

OLES HONCHAR DNIPRO NATIONAL UNIVERSITY (UKRAINE)
«TELEPRESINFORM» AGENCY (UKRAINE)
CORDOBA UNIVERSITY (SPAIN)
SCIENTIFIC COUNCIL FOR SOIL SCIENCE ISSUES
OF NAS OF UKRAINE (UKRAINE)

WITH THE ASSISTANCE OF:
RESEARCH AND TRAINING CENTER OF O. HONCHAR DNU –
A. L. BELGARD PRYSAMARYA BIOSPHERIC STATION

ECOLOGY AND NOOSPHEROLOGY

Vol. 28 2017
no. 3–4

Scientific Journal
Founded in 1995

www.uenj.cv.ua

Kyiv – Dnipro
2017

EDITORIAL BOARD:

N. V. Polyakov (Editor-in-Chief); *J. M. Recio Espejo* (Associate Editor); *J. G. Ray* (Associate Editor); *K. M. Sytnik* (Associate Editor); *V. G. Radchenko* (Associate Editor); *V. V. Morguun* (Associate Editor); *A. V. Bogovin* (Associate Editor); *V. M. Petrenko* (Associate Editor); *V. A. Nikorych* (Associate Editor); *V. A. Gorban* (Managing Editor); *N. A. Bilova*; *M. K. Chartko*; *Yu. M. Chornobai*; *S. G. Chorny*; *Ya. P. Diduh*; *O. Z. Glukhov*; *F. Gurbuz*; *A. V. Elska*; *I. G. Emelyanov*; *A. V. Ivashov*; *V. V. Khutoryj*; *I. Yu. Kostikov*; *N. R. Korpeyev*; *S. S. Kostyshin*; *A. A. Kotchubey*; *I. A. Mal'tseva*; *M. D. Mel'nychuk*; *S. L. Mosyakin*; *Ya. I. Movchan*; *L. P. Mytsyk*; *E. Nevo*; *V. V. Nykyforov*; *V. I. Parpan*; *V. D. Romanenko*; *S. S. Rudenko*; *V. V. Shvartau*; *Yu. R. Shelyag-Sosonko*; *Gu Siyu*; *S. Skiba*; *O. O. Sozynov*; *P. C. Srivastava*; *E. Strbova*; *I. V. Tsarik*; *N. N. Tsvetkova*; *S. P. Wasser*; *Yu. P. Zaytsev*; *V. M. Zverkovsky*.

FOREIGN MEMBERS OF EDITORIAL BOARD:

J. G. Ray (Associate Editor); *J. M. Recio Espejo* (Associate Editor); *M. K. Chartko*; *F. Gurbuz*; *N. R. Korpeyev*; *E. Nevo*; *Gu Siyu*; *S. Skiba*; *P. C. Srivastava*; *E. Strbova*.

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

Чл.-кор. НАНУ, д-р фіз.-мат. наук **М. В. Поляков** (голов. редактор); акад. УЕАН, д-р біол. наук **J. M. Recio Espejo** (заст. голов. редактора, Іспанія); акад. УЕАН, д-р біол. наук **J. G. Ray** (заст. голов. редактора, Індія); акад. НАНУ, д-р біол. наук **К. М. Ситник** (заст. голов. редактора); акад. НАНУ, д-р біол. наук **В. Г. Радченко** (заст. голов. редактора); канд. біол. наук **В. А. Нікорич** (заст. голов. редактора); акад. НАНУ, д-р біол. наук **В. В. Морзун** (наук. редактор); д-р біол. наук **А. В. Бозовін** (наук. редактор); канд. іст. наук **В. М. Петренко** (наук. редактор); канд. біол. наук **В. А. Горбань** (відп. секретар); д-р біол. наук **Н. А. Білова**; чл.-кор. НАНУ, д-р біол. наук **С. П. Вассер**; чл.-кор. НАНУ, д-р біол. наук **О. З. Глухов**; д-р біол. наук **Gu Siyu** (Китай); д-р біол. наук **F. Gurbuz** (Туреччина); чл.-кор. НАНУ, д-р біол. наук **Я. П. Дідух**; чл.-кор. НАНУ, д-р біол. наук **І. Г. Ємельянов**; акад. НАНУ, д-р біол. наук **Г. В. Єльська**; акад. НАНУ, д-р біол. наук **Ю. П. Зайцев**; д-р біол. наук **В. М. Зверковський**; д-р біол. наук **А. В. Івашов**; акад. АН Туркменістану, д-р біол. наук **Н. Р. Корпсєв** (Туркменістан); д-р біол. наук **І. Ю. Костіков**; д-р біол. наук **С. С. Костишин**; д-р фіз.-мат. наук **О. О. Кочубей**; д-р біол. наук **І. А. Мальцева**; акад. НААНУ, д-р біол. наук **М. Д. Мельничук**; д-р біол. наук **Л. П. Мицик**; д-р біол. наук **Я. І. Мовчан**; чл.-кор. НАНУ, д-р біол. наук **С. Л. Мосякін**; акад. НАНУ, д-р біол. наук **Е. Nevo** (Ізраїль); д-р біол. наук **В. В. Нікифоров**; д-р біол. наук **В. І. Парпан**; акад. НАНУ, д-р біол. наук **В. Д. Романенко**; д-р біол. наук **С. С. Руденко**; д-р біол. наук **С. Скіба** (Польща); акад. НАНУ, акад. НААНУ, д-р с.-г. наук **О. О. Созінов**; д-р біол. наук **Р. С. Srivastava** (Індія); канд. техн. наук **В. В. Хутормий**; д-р біол. наук **Й. В. Царик**; д-р біол. наук **Н. М. Цветкова**; д-р геогр. наук **М. К. Чертко** (Білорусь); д-р с.-г. наук **С. Г. Чорний**; д-р біол. наук **Ю. М. Чорнобай**; чл.-кор. НАНУ, д-р біол. наук **В. В. Швартау**; акад. НАНУ, д-р біол. наук **Ю. Р. Шеляг-Сосонко**; канд. біол. наук **Е. Штрбова** (Словаччина).

ІНОЗЕМНІ ЧЛЕНИ РЕДАКЦІЙНОЇ КОЛЕГІЇ:

Акад. УЕАН, д-р біол. наук **J. M. Recio Espejo** (Іспанія); акад. УЕАН, д-р біол. наук **J. G. Ray** (Індія); д-р біол. наук **Gu Siyu** (Китай); д-р біол. наук **F. Gurbuz** (Туреччина); акад. АН Туркменістану, д-р біол. наук **Н. Р. Корпсєв** (Туркменістан); акад. НАНУ, д-р біол. наук **Е. Nevo** (Ізраїль); д-р біол. наук **С. Скіба** (Польща); д-р біол. наук **Р. С. Srivastava** (Індія); д-р геогр. наук **М. К. Чертко** (Білорусь); канд. біол. наук **Е. Штрбова** (Словаччина).

*Рекомендовано до друку Вченою радою
Дніпропетровського національного університету ім. О. Гончара
(протокол № 8 від 22.12.2016 р.)*

Адреса редколлегии: Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара, просп. Гагаріна, 72, м. Дніпро, Україна, 49010; ТОВ «Агентство «Телепресінформ», вул. Івана Кудрі, 26, м. Київ, Україна; *Телефони:* (056) 792-78-82, (0562) 76-83-81. *Web-сторінка:* www.uenj.cv.ua. *E-mail:* ecologgrunt@yahoo.com

© Дніпровський національний університет ім. О. Гончара, 2017
© ТОВ «Агентство «Телепресінформ», 2017

TABLE OF CONTENTS

CONSORT CONNECTION RESEARCH

- Lavrov V. V., Blinkova O. I., Ivanenko O. M., Polyschuk Z. V.* Changes in consortial links of aphyllophoroid fungi and *Quercus robur* L. in the recreational forests of the green zone of city 5

HYDROECOLOGICAL RESEARCH

- Shugurov O. O., Strigina T. A.* The current level of β -radioactivity in the Zaporizhzhya storage lake 21
- Mykitchak T. I.* Transformation of ecosystems glacial lakes in Ukrainian Carpathians 28

RESEARCH OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION

- Marenkov O. N., Holoborodko K. K., Voronkova Yu. S., Gorban V. A.* Features of histological adaptation of Marbled crayfish *Procambarus fallax f. virginalis* (Decapoda) to the different concentration of cadmium ions in model experiment 37
- Melnychuk S. S., Trokhymenko G. G.* Peculiarities of migration and accumulation of heavy metals in the system «ground-plant» by the example of the National natural park «Beloberezhye Svyatoslava» 45

ECOLOGICAL MODELING

- Cherlinka V. R.* Variations in the predictive efficiency of soil maps depending on the methods of constructing training samples of predicative algorithms 55

REVIEWS

- Bilova N. A.* Bogovin A. V., Ptashnik M. M., Dudnik S. V. Restoration of productive, environmentally stable grass biogeocenoses on anthropo-transformed foodophotopes. – Kyiv: Center for Educational Literature, 2017. – 356 p. 72
- Severynovska O. V., Kyrychenko S. V.* «Biological and bioorganic chemistry». 2 Vol. Vol. 1 «Molecular organization of living matter. Metabolisms and bioenergetics». Vol. 2 «Biochemical aspects of molecular biology and intercellular communications» [textbook] / L. I. Ostapchenko, V. K. Rybalchenko. – Kyiv: Publishing House of «Kyiv University». Vol. 1, 2014. – 1044 p.; Vol. 2, 2015. – 918 p. 78
- Bilova N. A., Chornaya V. I.* «Agrophytocenology: aspects of theory, methodology and related sciences» [Monograph] / V. I. Shanda, E. O. Yevtushenko, N. V. Voroshilova, Y. V. Malenko; Sciences Editor Y. I. Gritsan; Public Higher Education Institution «Kryvyi Rih State Pedagogical University». – Kryvyi Rih: Publisher Sole Proprietor Chernyavsky D.O., 2017. – 216 p. 82

- TO AUTHORS' ATTENTION** 90

З М І С Т

ДОСЛІДЖЕННЯ КОНСОРТИВНИХ ЗВ'ЯЗКІВ

- Лавров В. В., Блінкова О. І., Іваненко О. М., Поліщук З. В.** Зміни консортивних зв'язків афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у рекреаційно-оздоровчих лісах зеленої зони м. Умані 5

ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ

- Шугуров О. О., Стрыгина Т. А.** Современный уровень β -радиоактивности в Запорожском водохранилище 21
- Микитчак Т. І.** Трансформація екосистем льодовикових озер Українських Карпат 28

ДОСЛІДЖЕННЯ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

- Маренков О. М., Голобородько К. К., Воронкова Ю. С., Горбань В. А.** Особливості гістологічної адаптації мармурових раків *Procambarus fallax f. virginalis* (Decapoda) до різних концентрацій кадмію в умовах модельного експерименту 37
- Мельничук С. С., Трохименко Г. Г.** Особливості міграції та акумуляції важких металів у системі «грунт – рослина» на прикладі Національного природного парку «Білобережжя Святослава» 45

ЕКОЛОГІЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ

- Черлінка В. Р.** Варіації прогновної ефективності ґрунтових карт залежно від способів побудови навчальних вибірок предикативних алгоритмів 55

РЕЦЕНЗІЇ

- Білова Н. А.** Боговін А. В., Пташнік М. М., Дудник С. В. Відновлення продуктивних, екологічно стійких трав'янистих біогеоценозів на антропотрансформованих едафотопях. – К.: Центр учбової літератури, 2017. – 356 с. 72
- Севериновська О. В., Кириченко С. В.** «Біологічна та біоорганічна хімія: підручник». У 2 т. Т. 1 «Молекулярна організація живого. Метаболізм та біоенергетика». Т. 2 «Біохімічні основи молекулярної біології, міжклітинних комунікацій і регуляторних систем» / Л. І. Остапченко, В. К. Рибальченко. – К.: ВПЦ «Київський університет». Т. 1, 2014. – 1044 с.; Т. 2, 2015. – 918 с. 78
- Білова Н. А., Чорна В. І.** «Агрофітоценологія: аспекти теорії, методології та суміжних наук»: монографія / В. І. Шанда, Е. О. Євтушенко, Н. В. Ворошилова, Я. В. Маленко; наук. редактор Ю. І. Грицан: ДВНЗ «Криворізький державний педагогічний університет». – Кривий Ріг: видавець ФОП Чернявський Д.О., 2017. – 216 с. 82

ДО УВАГИ АВТОРІВ 91

CONSORT CONNECTION RESEARCH



V. V. Lavrov¹✉
O. I. Blinkova²
O. M. Ivanenko³
Z. V. Polyschuk¹

Dr. Sci. (Agri.), Professor
Cand. Sci. (Biol.), Sen. Res. Sci.

