участием, 5–8 сентября 2011 г. Тольятти : Кассандра, 2011. С. 27.

129. Решетников А. Н. Современный ареал рыбы ротана, *Perccottus glenii*, в северной Евразии. *Водные экосистемы и организмы – 6* : труды научной конференции, 18–19 мая 2004 г. Москва, 2004. С. 88–89.

130. Решетников А. Н., Петлина А. П. Распространение ротана (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) в реке Оби. *Сибирский экологический журнал*. 2007. № 4. С. 551–555.

131. Решетников А. Н., Чибилев Е. А. Распространение ротана (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) в бассейне р. Иртыш и анализ возможных последствий для природы и человека. *Сибирский экологический журнал*. 2009. № 3. С. 405–411.

132. Решетников Ю. С., Попова О. А. Функционирование и восстановление северных экосистем. Экологические проблемы северных регионов и пути их

решения : сборник научных статей. Апатиты : Изд-во КНЦ РАН, 2012. Ч. 1. С. 219–224.

133. Роль гликолиза при холодовой адаптации карася серебряного *Carassius auratus gibelio* / Релина Л. И. и др. *Проблемы криобиологии*. 2007. Т. 17, № 1. С. 64–70.

134. Романенко В. Д., Медовник Д. В. Видова та екологічна характеристика іхтіофауни малих річок урбанізованих територій. *Гідробіологічний журнал*. 2017. Т. 53, № 4. С. 3–12.

135. Романова Е. М., Спирина Е. В. Морфологические адаптации *Carassius auratus gibelio* Bloch. в биоиндикации состояния пресноводных экосистем. *Вестник Ульяновской государственной сельскохозяйственной академии*. 2010. №2 (12). С. 31–36.

136. Рост и физиолого-биохимические показатели молоди карпа при воздействии низких концентраций кадмия и меди. / Силкина Н. И. и др. *Экологические проблемы уникальных природных и антропогенных ландшафтов* : материалы Всероссийской научно-практической конференции, 23–24 нояб. 2006 г. Ярославль, 2006. С. 237–242.

137. Ротан-головешка *Perccottus glenii* (Dubowsky, 1877) Чебоксарского водохранилища / Касьянов А. Н. и др. *Вопросы рыболовства*. 2011. Т. 12, № 1 (45). С. 55–65.

138. Руководство по методам исследования качества вод. Т. 1: Гидрохимия. Радиология. Киев, 1995. С. 29–32.

139. Руководство по определению взвешенных веществ в сточных водах / Руководство по методам исследования качества вод. Т. 1: Гидрохимия. Радиология. Киев, 1995. С. 29–32.

140. Селье Г. Стресс без дистресса. Москва : Прогресс. 1979. 123 с.

141. Семенов Д. Ю. Анализ ихтиофауны р. Свияги в пределах административной границы г. Ульяновска. *Природа Симбирского Поволжья* : сборник научных трудов. Вып. 7. 2006. С. 164–172.

142. Сергеева Н. Р., Лукьяненко В. И. Общая ихтиотоксикология : монография. Краснодар : Наука. 2008. 157 с.
143. Силкина Н. И., Жарикова А. Н. Особенности роста и физиолого-биохимического состояния молоди карпа *Cyprinus carpio* L. под влиянием фенола и карбофоса. *Экологические проблемы уникальных природных антропогенных ландшафтов*. Ярославль, 2007. С. 234-239.
144. Слинко Ю. В., Кияшко В. И. Ихтиофауна малых рек Верхнего Поволжья / Экологическое состояние малых рек Верхнего Поволжья. Москва : Наука, 2003. С. 134–175.
145. Сметанин М. М., Шихова Н. М. О математическом описании роста рыб (обзор). *Биология внутренних вод*. 2001. № 4. С. 3–8.
146. Соболев К. Д. Экологический аспект динамики накопления токсикантов у рыб. 15 Коми республиканская молодеж. науч. конф. *Актуальные проблемы биологии и экологии*. : материалы докладов, 19–23 апр. 2004 г. Сыктывкар : 11 Молодежная научная конференция Института биологии Коми НЦ Уро РАН, 2004. Т. 2. С. 277–278.
147. Современные методы в биохимии / под. ред. Ореховича В. Н. – Москва : Медицина, 1977. 392 с.
148. Содержание тяжелых металлов и биоиндикаторы состояния печени некоторых видов черноморских рыб / Дорохова И. И. и др. *Ветеринарна медицина* : межвід. темат. наук. зб. 2012. Вип. 96. С. 288–290.
149. Соколов Л. И. Рыбы в условиях мегаполиса (г. Москва). *Соросовский образовательный журнал*. 1998, № 5, С. 30–35.
150. Сондак В. В., Волкошовець О. В. Екологічні та іхтіологічні закономірності відродження аборигенної іхтіофауни у трансформованій річковій мережі Західного Полісся України. *Збірник наукових праць II Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю*. Вінниця, 2009. С. 116–119.
151. Сорокин В. Н., Сорокина А. А. Гидрологическая характеристика реки Чапаевки и ее ихтиофауны. *Исследования по экологии и морфологии животных*. Куйбышев, 1987. С. 103–115.