UDK 504.06:630.22:630.18

¹*Bila Tserkva National Agrarian University,
Soborna square, 8/1, Bila Tserkva, Kyiv region, Ukraine, 09100*

²*National University of Life and Environmental Sciences
of Ukraine, Heroyiv Oborony st., 15, Kyiv, Ukraine, 03041*

³*Institute for Evolutionary Ecology NAS of Ukraine,
Lebedeva str., 37, Kyiv, Ukraine, 03143*

CHANGES IN CONSORTIAL LINKS OF APHYLLOPHOROID FUNGI AND *QUERCUS ROBUR* L. IN THE RECREATIONAL FORESTS OF THE GREEN ZONE OF THE CITY

Abstract. Recreational degradation of forest ecosystems of the green zone of the town Uman was described on the example of the forest array «Belogrudivska Dacha». The vitality and health conditions of *Quercus robur* L. and species, systematic, trophic, spatial compositions of xylotrophic fungi were investigated. Changes in the compositions of xylotrophic fungi and *Q. robur* were indicated an intensification of degradation processes in fresh maple oak. However, the entwinement between the development and distribution of xylotrophic fungi with the degree of damage and drying of trees, the intensity of recreational load did not found. This effect was indirect. The consorts links of *Q. robur* and xylotrophic fungi essentially depend on the amount of available substrate and evaporation from the soil surface, density of canopy, the projective coverage of herb stratum, in general, the forestry and mensurational characteristics of the stands. These components determine the development of forest ecosystems, the formation of myco-horizons of trees, the rate of accumulation of wood of various categories of substrates, which favorable for the settlement and development of xylotrophic fungi, certain levels of organization of consorts. The deterioration of the conditions of growth and development of *Q. robur* in fresh maple oak, drying and degradation of canopy cause changes in the composition of the consorts of these trees and xylotrophic fungi due to violation of the conditions of the forest environment, changes in the quantitative and qualitative characteristics of the substrates, their distribution in time and space. Recreational impact was essentially neutralized due to the complex composition and large buffer capacity of the forest ecosystem, a large number of mechanisms for its sustainability, and the ability to quickly restore degraded elements and links of the forest. Highly productive young and medieval medium-attractive woodlands of *Q. robur* of recreational forests of the woodland part of the green zone of city Uman, affected a moderate and medium recreational impact. The territory of the tract has the first (75 %) and second (25 %) stage of recreational degradation. This was primarily due to the close location of the city, suburban villages, main transport networks and the availability of forest for the population. Species diversity of

✉ Tel.: +3804563-5-10-26. E-mail: vitaliy.lavrov@gmail.com

DOI: 10.15421/031711

ISSN 1726-1112. Ecology and noospherology. 2017. Vol. 28, no. 3–4

5

investigated fungi in all experimental plots acquired rather high values. Such indicators testified to the stability of xylomycocenosis to the existing recreational impact, unlike other, more vulnerable structural and functional components of the forest ecosystem: herb stratum, underbrush, undergrowth, soil surface. At all studied experimental plots of the tract, the best development of xylomycobiota was in the trees of the highest Kraft classes. According to the state categories in the investigated plots, weakened and strongly weakened trees were prevailed, in which the maximum number of species and findings of fungi was detected. The findings of xylophilic fungi on the recently dead stands was minimal. The analysis of the vegetation under ombroregime has shown that subaridophytes and subomorphytes were predominated. In the medium- and low-transformed experimental plots, the magnitude of the ecological amplitude under ombroregime is slightly higher than that of the highly transformed experimental plot. This indicates a greater evaporation from the surface of the soil with an increase in the degree of recreational transformation. A significant change in the forest environment and substratum fund due to the intense degradation of the ecosystem may limit the development and spread of xylophilic fungi.

Keywords: recreational forests, *Quercus robur* L., aphylloporoid fungi, consortial links, recreational transformation.

УДК 504.06:630.22:630.18

В. В. Лавров¹

д-р с.-х. наук, проф.

Е. И. Блинкова²

канд. биол. наук, ст. науч. сотр.

А. Н. Иваненко³

З. В. Полищук¹

¹Белоцерковский национальный аграрный университет,
Соборная площадь, 8/1, г. Белая Церковь, Киевская область, Украина, 09100,
тел.: +3804563-5-10-26, e-mail: vitaliy.lavrov@gmail.com

²Национальный университет биоресурсов и природопользования Украины,
ул. Героев обороны, 15, г. Киев, Украина, 03041

³Институт эволюционной экологии НАН Украины,
ул. Ак. Лебедева, 37, г. Киев, Украина, 03143

ИЗМЕНЕНИЯ КОНСОРТИВНЫХ СВЯЗЕЙ АФИЛОФОРОИДНЫХ ГРИБОВ И *QUERCUS ROBUR* L. В РЕКРЕАЦИОННО-ОЗДОРОВИТЕЛЬНЫХ ЛЕСАХ ЗЕЛЕННОЙ ЗОНЫ г. УМАНИ

Аннотация. На примере лесного массива «Белогрудовская дача» охарактеризована рекреационная деградация лесных экосистем зеленой зоны г. Умани. Исследовано виталитетную, санитарную структуры высокопродуктивных молодых и средневозрастных *Quercus robur* L. и видовую, систематическую, трофическую, пространственную структуры афилофороидных грибов. Изменения в структурах этих грибов и *Q. robur* свидетельствуют об активизации процессов деградации в свежей кленовой дубраве. Территория исследования характеризуется первой и второй стадией рекреационной дигрессии. Это обусловлено близким расположением к городу, пригородным селам, основным транспортным сетям и доступностью леса для населения. Однако тесных связей развития и распространения афилофороидных грибов со степенью повреждения и усыхания деревьев, интенсивностью рекреационной нагрузки обнаружить не удастся, поскольку это влияние является косвенным. Анализ трофической структуры показал, что доминируют эвритрофы II порядка на листовенных деревьях. Видовое разнообразие исследованных грибов приобретает высокие значения. Выяснено, что консортивные связи *Q. robur* и ксилотрофов существенно зависят от количества доступного субстрата и испаряемости с поверхности почвы, сомкнутости древесного яруса, проективного покрытия травяного яруса и в целом лесотаксационных характеристик древостоев, которые определяют развитие лесной экосистемы, формирование микогоризонтов древостоев, темпы накопления древесины различных категорий субстратов, благоприятных для заселения и развития ксилотрофов, определенных уровней организации консорций.

Ключевые слова: рекреационно-оздоровительные леса, *Quercus robur* L., афилофороидные грибы, консорты, рекреационная трансформация.

¹Білоцерківський національний аграрний університет,
Соборна площа, 8/1, м. Біла Церква, Київська область, Україна, 09100
тел.: +3804563-5-10-26, e-mail: vitaliy.lavrov@gmail.com

²Національний університет біоресурсів і природокористування України,
вул. Героїв оборони, 15, м. Київ, Україна, 03041

³Інститут еволюційної екології НАН України,
вул. Ак. Лебедєва, 37, м. Київ, Україна, 03143

ЗМІНИ КОНСОРТИВНИХ ЗВ'ЯЗКІВ АФІЛОФОРОЇДНИХ ГРИБІВ ТА QUERCUS ROBUR L. У РЕКРЕАЦІЙНО-ОЗДОРОВЧИХ ЛІСАХ ЗЕЛЕНОЇ ЗОНИ м. УМАНІ

Анотація. На прикладі лісового масиву «Білогрудівська дача» охарактеризовано рекреаційну деградацію лісових екосистем зеленої зони м. Умані. Досліджено віталітетну, санітарну структури високопродуктивних молодих і середньовікових *Quercus robur* L. і видову, систематичну, трофічну, просторову структури афілофороїдних грибів. Зміни у структурах цих грибів та *Q. robur* свідчать про активізацію процесів деградації у свіжій кленовій діброві. Територія дослідження характеризується першою та другою стадією рекреаційної дигресії. Це зумовлено близьким розташуванням до міста, приміських сіл, основних транспортних мереж та доступністю лісу для населення. Проте тісних зв'язків розвитку і поширення афілофороїдних грибів зі ступенем пошкодження і всихання дерев, інтенсивністю рекреаційного навантаження виявити не вдається, оскільки цей вплив є опосередкованим. Аналіз трофічної структури показав, що домінують евритрофи II порядку на листових деревах. Видове різноманіття досліджених грибів набуває високих значень. З'ясовано, що консортивні зв'язки *Q. robur* та ксилотрофів істотно залежать від кількості доступного субстрату і випаровуваності з поверхні ґрунту, зімкнутості деревних наметів, проективного покриття трав'яного ярусу і загалом лісівничо-таксаційних характеристик деревостанів, які в цілому визначають розвиток лісової екосистеми, формування мікогоризонтів деревостанів, темпи накопичення деревини різних категорій субстратів, сприятливих для заселення і розвитку ксилотрофів, певних рівнів організації консорцій.

Ключові слова: рекреаційно-оздоровчі ліси, *Quercus robur* L., афілофороїдні гриби, консорти, рекреаційна трансформація.

ВСТУП

Лісові екосистеми відіграють визначальну роль у підтриманні стабільності ландшафтної сфери та істотно впливають на клімат планети (Ріо-1992). Вони запобігають деградації основних складових території – рослинності, фауни, води, ґрунтів, повітря (Мігунова, 2010). У структурі урбанізованих ландшафтів зелені насадження, особливо рекреаційно-оздоровчого і захисного призначення, відіграють важливу роль буферних і регулюючих елементів щодо поширення та зниження негативного впливу антропогенних чинників. Проте за недостатнього регулювання природокористування лісові екосистеми зелених зон зазнають негативного впливу. Серед комплексу відомих урбаністичних чинників значної уваги заслуговує рекреаційний вплив (Lavrov et al., 2015A, 2015B, 2016; Polyakov and Plugatar, 2009).

Для пізнання біотичного різноманіття певних екосистем актуальними є дослідження консортивних зв'язків як специфічних екологічних явищ (Tsaryk and Tsaryk, 2002). У лісових екосистемах варто особливо виділити консорції деревних рослин та дереворуйнівних грибів, оскільки найважливішою функціональною роллю ксилотрофічного комплексу, зокрема афілофороїдних грибів, в екосистемі є регулювання структур фітоценозів у процесі їх сукцесійного руху до стану найбільшої

збалансованості всіх його ценотичних структур (Arefev, 2010; Blinkova and Ivanenko, 2014, 2016). Ксилотрофні гриби, редуценти органічної речовини, є ключовими елементами лісових екосистем, оскільки визначають інтенсивність колообігу речовин і хімічних елементів (Boddy and Watkinson, 1995; Hättenschwiler et al., 2005; Baldrian and Lindahl, 2011). Як відомо, абіотичні екологічні чинники суттєво впливають на видову, таксономічну, трофічну, просторову, екологічну структури ксилотрофних грибів (Blinkova and Ivanenko, 2013, 2014; Lavrov et al., 2016). Цей гетеротрофний еволюційний механізм кількісно і якісно поєднує різні процеси ослаблення дерев, ураження деревостанів, накопичення деревного відпаду і швидкість його розкладання грибами в цілісний збалансований процес, який відображає відповідні структурні та динамічні характеристики лісової екосистеми (Arefev, 2010; Blinkova and Ivanenko, 2014, 2016; Storozhenko, 2007). Урахування трансформації консортивних зв'язків «дерева – ксилотрофи» у поглибленні знань про антропогенні зміни стану, продуктивності і розвитку лісових екосистем, виконання ними цільових функцій знаходиться на початковому етапі.

Зазначені питання особливо актуальні в лісах зелених зон навколо міст, які займають майже 15 % площі лісового фонду України і знаходяться під інтенсивним рекреаційним навантаженням. Це спричиняє прискорення всихання едіфікаторів, зміну породного складу, структури та форми деревостанів, консортивних зв'язків та їх функціональних властивостей, порушує цілісність лісових масивів (Blinkova and Ivanenko, 2016; Lavrov et al., 2015A, 2015B, 2016). Серед деревних рослин варто зосередити увагу на головній лісоутворювальній породі – *Quercus robur* L., яка займає майже 27,5 % від площі лісів України (<http://dklg.kmu.gov.ua>), та її консортах, афілофороїдних грибах.

Мета роботи – охарактеризувати зміни консортивних зв'язків афілофороїдних грибів та *Q. robur* у лісах зеленої зони м. Умані, що зазнають рекреаційного впливу.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Місто обласного значення Умань, що на Черкащині, має площу 4787 га і розташоване на Придніпровській височині, де зливаються річки Кам'янка і Уманка, які відносяться до басейну Південного Бугу. Згідно з даними лісовпорядкування (2004 р.; матеріали Уманського національного університету садівництва) рельєф Уманського району рівнинний, місцями розчленований долинами і ярами, є виходи на денну поверхню кристалічних порід. Лісорослинні умови сприятливі. Серед лісової рослинності переважають середньовікові мішані дубові та ясеневі насадження I класу бонітету, що зростають у найпоширенішому типі лісу – свіжій грабовій діброві. До складу деревостанів входять також *Carpinus betulus* L., *Acer platanoides* L., *Acer campestre* L., *Populus nigra* L., *Populus alba* L., *Tilia cordata* Mill., *Pinus sylvestris* L. та інші види. Чагарникові фітоценози та яруси лісів формують: *Corylus avellana* L., *Elaeagnus angustifolia* L., *Euonymus verrucosa* Scop., *Cornus mas* L., *Viburnum opulus* L., *Hippophae rhamnoides* L., *Berberis vulgaris* L., *Crataegus oxyacantha* L.

Серед лісових масивів лісопаркової, приміської частини зеленої зони міста, що збереглися після фрагментації лісового покриву внаслідок активної господарської діяльності в минулому, характерним щодо рекреаційної дигресії є Білогрудівський ліс. У свій час він з'єднувався з так званим Грековим лісом, який пізніше був вирубаний, лише невелике його урочище Дубинка збереглося у складі дендропарку «Софіївка» (Cravcova, 2011). Сучасне приміське урочище «Білогрудівська дача» (462,4 га) розташоване за автошляхом М05 Київ–Одеса, північно-східніше від Умані, між с. Піковець та с. Дмитрушки. За даними лісовпорядкування (2004 р.), в урочищі найбільше (53 %) деревостанів IV класу віку, менше VII (14 %) та III (10 %) класів, решта вікових груп мають незначну участь. За породним складом структура така: дубових насаджень – 73 %, ясеневих – 6 %, грабових, берестових – 4 %, інших – менше 1 %. Проте основу сучасного Білогрудівського лісового масиву представляють

80–90-річні деревостани *Q. robur* та *C. betulus*, сформовані у свіжій кленовій діброві. Ефективно використовуючи ґрунтово-кліматичні умови, деревостани характеризуються I^a–II класами бонітету: I^a клас бонітету – 29,1 га (6,3 %), I^b – 4,2 га (0,9 %), I – 362,5 га (78,4 %), II – 66,6 га (14,4 %). Низькопродуктивних лісостанів III і нижчих класів бонітету немає. Найбільш поширені деревостани з повнотою 0,7 (35,8 %) та 0,6 (33,8 %). Загальна естетична оцінка території урочища близька до середньої. До 1-го класу належить 287,4 га (62,2 %) території, до 2-го – 78,8 га (17 %), до 3-го – 65,7 га (14,2 %), до 4-го класу – 30,5 (6,6 %). У деревостанах переважають закриті простори з горизонтальною зімкнутістю (94 %), закритих просторів з вертикальною зімкнутістю – 6 %. Тому 75 % території має першу стадію рекреаційної дигресії, решта – другу. За основним функціональним призначенням це рекреаційно-оздоровчі ліси.

Вплив рекреаційної діяльності на структурно-функціональні параметри лісового масиву зеленої зони, у тому числі на консортивні зв'язки афілофороїдних грибів з *Q. robur*, досліджували за принципами порівняльної екології, лісознавства, закладаючи пробні площі (ПП) (Anuchin, 1977; Vorobjev, 1967). Характерні щодо рекреагенної дигресії ділянки вибирали маршрутним методом з урахуванням картографічної інформації та лісівничо-таксаційної характеристики повидільної бази даних лісовпорядкування. Порівнювали залежність візуального стану і розвитку насаджень від їхньої привабливості, просторового розміщення і доступності для рекреантів. Виявилося, що саме приузькі смуги лісу шириною до 30 м уздовж автошляху Київ – Одеса, вул. Білогрудівська та на межах із селами є найбільш засміченими, дерева механічно пошкоджені (рис. 1). Загалом увагу заслуговує частина (36,2 га) урочища «Білогрудівська дача», що поряд з міською лікарнею, віддалена до 1 км від перехрестя автошляху М05 Київ – Одеса та вул. Інтернаціональна. Вона уже включена до складу території міста. Ці лісостани лісовпорядниками віднесено до категорії «ділянки лісів навколо оздоровчих та рекреаційних територій». Аналіз лісовпорядних документів показав, що саме в цій приміській частині запас сухостійних дерев дуба материнського намету найбільший (до 10 м³/га) порівняно з рештою більш віддалених від Умані насаджень *Q. robur*, *C. betulus*, *Fraxinus pennsylvanica* Marshall. та *Ulmus minor* Mill. (до 5 м³/га).

Було обрано два ідентичних за лісотипологічним потенціалом (тип лісу – Д₂гд) деревостани *Q. robur* – молодого (45 років) – пробна площа № 1 (ПП1) у кв. 6, вид. 2і середнього (91 рік) віку – ПП 2 у кв. 3, вид. 2. Перша ділянка (GPS-координати – широта: 48°46'33.81"N (48.776058); довгота: 30°16'0.67"E (30.266854)) більше віддалена від міста – 470 м від вулиці Білогрудівської та 350 м від міської лікарні, проте знаходиться навколо обладнаних населенням спортивних снарядів. Це одноярусні, але мішані лісові культури породного складу 7Д₃2Лп_д1Кл_т+Ч₃од.Ак₆ (за даними лісовпорядкування, кв. 6, вид. 2 – 9Д₃1Лп_д+Кл_т+Я₃; бонітет I^a, повнота 0,7), із розміщенням дерев 0,7 м × 2,5 м і таким чередуванням рядів: Д₃-Лп_д-Д₃-Кл_т-Лп_д-Д₃-Я₃-Ак₆. У підрості – *A. platanoides*, *T. cordata*, рідко – *C. betulus*. Друга ділянка (широта: 48°46'41.71"N (48.778254); довгота: 30°16'2.32"E (30.267312)) вдвічі ближча до міста, менш приваблива для відпочинку, проте пересічена стежками шириною 0,8–2,5 м і зазнала впливу вибіркової санітарної рубки. Деревостан двох'ярусний, I ярус складом 10Д₃, за віку *Q. robur* вже не має ознак рядів, бонітет I, повнота 0,7. Добре розвинений другий ярус із порід-супутників *Cerasus avium* (L.) Moench, *Carpinus betulus* L. та *Acer platanoides* L., який істотно пригнічує підріст і підлісок (табл. 1).

Ступінь рекреаційного впливу на лісові екосистеми визначали на ПП за візуальними ознаками засмічення, витоπτування, випалювання лісової підстилки і ґрунту, механічного пошкодження дерев. У межах ПП через 30–50 м виділяли відповідні секції (С) пробних ділянок – С1 (інтенсивний вплив), С2 (середній), С3 (помірний). Контролем вважали більш віддалені від джерела негативних чинників і кращі за станом ділянки ПП. Дотримуючись методики оцінки рекреаційної дигресії ґрунту (Polyakov and Plugatar, 2009), його поверхневий шар характеризували за категоріями: 1 – ґрунт неушкоджений; 2 – підстилка розпушена (поодинокі проходи);

3 – стежка в підстильці; 4 – стежка, дорога без підстилки; 5 – стежка або дорога з розмивами; 6 – наноси, розмиви, утворені під час спуску рекреантів. Визначали стадії дигресії ґрунту: I – за якою 3, 4, 5 й 6-та категорії порушеності займають до 2 % площі ділянки; II – від 2 до 10 % площі; III – від 10 до 25 % площі; IV – від 26 до 40 % площі; V – понад 40 % площі ділянки. Лінійні розміри, площу і структуру мережі, доріг, стежок, ділянок деградації ґрунту визначали рулеткою з урахуванням матеріалів лісовпорядкування (2004 р.). Види рослин визначали за Доброчаєвою та ін. (Dobrochaeva et al., 1999). Латинські назви таксонів рослинності наведені за С. Л. Мосякіним та М. М. Федорончуком (Mosyakin and Fedoronchuk, 1999), беручи до уваги «International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants» (International Code of Nomenclature ..., 2012).

Таблиця 1

Лісівничо-таксаційна характеристика і санітарний стан досліджуваних деревостанів урочища «Білогрудівська дача» приміської частини зеленої зони м. Умані

ПП	С	Структура деревостану: конструкція, яруси, породний склад	D, см	H, м	N, шт./га	G, м ² /га	Iс
1	2	3	4	5	6	7	8
1	1	I ярус; 7Дз2Лпд1Клг+Чз од.Акб; ЗДН – 0,87					
		<i>Q. robur</i>	19,1	19,2	224	32,4	2,63
		<i>T. cordata</i>	14,8	18,6	75	10,8	1,32
		<i>A. platanoides</i>	20,1	17,1	45	6,5	1,61
		<i>C. avium</i>	16,1	18,9	8	1,1	4,30
		Разом на ПП	18,3	18,9	176	25,5	2,27
	2	Підріст; 6Клг4Гз					
		<i>A. platanoides</i>	3,7	4,9	112	10,1	1,64
		<i>C. betulus</i>	3,4	3,2	66	5,9	1,81
		I ярус; 6Дз2Лпд2Клг; ЗДН – 0,87					
		<i>Q. robur</i>	18,5	19,5	190	23,8	2,32
1	2	<i>T. cordata</i>	15,2	18,6	78	9,8	1,21
		<i>A. platanoides</i>	20,7	17,4	68	8,5	1,71
		Разом на ПП	18,3	18,9	143	17,9	1,98
		Підріст; 6Клг4Гз					
		<i>A. platanoides</i>	3,9	4,9	124	11,4	1,61
		<i>C. betulus</i>	3,3	3,7	88	8,1	1,76
	3	I ярус; 7Дз2Лпд1Клг; ЗДН – 0,90					
		<i>Q. robur</i>	17,5	19,5	312	40,5	2,28
		<i>T. cordata</i>	15,7	18,6	76	9,8	1,28
		<i>A. platanoides</i>	19,8	17,4	65	8,5	1,71
		Разом на ПП	17,4	19,1	240	31,2	2,02
2	2	Підріст; 5Гз5Клг					
		<i>A. platanoides</i>	3,9	5,2	98	9,4	1,22
		<i>C. betulus</i>	3,3	3,4	112	10,7	1,34
		I ярус; 10Дз; ЗДН – 0,81					
		<i>Q. robur</i>	32,8	24,5	243	19,9	2,72
	2	II ярус; 5Чз3Гз2Клг					
		<i>C. avium</i>	16,7	18,3	122	11,9	2,42
		<i>C. betulus</i>	16,7	14,5	88	8,6	1,74
		<i>A. platanoides</i>	12,9	11,5	64	6,2	2,21
		Разом II ярус	15,9	15,8	100	9,8	2,17
2	2	Разом на ПП	27,2	21,6	196	16,6	2,47
		Підріст; 8Чз2Клп					
		<i>C. avium</i>	7,1	4,8	68	7,1	1,83
		<i>A. campestre</i>	4,5	3,7	22	2,3	2,01

1	2	3	4	5	6	7	8
		I ярус; 10Дз; ЗДН – 0,81					
		<i>Q. robur</i>	33,6	24,5	283	21,8	1,91
		II ярус; 5Чз4Гз1Клг					
		<i>C. avium</i>	16,8	18,7	166	15,7	2,51
2	3	<i>C. betulus</i>	15,8	13,6	112	10,6	1,66
		<i>A. platanoides</i>	12,4	11,0	44	4,2	2,14
		Разом II ярус	16,0	15,9	132	12,5	2,11
		Разом на ПП	27,3	21,4	228,6	18,4	1,98
		Підріст; 5Чз5Клп					
		<i>C. avium</i>	7,5	5,1	54	5,3	1,51
		<i>A. campestre</i>	4,8	4,2	48	4,7	2,11

Примітки: ПП – пробна площа, С – секції ПП за ступенем рекреаційного впливу на лісові екосистеми: С1 – інтенсивний, С2 – середній та С3 – помірний. Характеристика деревостану: ЗДН – зімкненість деревного намету, D – середній діаметр; Н – середня висота; N – густота; G – сума площ перетинів стовбурів; Іс – індекс стану деревостану.