152. Состояние окислительно-антиоксидантной системы крови сеголеток карпа в условиях комплексного воздействия ионов Cd^{2+} , Pb^{2+} и Mn^{2+} / Мусаев Б. С. и др. *Современные проблемы водной токсикологии* : материалы конференции, 17–19 мая 2011 г. Петрозаводск, 2011. С. 113–115.

153. Спирина Е. В. Особенности половой структуры популяций серебряного карася водоемов Ульяновской области. *Вестн. Алтайского гос. аграрного ун-та*. 2011. № 2 (76). С. 66–70.

154. Сравнительный биохимический анализ органов молоди некоторых лососевых рыб при различных условиях выращивания. / Оразова С. Б. и др. *Вестн. Алтайского гос. аграрного ун-та. Сер. : Рыбное хозяйство*. 2016. № 4. С. 99–107.

155. Столбунов И. А. Распределение молоди рыб в разнообразных биотопах р. Сутка. *Экологическое состояние малых рек Верхнего Поволжья* : коллектив. монограф. Москва : Наука, 2003. С. 175–187.

156. Столбунов И. А. Видовой состав и распределение молоди рыб в малых притоках Рыбинского водохранилища. *Рибне господарство*. 2009. Вип. 66. С. 195–198.

157. Стратегии охраны рыб при зарегулировании стока рек / Павлов Д. С. и др. *Рыбохозяйственные проблемы строительства и эксплуатации плотин и пути их решения* : материалы заседания тематического сообщества по проблемам больших плотин и Научного консультативного совета Межведомственной ихтиологической комиссии. Москва, 2010. С. 150–152.

158. Татарко К. И. Аномалии карпа и их причинная зависимость. *Зоологический журнал*. 1966. Т. 14, В. 12. С. 1826–1834.

159. Татарко К. И. Уродство у пескарей *Gobio gobio* (L.). *Вопросы ихтиологии*. 1966. Т. 6, В. 3 (40). С. 572–575.

160. Терентьев П. М. Особенности развития патологий рыб водоемов Северной Фенноскандии в зависимости от условий среды и интенсивности промышленного загрязнения. *Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов* : Материалы III Международной конференции с элементами

школы для молодых ученых, аспирантов и студентов 22–26 июня 2010 г. Петрозаводск : Карельский научный центр РАН, 2010. С. 177–179.

161. Ткачев Б. П., Булатов В. И. Малые реки: современное состояние и экологические проблемы : аналит. обзор. Новосибирск : ГПНТБ СО РАН, 2002. 114 с.

162. Трансформація структури та складу іхтіоценозу рр. Горинь, Стир за впливу антропогенного навантаження і гідротехнічного будівництва / Сондак В. В. та ін. *Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки* : зб. наук. праць. Рівне : НУВГП, 2013. Вип. 3 (63). С. 42–50.

163. Уміст та форми знаходження металів у озерах системи Опечень (м. Київ) / Жежеря В. А. та ін. *Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту*. 2016. Вип. 269. С. 70-86.

164. Управление трансграничным бассейном Днепра: суббассейн реки Припяти: монография / под ред. А. Г. Ободовского, А. П. Станкевича и С. А. Афанасьева. Киев : Кафедра, 2012. 448 с.

165. Устойчивые популяции обыкновенного пескаря (*Gobio gobio*) в условиях теплового загрязнения / Никифоров-Никишин и др. *Символ науки*. 2016. № 2, Ч. 1. С. 42–43.

166. Фальфушинская Г И. Сравнительное изучение влияния меди и марганца на состав металлов в тканях карася и их металлотионеинах в зависимости от исходных условий существования популяции: адаптация и токсичность. *Вода : Химия и Экология*. 2011. № 6. С. 46–55.