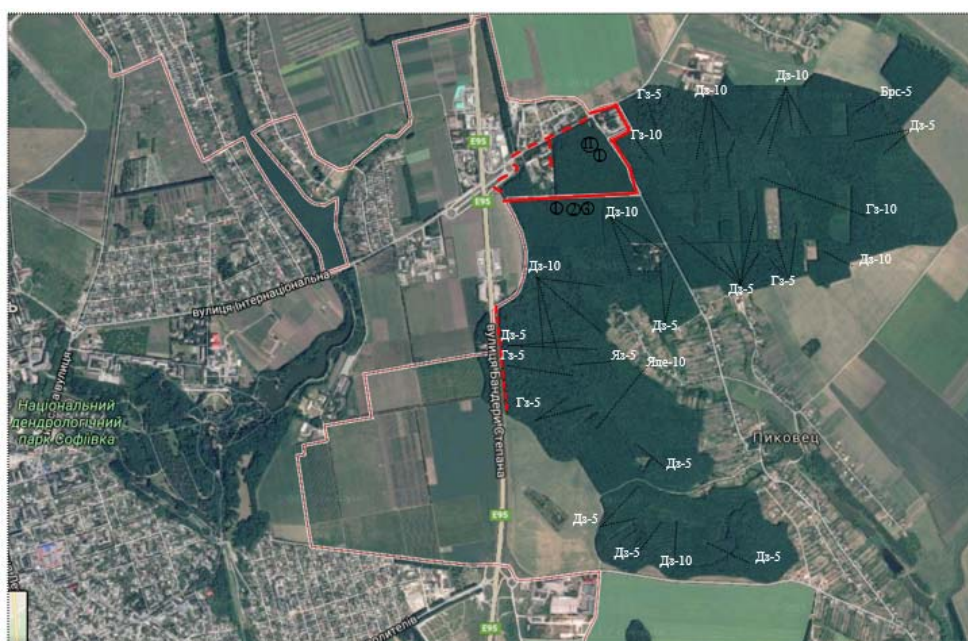


Рис. 1. Розташування пробних площ та секцій (— — межа ділянки (36,2 га) урочища «Білогрудівська дача», що включена до складу території м. Умані; — — засміченість лісу; Дз-5, Гз-5, Яз-5, Брс-5 – запас сухостійних дерев ($\text{м}^3/\text{га}$) певної лісоутворювальної породи (дуба звичайного, граба звичайного, ясеня зеленого, береста); 1, 2, 3 – ПП1/1, ПП1/2, ПП1/3; I, II – ПП2/2, ПП2/3 – досліджувані ділянки лісу)

На кожній секції ПП дослідження біосистем здійснювали на різних рівнях їхньої організації залежно від проявів трансформації та поширення афілофороїдних грибів: орган дерева, деревна рослина, популяція (вид), біогрупа (ярус) фітоценозу, фітоценоз. Стан деревних рослин визначали за санітарними правилами (Sanitary rules ..., 1995). Структуру санітарного стану дерев оцінювали залежно від їхнього розвитку за класами Крафта як середньозважені величини у межах певних категорій стану. Віталітетний аналіз здійснювали теж за Крафтом. Розраховували середньозважені класи Крафта (СКК) дерев певних категорій стану деревостану. Випаровуваність з поверхні ґрунту оцінювали за фітоіндикаційними шкалами, зокрема за аналізом

омброрежиму (Didukh and Plyuta, 1994). Показник омброрежиму визначали як різницю річної кількості атмосферних опадів і випаровуваності (Sokolov, 1981).

Мікологічний матеріал збирали з урахуванням онтогенетичних особливостей грибів. Карпофори одного виду гриба на декількох субстратах одного дерева (різні екологічні ніші) вважали єдиним видом, а не різними. Натомість один субстрат, вкритий карпофорами кількох видів афілофороїдних грибів, зараховували до різних знахідок. Кожну знахідку фотографували у свіжому стані фотокамерою Nikon Coolpix L830. Види, що легко ідентифікуються «in oculis nudo» та не потребують додаткових міроморфологічних досліджень, до гербарію не відбирали. Видову належність знахідок афілофороїдних грибів визначали за Bernicchia (2005), Clémençon (2009) та Bernicchia, Goñón (2010), а номенклатуру видів – за MycoBank.

Аналіз трофічної структури афілофороїдних грибів здійснено за трофічною приуроченістю до деревних порід (I–IV трофічні групи): евритрофи I порядку (EI, консорти як листяних, так і хвойних дерев), евритрофи II порядку на листяних (EIIa) та стенотрофи (C, консорти переважно одного роду деревних рослин). Розрізняли та морфометрично оцінювали такі категорії мертвих субстратів едификатора консорції – сухостій, повалені стовбури, велике та дрібне гілля, а також пні зрубаних дерев. Просторову структуру афілофороїдних грибів аналізували за їх розподілом за мікогоризонтами: ґрунтовим, надґрунтовим, комлевим, стовбуровим та кроновим. У межах кожного мікогоризонту визначали кількість та частку видів афілофороїдних грибів.

Для визначення видового багатства ксилотрофів використано коефіцієнт Менхініка:

$$D_{mn} = \frac{S}{\sqrt{N}},$$

де S – кількість видів; N – кількість знахідок.

Для узагальненої оцінки різноманітності використано індекс Пілоу:

$$E_H = \frac{H}{H_{max}},$$

де H – індекс Шеннона: $H = -\sum p_i \log_{10} p_i$, p_i – відносна частка кожного виду; H_{max} – максимальне значення індексу Шеннона ($H_{max} = \lg N$, N – кількість видів у біоті).

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Лісовий масив «Білогрудівська дача» наразі не має обладнаної інфраструктури для відпочинку населення, проте близьке розміщення до приміських сіл, шляхів комунікації, різних установ та підприємств міста спричиняє значний рекреаційний вплив на насадження. Так, біля центральної районної лікарні, у приузлисній смузі шириною 0–30 м уздовж вул. Білогрудівська 23 % території засмічено побутовим сміттям; деревостан розчленований (105,5 м²/га) мережею стежок шириною 0,4–0,6 м; на 65 % площі порушено трав'яний покрив, на 15,6 % – лісову підстилку, на 8,8 % її витоптано до мінерального шару ґрунту ділянками 3,6±0,17 м² (196,8 м²/га); 7 % дерев мають механічні рани (24,8±3,12 см², 109,9 м²/га) та пошкодження лісовою пожежею нижньої (1,2±0,77 м) частини стовбурів. У смузі насадження 31–60 м від дороги негативні наслідки менші: немає ознак лісової пожежі, з 0,68 до 0,81 збільшується зімкненість деревного намету (ЗДН), менше на 35 % стежок, на 6,2 % пошкоджених дерев та площа їх ран (11,1±1,01 см²; 32,5 м²/га); лише 3 % території засмічено побутовим сміттям, на 5,6 % площі порушено трав'яний покрив, витоптано 4 % лісової підстилки. Подібна ситуація виявлена уздовж автошляху Київ – Одеса та на межах із селами.

Екосистема лісового масиву зазнає інтенсивної та середньої рекреаційної трансформації поруч з місцями неорганізованого відпочинку. Так, у радіусі до 20 м навколо самовільно облаштованого в лісі спортивного майданчика (ПП1/C1) *Q. robur* сильно ослаблений ($I_s = 2,63$). Деревостан зрідений, розчленований мережею стежок

шириною 0,4–1,5 м; 3 % ділянок вибито до мінерального шару ґрунту; 14,3 % дерев у зоні стовбурів від 0,3 до 2,1 м мають від сокири по 1–5 ран середньою площею $32,8 \pm 1,13 \text{ см}^2$. Територія спортивного майданчика деградована: 3,0 % – засмічено; 3,3 % – кострища загальною площею $14,8 \text{ м}^2$; 18,0 % – вибитана лісова підстилка на чотирьох ділянках сумарною площею 81 м^2 . На суміжній території, віддаленій на 21–30 м від спортивних снарядів (середнє навантаження), негативні наслідки менші (ППІ/С2). Механічно пошкоджені дерева (13,4 %) мають лише по 1–2 рани з меншою ніж на С1 площею ($24,2 \pm 0,96 \text{ см}^2$; $48,44 \text{ м}^2/\text{га}$). Зменшились площа кострищ до $2,9 \text{ м}^2$, ділянок з вибитаною підстилкою (11,9 %; 67 м^2). Тоді як на контролі з помірним навантаженням (ППІ/С3; понад 60 м від майданчика) пошкоджених дерев майже немає (1 %), відсутні кострища, є лише одна стежка шириною 0,4 м з порушеною підстилкою.

У зоні інтенсивної деградації (С1) на 45,0 % площі порушено трав'яний ярус, домінують рудеральні, інвазійні види *Ambrosia artemisiifolia* L., *Achillea millefolium* L., *Asclepias syriaca* L., *Dactylis glomerata* L., *Conyza canadensis* (L.) Cronquist, *Stenactis annua* (L.) Cass., *Ceratocephala testiculata* Crantz (Roth), *Elytrigia repens* (L.), *Rumex confertus* Willd., *Convolvulus arvensis* L., *Plantago major* L. тощо. Поверхня ґрунту має ІV стадію дигресії: пошкоджені ділянки займають 23,2 % площі (3–4-та категорія). Загальне проективне покриття у зоні середньої деградації (С2) складає 55,0 %. Серед трав превають однаковою мірою як рудеральні, так і лісові види (*A. millefolium*, *A. artemisiifolia* L., *A. podagraria*, *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medikus, *E. repens*, *Geum urbanum* L., *Poa nemoralis* L., *Solidago canadensis* L., *Urtica dioica* L., *Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce, *P. multiflorum*, *Galium aparine* L., *Viola odorata* L., *Pulmonaria obscura* Dumort., *Mercurialis perennis* L., *Galeobdolon luteum* Huds., *Glechoma hirsute* Waldst. & Kit., тощо). Поверхня ґрунту має ІІІ стадію дигресії: пошкоджені ділянки займають 21,3 % площі (3–4-та категорія). Загальне проективне покриття травостою в зоні помірної деградації (С3) є значно більшим, 86,0 %. Домінують лісові види, але трапляються й рудеральні види (*A. millefolium*, *A. podagraria*, *E. repens*, *Berteroa incana* L., *G. aparine*, *G. luteum*, *G. urbanum*, *G. hirsute*, *M. perennis*, *P. odoratum*, *P. multiflorum*, *P. obscura*, *P. nemoralis*, *Trifolium pratense* L., *V. odorata*, тощо). Поверхня ґрунту має ІІ стадію дигресії: пошкоджені ділянки займають 10,0 % площі (2–4-та категорія).