167. Фауна України. В 40 т. Т. 8. Риби. Вип. 2. Коропові. Част. 1. Плітка, ялець, голянь, краснопірка, амур, білизна, верховка, лин, чебачок амурський, підуст, пічкур, марена / Мовчан Ю. В., Смірнов А. І. Київ : Наукова думка, 1981. 423 с.

168. Фауна України. В 40 т. Т. 8. Риби. Вип. 2. Коропові. Част. 2. Шемая, верховодка, бистрянкa, плоскирка, абраміс, рибець, чехоня, гірчак, карась, короп, гіпофталмїхтис, аристїхтис / Мовчан Ю. В., Смірнов А. І. Київ : Наукова думка, 1983. 360 с.

169. Фауна України. В 40 т. Т. 8. Риби. Вип. 4. Окунеподібні (окуневидні, губаньовидні, драконовидні, собачковидні, піщанковидні, ліровидні, скумбрієвидні) // Щербуха А. Я. Київ : Наукова думка, 1982. 380 с.

170. Фауна Украины. В 40 т. Т. 8. Рыбы. Вып. 3. Вьюновые, сомовые, икталуровые, пресноводные угри, конгеровые, саргановые, тресковые, колюшковые, игловые, гамбузиевые, зеусовые, сфиреновые, кефалевые, атериновые, ошибневые / Мовчан Ю. В. Киев : Наукова думка, 1988. 366 с.

171. Федоненко О. В. Вплив антропогенних факторів на стан промислової іхтіофауни Запорізького водосховища : автореф. дис. на здобуття наук. ступ. докт. біол. наук : 03.00.16. Одеса, 2010. 34 с.

172. Фролова Л. А. Распространение *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel, 1846) (Cyprinidae) за пределами автохтонного ареала и способствующие ему факторы. *Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга* : тез. 11 междунар. симпоз. по биоиндикаторам. Сыктывкар, 2001. С. 197.

173. Хоффманн М., Раков В. Определение экологического состояния малых рек в черте г. Киева в соответствии с европейской водной рамочной директивой (WFD). *Гидробиологический журнал*. 2006 Т. 42, № 5. С. 46–56.

174. Хочачка П., Сомеро Дж. Биохимическая адаптация. Москва : Мир, 1988. 568 с.

175. Цепкин Е. А., Соколов Л. И. 1998. Об интенсивном расселении девятииглой колюшки *Pungitius pungitius* (L.) в бассейне Москвы-реки. *Вестник МГУ. Сер. 16. Биология*. № 3. С. 37–39.

176. Чугунова Н. И. Руководство по изучению возраста и роста рыб. Москва : Из-во АН СССР, 1959. 164 с.

177. Чужеродные виды элодея канадская *Elodea canadensis* Michx. и ротан-головешка *Perccottus glenii* Dyb. в экосистеме озера Карасиное // Матафонов Д. В. и др. *Принципы и способы сохранения биоразнообразия* : материалы III Всероссийской научной конференции / Йошкар-Ола : Пущино, 2008. С. 263–264.

178. Эколого-санитарное состояние р. Лыбеди / Шевцова Л. В. и др. *Гидробиологический журнал*. 2000. Т. 36, № 5. С. 34–43.
179. Экспансия амурского чебачка *Pseudorasbora parva* (Cypriniformes, Cyprinidae) в водоёмы Евразии // Карабанов Д. П. и др. *Вестник зоологии*. 2010. Т. 44. №. 2. С. 115–124.
180. Янкова Н. В. Эколого-морфологические особенности диплоидно-триплоидных комплексов серебряного карася *Carasius auratus gibelio* (Bloch) на примере озер междуречья Тобол-Тавда: Автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. биол. наук : 03.00.16. Тюмень, 2006. 22 с.
181. Adams S. M. Assessing cause and effect of multiple stressors on marine system. *Marine Pollution Bulletin*. 2005. Vol. 51 (8–12). P. 649–657.
182. Allan J. D. Stream ecology, structure, and function of running waters. London : Chapman and hall, 1995. 388 p.
183. Anderson T, Forlin L, Hardig J. Larsson A. Physiological disturbances in fish living in coastal water polluted with bleached Kraft pulp mill effluents. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1988. Vol. 45, Iss. 9. P. 1525–1536.
184. Arscott D. B., Keller B., Tockner K., Ward J. V. Habitat Structure and Trichoptera Diversity in Two Headwater Flood Plains, N. E. Italy. *International Review of Hydrobiology*. 2003. Vol. 88. Iss. 3–4. P. 255–273.
185. Askey P. J., Hogberg L. K., Post J. R., Jackson L. J., Rhodes T., Thompson M. S. Spatial patterns in fish biomass and relative trophic level abundance in a wastewater enriched river. *Ecology of Freshwater Fish*. 2007. Vol. 16. P. 343–353.
186. Bahlo K. Die Fischfauna der Fließgewässer des Landkreises Gifhorn (Niedersachsen). *Braunschweiger Naturkundliche Schriften*. 1991. Vol. 3, N 4. P. 1005–1020.
187. Bury N. R., Walker P. A., Glover C. N. Nutritive metal uptake in teleost fish. *Journal of Experimental Biology*. 2003. Vol. 206, N 1. P. 11–23.
188. Carpentier A., Paillisson J. M., Marion L., Feunteun E., Baisez A., Rigaud C. Trends of a bitterling (*Rhodeus sericeus*) population in a man-made ditch network. *Comptes Rendus Biologies*. 2003. Vol. 326, Suppl. 1. P. 166–173.