Виявлено, що з наближенням до спортивного майданчика частка особин *Q. robur* І класу Крафта зменшується вдвічі, ІІ – на 8,4 %, ІІІ – на 3,4 %. І, навпаки, втричі зростає частка відсталих у розвитку дерев ІV класу. Значення СКК дерев певних категорій стану деревостану знижується з 1,98 до 2,48. Хоча *Q. robur* і поза спортивним майданчиком ослаблений ($I_c = 2,28\text{--}2,32$), проте з віддаленням від нього на 7 і 5 % зменшується частка середньо- і сильноослаблених особин, а здорових дерев, навпаки, зростає більше ніж удвічі (табл. 2). Природне поновлення *Q. robur* майже відсутнє. На відміну від *Q. robur* його супутники в першому ярусі – *A. platanoides* та *T. cordata* мають переважно здоровий вид, за виключенням *Prunus avium* (L.) L. У міру зниження навантаження на ППІ їх кількість у підросі зростає у 2–4 рази і покращується розвиток. Так, кількість *A. platanoides* за секціями С1, С2 та С3 відповідно становить 2,2; 2,4; 5,7 тис. шт./га, а *T. cordata* відповідно – 2,1; 3,6; 8,3. *T. cordata* дуже пригнічена і мало збереглася між рядами *Q. robur* у затінку густого намету.

Імовірно, що погіршення умов росту і розвитку *Q. robur*, його всихання і деградація деревостану мають спричинювати зміни в структурі консорцій цих дерев і ксилотрофних грибів через порушення умов лісового середовища, зміну кількісних і якісних характеристик субстратів, розподіл їх у часі і просторі. Загалом у лісовому масиві виявлено 14 видів (74 знахідки) дереворуйнівних грибів з 11 родів, 9 родин, 7 порядків класів Agaricomycetes та Tremellomycetes відділу Basidiomycota (табл. 3). Їх поширення і розвиток мають певні особливості залежно від стану лісової екосистеми і розподілу в ній порушень.

Таблиця 2

Структура санітарного стану *Q. robur* залежно від розвитку дерев*

№ ПП/С	Розподіл дерев за категоріями стану деревостану										Індекс стану деревостану
	I		II		III		IV		V		
	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	
1/3	1,5	8,6	1,4	37,1	2,5	29,3	3,5	21,5	4,8	3,5	2,28
1/2	1,3	9,2	1,7	41,3	2,1	25,7	2,8	22,3	4,5	1,5	2,32
1/1	1,5	3,2	1,7	33,2	2,3	36,1	3,1	26,0	3,8	1,5	2,63
2/2	1,3	11,8	2,1	37,0	3,8	33,7	4,2	17,5	—	—	2,72
2/3	1,2	4,5	2,4	36,8	2,5	35,0	3,2	21,4	3,9	2,3	1,91

*СКК – середньозважений клас Крафта певної категорії стану дерев. Категорії стану дерев: I – здорові дерева; II – ослаблені; III – сильноослаблені; IV – такі, що всихають; V – свіжий сухостій.

На *Q. robur* сильнодеградованої ділянки ПП1/С1 виявлено лише 6 видів (20 знахідок) афілофоройдних грибів. Найбільший розвиток ксилімікобіонтів зафіксовано на сильноослаблених деревах (75,0 %). На ослаблених особинах та «свіжому сухостій» виявлено 15,0 % та 10,0 % відповідно. На здорових та усихаючих деревах дереворуйнівних грибів не виявлено. Варто зауважити, що 45,0 % знахідок приурочено до I класу розвитку *Q. robur*, 30,0 % – III, 15,0 % – II, 10,0 % – V класу розвитку. Проте на деревах IV класу Крафта ксилімікокомпоненту не зафіксовано. На *Q. robur* середньослабленої ділянки ПП1/С2 виявлено дещо більше ксилімікобіонтів (13 видів, 25 знахідок). Максимальну кількість знахідок зафіксовано на сильноослаблених деревах (38,4 %), найменшу – на свіжому сухостій (7,6 %), на здорових особинах їх також не зафіксовано. Однакову кількість знахідок (по 15,4 %) виявлено на деревах II та III класів Крафта, проте найбільша частка припадає на особини нижчих класів розвитку (IV клас Крафта, 38,4 %). На *Q. robur* помірно трансформованої ділянки ПП1/С3 виявлено 8 видів (25 знахідок) афілофоройдних грибів. Найбільшу кількість знахідок зафіксовано на ослаблених деревах (36,0 %), найменшу – на усихаючих особинах (12,0 %). 40,0 % знахідок розвивається на деревах III класу Крафта, дещо менше на особинах II (28,0 %) та I класів (20,0 %) Крафта. Найменша частка знахідок та видів виявлена на деревах IV класу розвитку.

Таблиця 3

Таксономічна структура ксилотрофних грибів

Порядки	Родини	Види
Agaricales	Pterulaceae	<i>Radulomyces molaris</i> (Chaillet ex Fr.) Christ.
	Schizophyllaceae	<i>Schizophyllum commune</i> Fr.
Auriculariales	Exidiaceae	<i>Exidia glandulosa</i> (Bull.) Fr.
		<i>E. truncata</i> Fr.
Corticiales	Corticaceae	<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire
		<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév.
Hymenochaetales	Hymenochaetaceae	<i>Phellinus ferruginosus</i> (Schad.) Pat.
		<i>P. robustus</i> (P.Karst.) Bourdot et Galzin
		<i>Hapalopilus nidulans</i> (Fr.) P. Karst.
		<i>Steccherinum fimbriatum</i> (Pers.) J. Erikss.
Polyporales	Polyporaceae	<i>Daedaleopsis confragosa</i> var. <i>tricolor</i> (Bull.) Bondartsev et Singer
		<i>Peniophora laeta</i> (Fr.) Donk
Russulales	Peniophoraceae	<i>P. quercina</i> (Pers.) Cooke
Tremellales	Tremellaceae	<i>Tremella mesenterica</i> (Schaeff.) Retz.
Всього:	7	9

Екосистема лісового масиву трансформована також поруч з місцями неорганізованого відпочинку. Наприклад, на привабливих ділянках з галявинами до 9,9 % зростає частка механічно пошкоджених дерев та площа їх ран (середня – $18,6 \pm 1,33 \text{ см}^2$; сумарна – $14,44 \text{ м}^2/\text{га}$), збільшується ступінь деградації екосистеми до середнього (ПП2/С2). Так, на галявині площею 150 м^2 , до якої ведуть 4 стежки шириною 0,7 м, є 4 кострища сумарною площею $3,4 \text{ м}^2$, 3 сміттєзвалища ($2,8 \text{ м}^2$, засміченість території 6 %), зрубано 88 % підросту та знищено 76 % підліску. У таких насадженнях *Q. robur* сильноослаблений ($I_s = 2,72$), його ріст загальмований (СКК = 2,28). Частка здорових особин становила 4,5 %, ослаблених і сильноослаблених виявлено приблизно однакову кількість (36,8 %; 35,0 %), частка «свіжої сухоостої» складала 2,3 %. Загальне проективне покриття травостою складає 55,5 %. Домінують рудеральні види *A. artemisiifolia* L., *C. bursa-pastoris*, *E. repens*, *G. urbanum*, *P. nemoralis*, *S. canadensis*, *U. dioica* тощо. Поверхня ґрунту має IV стадію дигресії: пошкоджені ділянки займають 29,1 % площі (2–4-та категорії). На *Q. robur* виявлено 5 видів ксилотрофів (7 знахідок). 6 знахідок зафіксовано на ослаблених деревах дуба, 1 знахідку *E. truncata* виявлено на здоровій особині. Ксилотрофи розвиваються на деревах I (4 знахідки) та II (3 знахідки) класів Крафта.

Менш привабливі і, відповідно, менш вразливі старші і щільніші деревостани з розвиненим підростом і підліском. Проте й вони зазнають помірного впливу поблизу квартальних просік або інших шляхів, що сполучають населені пункти між собою або з підприємствами чи установами міста. У них *Q. robur* ослаблений ($I_s = 1,91$) навіть після проведення вибіркових санітарних рубок. Майже вдвічі може зменшитись участь домінантів, натомість ослаблених дерев менше не стало (табл. 2; ПП2/С3; СКК = 2,06). Кількість механічно пошкоджених дерев головного намету становить 7,2 % (середня площа ран – $17,3 \pm 0,43 \text{ см}^2$; сумарна – $7,67 \text{ м}^2/\text{га}$). Пошкоджено і навіть знищено частину особливо вищих дерев підросту. Внаслідок цього середня висота віцілих дерев *U. minor* і *A. platanoides* знизилась на 0,6 м, а *P. avium* – на 1,9 м. Кількість *U. minor* зменшилась на 0,2, *A. platanoides* – на 1,4, а *P. avium* – на 1,7 тис. шт./га. У другому ярусі найгірший стан має *P. avium*, у підрості – *A. campestre*. Тут трапляються кострища ($0,64 \pm 0,09 \text{ м}^2$) і засміченість до 0,5 % території. Від галявин зазвичай відходить лише одна стежка шириною до 0,6 м.

З віддаленням від галявин, міжквартальних просік та інших доріг углиб лісу зменшується рекреаційне навантаження на лісові екосистеми і їхній стан покращується. Лише подекуди ділянки розчленовані мережею стежок шириною 0,2–0,5 м, кострища відсутні. Механічно пошкоджені дерева (1,3 %) мають лише по 1–2 рани загальною площею $9,9 \pm 0,49 \text{ м}^2/\text{га}$. Загальне проективне покриття становить 75,5 %. Домінують дерева II та III класів Крафта (табл. 2). У трав'яному ярусі трапляються лісові та нелісові види *D. glomerata*, *E. repens*, *G. aparine*, *G. luteum*, *G. urbanum*, *G. hirsute*, *M. perennis*, *P. odoratum*, *P. major*, *P. multiflorum*, *P. obscura*, *S. annua*, *V. odorata* тощо. Поверхня ґрунту має II стадію дигресії: пошкоджені ділянки займають 7,5 % площі (1–2-та категорії). На *Q. robur* розвиваються 4 види (5 знахідок) афілофороїдних грибів, з яких 3 види (*Exidia truncate*, *Radulomyces molaris*, *Vuilleminia comedens*) зафіксовано на ослаблених деревах. *Exidia glandulosa* (1 знахідка, III клас Крафта) виявлено на усихаючому дереві. *R. molaris* та *V. comedens* приурочені до II класу Крафта. Лише *E. truncata* розвивається на здорових особинах *Q. robur*.

Загалом інтегрований аналіз знахідок грибів на всіх ділянках за групами розвитку *Q. robur* показав, що більшість знахідок виявлено на деревах I–III класів Крафта. Найменше їх на деревах V класу (рис. 2).

На всіх досліджених ділянках урочища кращий розвиток ксилотрофів був на деревах вищих класів Крафта. За категоріями стану на досліджених ділянках превалують ослаблені (37,1 %) та сильноослаблені (32,0 %) дерева, на яких виявлено максимальну кількість видів і знахідок грибів 35,7 % та 40,0 % відповідно (рис. 3). Цікавою особливістю є те, що на «свіжому сухоостої» частка знахідок афілофороїдних грибів є мінімальною (4,3 %).

На інших деревах по одній знахідці ксилотрофів відмічено на *C. betulus* (*Vuilleminia comedens* (Nees) Maire, на всихаючому гіллі крони, Д=4 см), *P. avium* (*Daedaleopsis confragosa* var. *tricolor* (Bull.) Bondartsev et Singer, тонкий відпад – гілля, Д=2 см) та *T. cordata* (*Schizophyllum commune* Fr., пеньок, Д=13 см). 96,0 % знахідок грибних базидіом припадає на *Q. robur* (12 видів), 83,1 % з яких відмічено в надґрунтовому мікогоризонті на сухостійних деревах. У шість разів менше ксилотрофних грибів (14,1 %) виявлено в крону мікогоризонті. Це види, здатні починати свій розвиток у кроні дерева, на всихаючому гіллі діаметром 1–13 см, та продовжувати його після відпаду таких субстратів на ґрунт: *Exidia truncata* Fr., *Peniophora quercina* (Pers.) Cooke, *Radulomyces molaris* (Chaillat ex Fr.) Christ. Поодинокими зборами представлені комлевий (*Hymenochaete rubiginosa* (Dicks.) Lév., пеньок Д=28 см) та стовбуровий (*Phellinus robustus* (P.Karst.) Bourdot et Galzin, на цілісній корі стовбура Д=19 см) мікогоризонти (табл. 4).