189. Copp G. H., Vilizzi L., Gozlan R. E. Fish movements: the introduction pathway for topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* and other non-native fishes in the UK. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 2010. Vol. 20 N 3. P. 269–273.
190. Cowx, I. G. The reproductive tactics of roach, *Rutilus rutilus* (L.) and dace, *Leuciscus leuciscus* (L.) populations in the Rivers Exe and Culm, England. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*. 1990. Vol. 37, N 1–2. P. 193–208.
191. Day D. M., Sallee R. D., Bertrand B. A., Anderson R. V. Changes in goldfish abundance in the upper Mississippi River: Effects of a drought. *Journal of Freshwater Ecology*. 1996. Vol. 11, N. 3, P. 351–361.
192. Dgebuadze Yu. Yu. The role of land/inland water ecotones in fish ecology on the basis of Russian research – a review. *Ecohydrology & Hydrobiology*. 2001. N 1. P. 229–237.
193. Diamantino T. C., Almeida E., Soares A. M., Guilhermino V. M. Lactate dehydrogenase activity – an effective parameter in aquatic toxicity tests. *Chemosphere*. 2001. Vol. 45. P. 553–560.
194. Frischknecht M. The breeding colouration of male three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) as an indicator of energy investment in vigour. *Evolutionary Ecology*. 1993. Vol. 7, P. 439–450.
195. Galloway T. Biomarkers in environmental and human health risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*. 2006. Vol. 53 (10–12). P. 606–613.
196. Giller P. S., Malmqvist B. The Biology of Streams and Rivers. Oxford : Oxford University Press, 1998. 296 p.
197. Grabowska J., Grabowski M., Pietraszewski D., Gmur J. Non-selective predator – the versatile diet of Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in the Vistula River (Poland), a newly invaded ecosystem. *Journal of Applied Ichthyology*. 2009. Vol. 25 (4). P. 451–459.
198. Halls A. S., Welcomme R. L. Dynamics of river fish populations in response to hydrological conditions: a simulation study. *River Research and Applications*. 2005. Vol. 20. Iss. 8. P. 985–1000.

199. Hoogenboezem W. On the feeding of the biology of the bream (*Abramis brama*). *Netherlands Journal of Zoology*. 2000. Vol. 50 (2). P. 225–232.
200. Jansen W., Kappus B., Böhmer J. Fish diets and densities of benthos upstream and downstream of a man-made barrier on the Glems River, Baden-Württemberg, Germany. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*. 1996. Vol. 43, № 2. P. 225–244.
201. Jurajda P., Reichard M., Smith C. Immediate Impact of an Extensive Summer Flood on the Adult Fish Assemblage of a Channelized Lowland River. *Journal of Freshwater Ecology*. 2006. Vol. 21 (3). P. 493–501.
202. Knapen D., Bervoets L., Verheyen E., Blust R. Resistance to water pollution in natural gudgeon (*Gobio gobio*) populations may be due to genetic adaptation. *Aquatic Toxicology*. 2004. Vol. 67, Iss. 2. P. 155–165.
203. Knaepkens G., Baekelandt K., Eens M. Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. *Ecology of Freshwater Fish*. 2005. Vol. 15, № 1. P. 20–29.
204. Koščo J., Manko P., Miklisová D., Košuthová L. Feeding ecology of invasive *Perccottus glenii* (Perciformes, Odontobutidae) in Slovakia. *Czech Journal of Animal Sciences*. 2008. Vol. 53, № 1. P. 479–486.
205. Kotwicki S. Food of stickleback in spring months. *Stud. and Mater. Oceanol. Mar. Pollut. Pol. Acad. Sci*. 1993. Vol. 3. P. 273–281.
206. Kudrenko S., Kvach Y. Diet composition of two gobiid species in the Khadzhibey Estuary (North-Western Black Sea, Ukraine). *Acta universitatis Nicolai Copernici, Limnological Papers*. 2005. N 24. P. 61–68.
207. Lachance S., Fitzgerald G. Parental care tactics of three-spined sticklebacks living in a harsh environment. *Behavioral Ecology*. 1992. Vol. 3 (4). P. 360–366.
208. Lowe T. E., Wells R. M. G. Exercise challenge in Antarctic fishes: Do haematology and muscle metabolite levels limit swimming performance? *Polar Biology*. 1997. Vol. 17. P. 211–218.