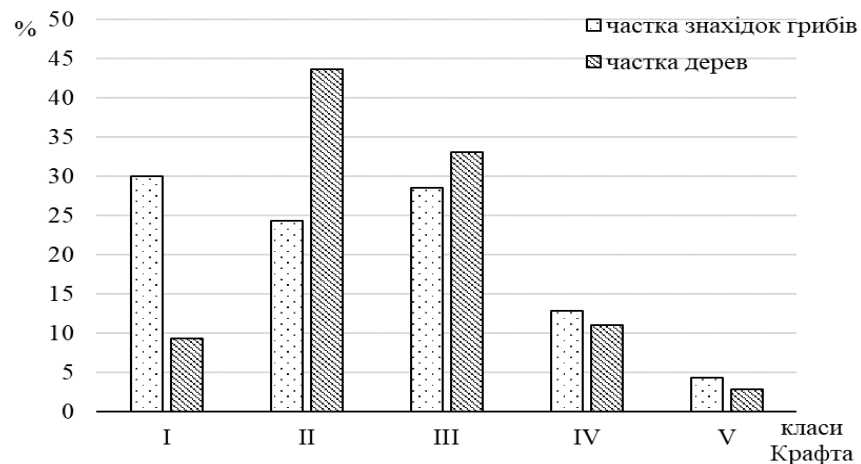


Рис. 2. Загальний розподіл знахідок грибів на деревах *Quercus robur* L. за класами Крафта

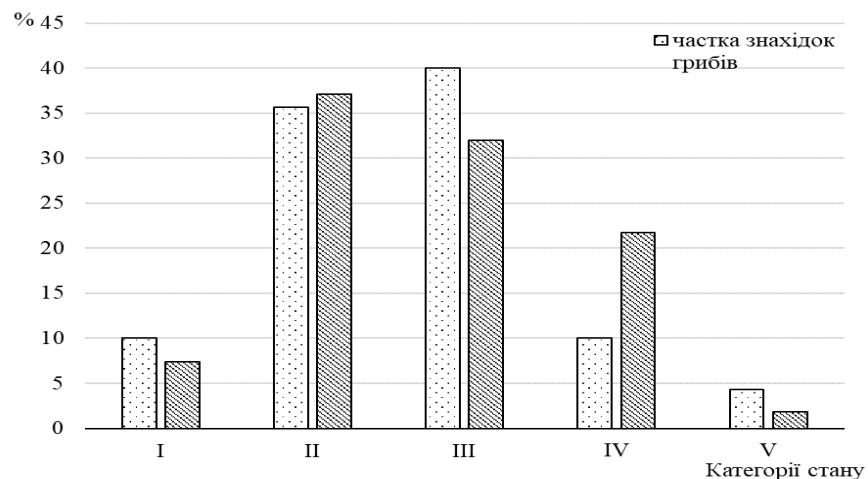


Рис. 3. Загальний розподіл знахідок грибів на деревах *Quercus robur* L. за категоріями їхнього стану

Омброрежим є одним з найважливіших екологічних чинників, який інтегрує вплив опадів, випаровуваність з поверхні ґрунту та термічні ресурси території. Аналіз рослинного покриву за омброрежимом показав, що загалом на ПП превалюють субаридофіти та субоморофіти. На середньо- та слаботрансформованих ділянках ПП1/С2, ПП1/С3 та ПП2/С2 ПП2/С3 величина екологічної амплітуди за омброрежимом є дещо більшою порівняно з сильнотрансформованою ПП1/С1 (рис. 4, а–д). Це свідчить про більшу випаровуваність з поверхні ґрунту при збільшенні ступеня рекреаційної трансформації.

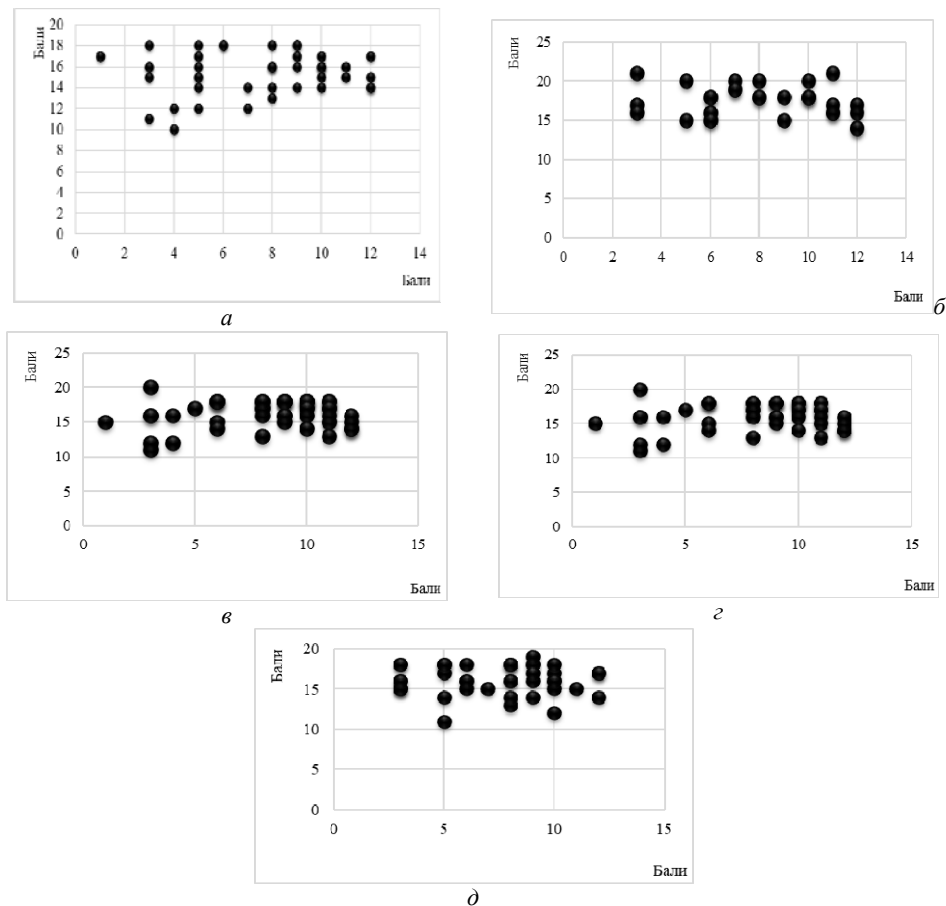


Рис. 4. Амплітуда значень показника омброрежиму на дослідних ділянках (а – ПП2/С2; б – ПП2/С3; в – ПП1/С3; г – ПП1/С2; д – ПП1/С1)

Таблиця 4

Розподіл ксилотрофних грибів за мікогоризонтами <i>Quercus robur</i> L.						
№ з/п	Вид гриба-консорта*	Мікогоризонти**				
		1	2	3	4	5
1	2	3	4	5	6	7
1	<i>Exidia glandulosa</i> (5)	–	8,5	–	–	–
2	<i>E. truncata</i> (13)	–	20,3	–	–	10,0
3	<i>Hapalopilus nidulans</i> (1)	–	1,7	–	–	–
4	<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (1)	–	–	100	–	–
5	<i>Peniophora laeta</i> (1)	–	1,7	–	–	–
6	<i>P. quercina</i> (18)	–	25,4	–	–	30,0
7	<i>Phellinus ferruginosus</i> (1)	–	1,7	–	–	–
8	<i>P. robustus</i> (1)	–	–	–	100	–

Закінчення табл. 4

1	2	3	4	5	6	7
9	<i>Radulomyces molaris</i> (7)	–	1,7	–	–	60,0
10	<i>Steccherinum fimbriatum</i> (2)	–	3,4	–	–	–
11	<i>Tremella mesenterica</i> (1)	–	1,7	–	–	–
12	<i>Vuilleminia comedens</i> (20)	–	33,9	–	–	–
Усього видів:		0	10	1	1	3
Усього знахідок:		0	59	1	1	10
% від загальної кількості видів:		0	83,3	8,3	8,3	25,0
% від загальної кількості знахідок:		0	83,1	1,4	1,4	14,1

* Кількість знахідок кожного виду гриба.

** Частка (%) знахідок грибів у межах кожного мікогоризонту; 1 – кореневий; 2 – надґрунтовий; 3 – комлевий; 4 – стовбуровий; 5 – кроновий; «–» – не виявлено.

Аналіз трофічної структури показав, що 94,6 % усіх знахідок (11 видів) припадає на евритрофи II порядку на листяних деревах. Решта видів є евритрофами I порядку, заселяючи субстрати як листяних, так і хвойних дерев. Загалом видове різноманіття досліджених грибів на всіх ділянках набуває досить високих значень ($D_{\text{Mn}}=1,63$; $H=0,86$; $E_H=0,75$). Такі показники свідчать про стійкість ксиломікоценозу до наявного рекреаційного навантаження, на відміну від інших, більш вразливих структурно-функціональних компонентів лісової екосистеми: трав'яного ярусу, підросту, підліску, поверхні ґрунту тощо.

ВИСНОВКИ

Високопродуктивні молоді і середньовікові середньопривабливі деревостани *Quercus robur* L. рекреаційно-оздоровчих лісів лісопаркової частини зеленої зони м. Умані, таких як урочище «Білогрудівська дача», зазнають помірного і середнього рекреаційного впливу. Територія урочища має першу (75 %) і другу (25 %) стадію рекреаційної дигресії. Це зумовлено насамперед близьким розташуванням до міста, приміських сіл, основних транспортних мереж та доступністю лісу для населення. Інтенсивне навантаження спостерігається у привабливих місцях неорганізованого відпочинку та приулізних смугах лісу, що межують зі шляхами комунікації, установами міста й іншими населеними пунктами. Наслідками є: засмічення території, мережі стежок, витоптування лісової підстилки, верхнього шару ґрунту і трав'яного покриву, збільшення в ньому частки рудеральних, інвазійних видів, механічне і пірологічне пошкодження дерев, пригнічення їх росту і розвитку, природного поновлення, погіршення стану і зрідження деревостанів, збільшення запасу сухостійних дерев. Менш привабливі і, відповідно, менш вразливі старші і щільніші деревостани з розвиненим підростом і підліском.

Погіршення умов росту і розвитку *Q. robur* у свіжій кленовій діброві, його всихання і деградація деревного намету спричиняють зміни в структурі консорцій цих дерев і ксилотрофних грибів через порушення умов лісового середовища, зміну кількісних і якісних характеристик субстратів, розподілу їх у часі і просторі. Проте тісних зв'язків розвитку і поширення афілофороїдних грибів зі ступенем пошкодження і всихання дерев, інтенсивністю рекреаційного навантаження виявити не вдається. Так, найбільше (40 %) знахідок грибів-ксилотрофів виявлено на сильноослаблених особинах *Q. robur*, а також на ослаблених, пригнічених особинах (37,1 %). Вірогідно, що рекреаційний вплив істотно нейтралізується завдяки складній структурі і великій буферній ємності лісової екосистеми, значній кількості механізмів її стійкості, здатності доволі швидко поновлювати деградовані елементи і зв'язки лісу. З'ясовано, що ксиломікоценоз має певну стійкість до наявного рекреаційного навантаження на відміну від більш вразливих структурно-функціональних компонентів лісової екосистеми – трав'яного ярусу, підросту, підліску, поверхні ґрунту. Консортивні зв'язки *Q. robur* та ксилотрофів істотно

залежать від кількості доступного субстрату і випаровуваності з поверхні ґрунту, зімкненості деревних наметів і проективного покриття трав'яного ярусу, і загалом від лісівничо-таксаційних характеристик деревостанів, які в цілому визначають розвиток лісової екосистеми, формування мікогоризонтів деревостанів, темпи накопичення деревини різних категорій субстратів, сприятливих для заселення і розвитку ксилотрофів, певних рівнів організації консорцій. Вірогідно, що значна зміна лісового середовища і субстратного фонду за інтенсивної деградації екосистеми може обмежувати розвиток і поширення афілофороїдних грибів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ / REFERENCES

- Anuchin, I. P., 1977. Lesnaya taksatsiya [Forest Inventory]. Nauka, Moscow (in Russian).
- Arefev, S. P., 2010. Sistemnyi analiz bioty derevorazrushayuschih gribov [System analysis of biota wood-destroying fungi]. Novosibirsk (in Russian).
- Baldrian, P., Lindahl, B., 2011. Decomposition in forest ecosystems: after decades of research still novel findings. *Fungal Ecol.* 4, 359–361.
- Bernicchia, A., 2005. Polyporaceae s.l. (Fungi Europaei; 10). Ed. Candusso.
- Bernicchia, A., Gorjón, S., 2010. Corticiaceae s.l. (Fungi Europaei; 12). Ed. Candusso.
- Blinkova, O., Ivanenko, O., 2016. Communities of tree vegetation and wood-destroying fungi in parks of the Kyiv city. *Ukraine Lesnicky Casopis – Forestry Journal* 62(2), 110–122.
- Blinkova, O., Ivanenko, O., 2014. Co-adaptive tree vegetation system of wood-destroying (xylotrophic) fungi in artificial phytocoenoses. *Ukraine. Lesnicky Casopis – Forestry Journal* 60(3), 168–176.
- Blinkova, O. I., Ivanenko, O. M., 2014. Konsortivni зв'язки деревних рослин та ксилотрофів на кордоні Правобережжя Полісся та Київської висхідної області [Analysis of consort relations as bioindication of transformed state forests on the border of the Kyiv Polissya and Kyiv highland region]. *The Science Journal of National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine. Series: Biology, Biotechnology, Ecology* (204), 15–23 (in Ukrainian).
- Blinkova, O. I., Ivanenko, O. M., 2013. Stan doslidzhenosti koadaptivnoyi sistemi derevnyh roslin i ksilotrofnih gribov [State of research of co-adaptive system of woody plants and wood-destroying (xylotrophic) fungi]. *Scientific Bulletin of UNFU* 23.13, 137–144 (in Ukrainian).
- Boddy, L., Watkinson, S. C., 1995. Wood decomposition, higher fungi, and their role in nutrient redistribution. *Can. J. Bot.* 73, 1377–1383.
- Cabinet of Ministers of Ukraine, 1995. Sanitarni pravila v lisah Ukrayini [Sanitary Rules in Forests of Ukraine]. Kyiv, No. 555 (in Ukrainian).
- Clémenton, H., 2009. Methods for working with macrofungi: Laboratory cultivation and preparation of larger fungi for light microscopy. *Eching*.
- Cherepanov, S. K., 1995. Sosudistyye rasteniya Rossii i sopredelnykh gosudarstv (v predelakh byivshogo SSSR [Vascular plants of the Soviet Union and neighboring countries]. St. Petersburg (in Russian).
- Cravcova, I. V., 2011. Istorichni osoblivosti formuvannya Natsionalnogo dendrologichnogo parku «Sofiyivka» NAN Ukrayini [Historical peculiarities of the formation of the National Dendrological Park «Sofiyivka» of the NAS of Ukraine]. *Scientific notes of Vinnytsia State Pedagogical University named after Mikhail Kotsyubinsky. Series Geography* 22, 77–84 (in Ukrainian).
- Didukh, Ya. P., Plyuta, P. G., 1994. Fitoindikatsiya ekologichnykh faktoriv. Naukova dumka, Kyiv. 280 p.
- Dobrochaeva, D. N., Kotov, M. E., Prokudin, U. N., 1999. Opredelitel' vysshikh rastenij Ukrainy [The determinant of vascular plants of Ukraine]. *Fitosociocentr*, Kyiv (in Russian).
- Hättenschwiler, S., Tiunov, A. V., Scheu, S., 2005. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36, 191–218.
- International Code of Nomenclature for algae, fungi and plants (Melbourne Code) adopted by the Eighteenth International Botanical Congress. Melbourne (Australia), International Association for Plant Taxonomy. (2012) - [cited 2016 Dec 5]. Available from: <http://www.iapt-taxon.org/nomen/main.php>
- Lavrov, V. V., Blinkova, O. I., Ivanenko, O. M., Polischuk, Z. N., 2016. Konsortivni зв'язки афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у містських промислового добування граніту і рекреаційної

- diyalnosti [Consortial relations of aphylloroid fungi and *Quercus robur* L. in places of industrial granite mining and recreational activities]. *Studia Biologica* 10(2), 163–174 (in Ukrainian).
- Lavrov, V. V., Stadnik, A. P., Zhitovoz, A. V., 2015A. Lisovi nasadzhennya zelenoyi zoni Bila Tserkva v umovah vplivu dobuyannya granitu [Forest planting of green zone of Bila Tserkva on the impact of industrial extraction of granite]. *Agroecological Journal* 3, 25–32 (in Ukrainian).
- Lavrov, V. V., Zhitovoz, A. V., Polischuk, Z. V., 2015B. Zmina duba yogo suputnikami zelenoyi zoni Bila Tserkva v umovah vplivu dobuyannya granitu ta rekreatsiv [Change oak of his satellites in the green zone of Bila Tserkva on the impact of industrial extraction of granite and recreation]. *Scientific Bulletin of UNFU* 25.6, 16–24 (in Ukrainian).
- Migunova, E. S., 2010. Lesa i lesnie zemli [Forests and forest lands]. *Nove slovo*, Kharkiv (in Russian).
- Mosyakin, S. L., Fedoronchuk, M. M., 1999. Vascular Plants of Ukraine a nomenclatural checklist. M. G. Kholodny Institute Botany, Kyiv.
- Polyakov, A. Ph., Plugatar Yu. V., 2009. Lisovi formatsiyi Krima ta yih ekologichna rol [Forest formations of Crimea and their ecological role]. Kharkiv (in Ukrainian).
- Sokolov, A. A., 1981. Metody izucheniya i rascheta vodnogo balansa [Methods of researcher and calculation of water balance]. Hydrometeoizdat, Leningrad (in Russian).
- Storozhenko, V. G., 2007. Sbalansirovannyye lesnyie formatsii [Sustainable forest communities]. Moscow (in Russian).
- Tsaryk, J. V., Tsaryk, I. J., 2002. Konsortsiyi yak zagalne biologichne yavyshe [Consortium as in general biotic phenomenon]. *Bulletin of Lviv University. Series Biology* 28, 163–169 (in Ukrainian).
- Vorobjev, D. V., 1967. Metodi doslidzhen lisovoyi tipologiyi [Methods of forest typology research]. Urozhaj, Kyiv (in Ukrainian).

Стаття надійшла в редакцію 12.09.2017

HYDROECOLOGICAL RESEARCH



O. O. Shugurov 
T. A. Strigina

Dr. Sci. (Biol.), Professor

UDK 504.6:629.039

*Oles Honchar Dnipro National University,
Gagarin av., 72, Dnipro, Ukraine, 49010*

THE CURRENT LEVEL OF β -RADIOACTIVITY IN THE ZAPORIZHZHYA STORAGE LAKE

Abstract. The condition control of the Ukrainian rivers is an integral part of the population safety level. The change of such state can occur for several reasons. The first is the increase of pollution level from the working enterprises. The second – the efficiency reduction of protective constructions which store the radioactive wastes of (tailings dam). And the third – movement changes of water masses which are capable to lift the radio nuclides received earlier from the river bed (for example, the accident on the Chernobyl atomic station). Therefore, the aim of the work was the modern level evaluation of β -nuclide pollution (^{90}Sr and ^{137}Cs) in water of Zaporizhzhya storage lake on the largest density points of the industrial enterprises on the Dnieper river in the sequence Kamenskoe – Dnipro – Zaporizhzhya at different seasons of the three years. Within 2014–2016 we carried out investigations of Zaporizhzhya storage lake β -radiation level for different seasons. The sampling was made at depth from 1,0 m to 1,5 m on six points. These points corresponded to the coast ones of Zaporizhzhya storage lake which are bound up with the industrial enterprises wastes of Kamenskoe and Dnipro or the small rivers fall points into the Dnieper River. The sampling points were: a coastal area 200 m below the Dneprodzerzhinsky dam, the river port, Starie Kodaki, the mouth of the river Mokra Sura, village Vojskove and Fyodorivka. The water mass of 5 kg was taken from these points and poured into the glass bottles. For radioactive pollution level determination in river's points we used two samples by 60 dm³ volume or caesium (^{137}Cs) and strontium (^{90}Sr) definition. ^{90}Sr activity in water was determined radiochemically by oxalates sedimentation method with the subsequent measurement on the UMF-1500 installation. The isotope ^{137}Cs was besieged by potassium ferrocyanide from a muriatic solution with the subsequent measurement on a small background installation. The general β -radioactivity (Bq/l) was determined in the samples on the radiometer-«Beta» with the help of the SBT-13 counter by direct measurement method of samples. We showed that the levels of general β -activity water or at the investigated selection points of Zaporizhzhya storage lake fluctuated on average from 0,14 to 0,24 Bq/l, the content of ^{90}Sr radionuclides in water is from 0,029 to 0,055 Bq/l, for ^{137}Cs – is 0,042 Bq/l. In autumn β -activity level in Zaporozhzhya storage lake water decreased in comparison with spring – summer seasons. It is typical for storage lakes with a superficial filling which is followed by a relative increase of radioactive materials in water from deeply lying breeds bottom. For ^{90}Sr , the effect of fluctuations in its concentration is observed, depending on the presence of industrial centers on the way of water movement along the Zaporizhzhya Reservoir. This effect not marked for ^{137}Cs . An assessment of the level of water pollution has shown that in our time the indicators of the studied isotopes do not exceed the permissible levels of radioactivity stipulated by the norms of radiation safety of Ukraine from 1997.

Key words: Zaporizhzhya storage lake, radioisotopes, maximum permissible level, ^{90}Sr , ^{137}Cs .

 Tel.: +38066-509-44-99. E-mail: oshugurov@gmail.com

DOI: 10.15421/031712

ISSN 1726-1112. Ecology and noospherology. 2017. Vol. 28, no. 3–4

21

УДК 504.6:629.039

О. О. Шугуров
Т. А. Стригіна

д-р біол. наук, проф.

*Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
просп. Гагаріна, 72, м. Дніпро, Україна, 49010,
тел.: +38066-509-44-99, e-mail: oshugurov@gmail.com*

СУЧАСНИЙ РІВЕНЬ β -РАДІОАКТИВНОСТІ В ЗАПОРІЗЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ

Анотація. У статті розглянуто питання сучасного забруднення вод Запорізького водосховища р. Дніпро радіонуклідами ^{90}Sr і ^{137}Cs протягом 2014–2016 рр. Зразки води відбирали в найбільш забруднених ділянках водосховища. Було виявлено зміну вмісту ^{90}Sr і ^{137}Cs у різні сезони року. Показано, що в Запорізькому водосховищі загальні середньорічні показники β -радіоактивності знаходяться в межах 0,14–0,28 Бк/л. На обраних ділянках уміст у воді радіонуклідів ^{90}Sr становить 0,029–0,055 Бк/л, для ^{137}Cs – 0,042 Бк/л, що не перевищує допустимі рівні радіоактивності, передбачені НРБ-97 України. Показано, що концентрація ^{90}Sr у воді була істотно пов'язана з фактом протікання біля великих промислових міст – Каменського і Дніпра, а концентрація ^{137}Cs – не залежала від цього. Виявлено, що в осінньо-зимовий період показники радіоактивності у воді значно зменшувалися в порівнянні з весняно-літнім, що характерно для водойм з поверхневим живленням. Зроблено висновок, що за період 2014–2016 рр. радіаційна ситуація досягла рівня, що існував до аварії на Чорнобильській АЕС.