209. Lowry J. O. H., Rosenbrough N. J., Farr A. L., Randal R. J. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *The Journal of Biological Chemistry*. 1951. Vol. 193, N 1. P. 265–275.
210. Marić D. Feeding of *Carassius auratus gibelio* (Bloch) in Skadar lake (Montenegro) and competitive relations with autochthonous cyprinid species. *The Montenegrin Academy of Sciences and Arts*, 2000. Vol. 13. P. 237–258.
211. Martyniak A., Girtler K., Adamek Z. Food biology of roach (*Rutilus rutilus*) in the Pierzchaly reservoir (Poland). *Folia Zoologica*. 1991. Vol. 40, N 4. P. 377–384.
212. Molina R., Moreno I., Pichardo S. et al. Acid and alkaline phosphatase activities and pathological changes induced in Tilapia fish (*Oreochromis sp.*) exposed subchronically to microcystins from toxic cyanobacterial blooms under laboratory conditions. *Toxicon*. 2005. Vol. 46 (7). P. 725–735.
213. Nastova-Gjorgjioska R., Kostov V., Georgiev S. Nutrition of chub *Leuciscus cephalus* (Linnaeus, 1758) from river Babuna. *Ribarstvo*. 1997. Vol. 55, N 2, P. 53–65.
214. Przybylski M. The diel feeding pattern of bitterling, *Rhodeus sericeus amarus* (Bloch), in the Wieprz-Krzna Canal, Poland. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*. 1996. Vol. 43, N 2. P. 203–212.
215. Rajamanickam V., Muthuswamy N. Effect of heavy metals induced toxicity on metabolic biomarkers in common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Mj. Intern. J. Sci. Tech*. 2008. Vol. 2, N 1. P. 192–200.
216. Romanenko V. D., Medovnik D. V. Species Composition and Ecological Characteristics of the Fish Fauna of Small Rivers of Urban Territories. *J. Hydrobiological*. 2017. Vol. 53, N 6. P. 3–11.
217. Shea C. P., Peterson J. T. An evaluation of the relative influence of habitat complexity and habitat stability on fish assemblage structure in unregulated and regulated reaches of a large southeastern warmwater stream. *Transactions of the American Fisheries Society*. 2007. Vol. 136 (4). P. 943–958.
218. Tarkan A. S., Gaygusuz Ö., Gaygusuz Ç. G., Saç G., Copp G. H. Circumstantial evidence of gibel carp, *Carassius gibelio*, reproductive competition

exerted on native fish species in a mesotrophic reservoir. *Fisheries Management and Ecology*. 2012. Vol. 19, N 2. P. 167–177.

219. Tockner K., Schiemer F., Baumgartner C., Kum G., Weigand E., Zweimuller I., Ward J. V. The Danube restoration project: species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. *Regulated Rivers: Research and Management*. 1999. Vol. 15. P. 245–258.

220. Vetemaa M., Eschbaum R., Albert A., Saat T. Distribution, sex ratio and growth of *Carassius gibelio* (Bloch) in coastal and inland waters of Estonia (North-Eastern Baltic Sea). *Journal of Applied Ichthyology*. 2005. Vol. 21, N 4. P. 287–291.

221. Záhorská E., Kováč V., Reproductive parameters of invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel, 1846) from Slovakia. *Journal of Applied Ichthyology*. 2009. Vol. 25. Iss. 4. P. 466–469.