Ключові слова: Запорізьке водосховище, радіоізотопи, гранично допустимий рівень, ^{90}Sr , ^{137}Cs .

УДК 504.6:629.039

О. О. Шугуров
Т. А. Стрыгина

д-р биол. наук, проф.

*Днепровский национальный университет имени Олеся Гончара,
просп. Гагарина, 72, г. Днепр, Украина, 49010,
тел.: +38066-509-44-99, e-mail: oshugurov@gmail.com*

СОВРЕМЕННЫЙ УРОВЕНЬ β -РАДИОАКТИВНОСТИ В ЗАПОРОЖСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

Аннотация. В статье рассмотрены вопросы современного загрязнения вод Запорожского водохранилища р. Днепр радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs в течение 2014–2016 гг. Образцы воды отбирали в наиболее загрязненных участках водохранилища. Было обнаружено изменение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в различные сезоны года. Показано, что в Запорожском водохранилище общие среднегодовые показатели β -радиоактивности находятся в пределах 0,14–0,28 Бк/л. На выбранных участках содержание в воде радионуклидов ^{90}Sr составляет 0,029–0,055 Бк/л, для ^{137}Cs – 0,042 Бк/л, что не превышает допустимые уровни радиоактивности, предусмотренные НРБ-97 Украины. Показано, что концентрация ^{90}Sr в воде была существенно связана с фактом протекания возле крупных промышленных городов – Каменского и Днепра, а концентрация ^{137}Cs – не зависела от этого. Выведено, что в осенне-зимний период показатели радиоактивности в воде значительно уменьшались в сравнении с весенне-летним, что характерно для водоемов с поверхностным питанием. Сделан вывод, что за период 2014–2016 гг. радиационная ситуация достигла уровня, существовавшего до аварии на Чернобыльской АЭС.

Ключевые слова: Запорожское водохранилище, радиоизотопы, предельно допустимый уровень, ^{90}Sr , ^{137}Cs .

ВВЕДЕНИЕ

В водохранилищах р. Днепра при отсутствии поступления радионуклидов в виде аэрозолей на поверхность водного зеркала их радионуклидное загрязнение определяется смывами с территории водосбора весенними паводками и дождем (Belokon, 2003). Современное радиоактивное загрязнение воды Запорожского

водохранилища определяется в первую очередь уровнем таких радионуклидов, как ^{90}Sr и ^{137}Cs . В отличие от известной тенденции последовательного снижения содержания ^{137}Cs в воде водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС (Romanenko, 2006), содержание ^{90}Sr в течение такого периода меняется мало.

В наше время содержание различных радионуклидов в воде определяется прежде всего интенсивностью поступления радионуклидов с радиоактивно загрязненных территорий Чернобыльской зоны, например в многоводные периоды (Gudkov, 2007), а также за счет сбросов от уранодобывающих предприятий (Ljashenko, 2004). Поэтому среди рисков распространения радиоактивных веществ за пределы зоны отчуждения возможными прямыми выбросами с саркофага и поступлениями при промывке дождями окружающих Днепр грунтов (Zavaltseva, 2016) вынос продуктов деления урана водными системами занимает для Украины основное место. Этот путь сейчас на 80 % определяет основное распространение ^{90}Sr и ^{137}Cs (Rudik, 1998).

Следует отметить, что точками риска заражения бассейна многих рек являются хвостохранилища отходов, находящиеся непосредственно рядом с её крупными притоками (Lavrentjeva, 2015). Это особенно важно, если учесть, что радиоактивные воды Днепра способны накапливаться в живых организмах Черного моря (Mirzoeva, 2005; Egorov, 2006). В связи с этим существует реальная необходимость постоянного контроля за качеством воды бассейна р. Днепр.

В результате стандартных физико-химических и биологических процессов радионуклиды переходят в растворимую форму, доступную для гидробионтов (Belokon, 2002; Gudkov, 2007). В воде радионуклиды могут находиться в двух формах: растворимой и сорбированной на взвешках, требующих отдельного изучения. Целью данной работы было выявить и проанализировать текущее содержание в воде Запорожского водохранилища растворимых форм указанных радионуклидов, доступных для попадания в организм гидробионтов.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Исследования проводились в период 2014–2016 гг. Были отобраны пробы воды в наиболее загрязненных участках Запорожского водохранилища в различные сезоны. Точками отбора проб были: прибрежный участок на 200 м ниже плотины ДнепроДзержинской ГЭС, речной порт, Старые Кодак, устье р. Мокрая Сура, с. Войсковое, район с. Федоровки. На глубине 1–1,5 м брали по 5 л воды, которую после выпаривания использовали для анализа.

Общая β -радиоактивность определялась в пробах на радиометре «Бета» со счетчиком СБТ-13 методом «прямого» измерения проб (Bagenov, 1990; Kitsno, 2008). Уровни общей β -радиоактивности и содержания радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в Бк/л в воде определяли методами сцинтилляционных гамма- и бета-радиометрии с погрешностью 20 %. Активность стронция в воде определяли радиохимическим методом оксалантного осаждения с последующим измерением на установке малого фона УМФ-1500. Активность измеряли и определяли по активности дочернего иттрия-90 (Andreev, 2005). Радиоизотопы цезия осаждали ферроцианидом калия с солянокислого раствора в виде гексахлортелурита с последующим измерением на установке малого фона.

Всего было отобрано по шестнадцать образцов в различные сезоны исследования, статическая обработка проведена с использованием программы Statistica v.6.0.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Отбор проб проводили на наиболее загрязненных участках Запорожского водохранилища, в местах нахождения коммунальных и промышленных стоков, промышленных предприятий, а именно:

1) точка на 200 м ниже плотины Днепродзержинской ГЭС. Условия формирования гидробиологического режима здесь проходят под воздействием большого течения, которое зависит от сброса гидроузла, правый берег находится под антропогенным влиянием судоходства. Грунт представлен промытыми песками;

2) Днепровский речной порт (находится в районе поступления суммарных промышленных стоков ряда металлургических заводов города). Грунт состоит из чёрного ила, засыпанного гравием;

3) район Старых Кодак (расположен на участке воздействия вод Самарского залива, Приднепровской ГЭС и коммунальных стоков). Грунт заиленный, вдоль побережья – линия затопленной и фрагментно-воздушной растительности;

4) устье р. Мокрая Сура. Выносит в Днепр промышленные воды шинного завода и других предприятий. Место отбора (согласно гидрологическим показаниям) значится как Сурская затока. Грунт в виде черного ила, вдоль берегов многочисленные заросли воздушно-водной растительности;

5) район возле с. Войскового (находится по правому берегу водохранилища напротив Плоско-Осакаровки). Грунт лесной, заиленный, по фарватеру – черный ил;

6) район с. Федоровки. Грунт представлен черным илом.

Наши исследования показали, что общая динамика β -активности воды в исследуемых точках отбора в весенний период колебалась от 0,14 до 0,25 Бк/л. Наиболее высокие показатели отмечены в районе плотины г. Каменское – 0,21–0,29 Бк/л в весенний период сбросов. В летний и осенний период значения общей радиоактивности более высокие в точках ниже г. Днепра – с. Войскового и Федоровки (рис. 1).

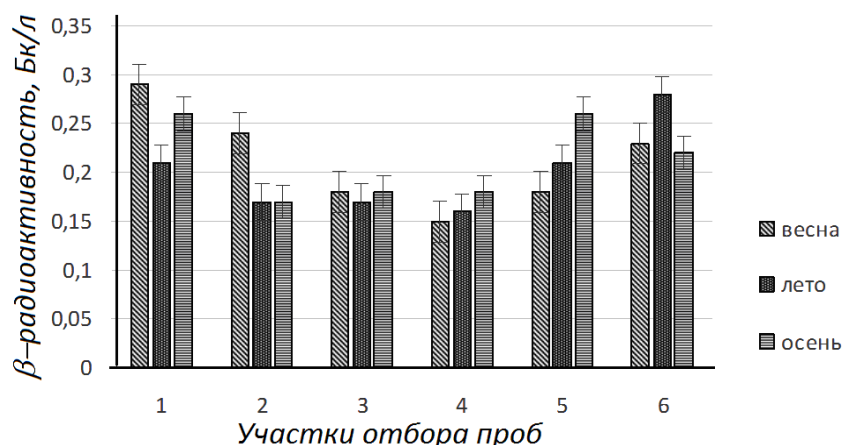


Рис. 1. Усредненная общая β -радиоактивность (Бк/л) на исследуемых участках отбора (1–6) в течение различных сезонов (весна, лето, осень) 2014–2016 гг. Указаны среднеквадратические отклонения при $p < 0,05$

Уровни общей β -активности отмечались в средних точках исследуемого региона устья р. Мокрая Сура 0,27–0,29 Бк/л, с. Войсковое 0,24–0,29 Бк/л, с. Федоровка 0,21–0,27 Бк/л. В осенний период более высокие показатели общей β -активности были отмечены в устье р. Мокрая Сура 0,18–0,26 Бк/л. Необходимо отметить, что осенью уровень β -активности в воде Запорожского водохранилища заметно снижался по сравнению с весенне-летним периодом, что характерно для водоемов с поверхностным питанием и где наблюдается некоторое снижение общей радиоактивности воды во время наводнения и повышение во время летней межени. Поверхностное питание рек притоков сопровождается относительным увеличением поступления в воду радиоактивных веществ с глубокого залегания пород.

Определено, что элементами, дающими существенный радиотоксический вклад в общую радиоактивность воды Запорожского водохранилища, являются стронций-90 и цезий-137. В результате проведенных исследований была обнаружена сезонная динамика содержания таких изотопов в точках отбора вод (рис. 2, 3). Уровень содержания всех радионуклидов в воде Запорожского водохранилища постоянно меняется. Если до Чернобыльской аварии содержание стронция-90 в водоемах Приднепровья находился в пределах 0,036–0,21 Бк/л, то после нее вследствие миграции и распределения содержание стронция-90 достигало 0,34 Бк/л (что в 2–3 раза выше, чем изначально). Затем началось постепенное снижение активности радионуклида, и сейчас оно составляет 0,05 Бк/л (рис. 2).

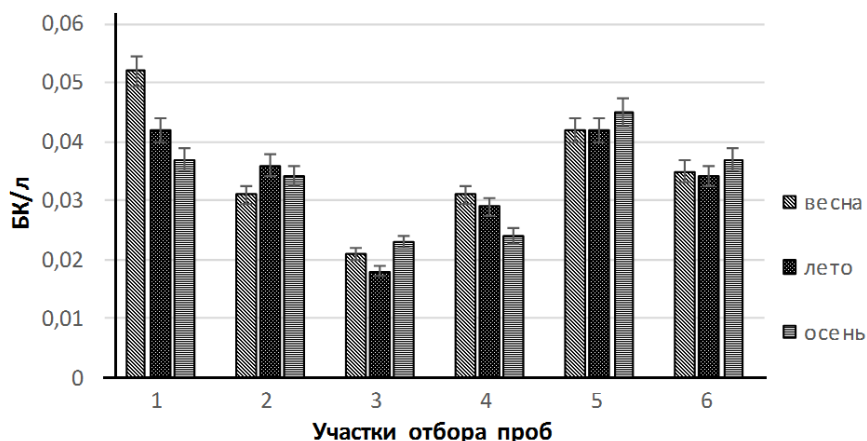


Рис. 2. Усредненное содержание стронция-90 в воде Запорожского водохранилища в различные сезоны в период 2014–2016 гг. Приведены среднеквадратические отклонения при $p < 0,05$

Концентрация растворимого стронция-90 в воде в рассмотренных периодах изменялась в общей тенденции к уменьшению. В 2014–2016 гг. содержание стронция-90 в водах, взятых в приведенных точках водохранилища, преобладало над концентрацией цезия-137. Уровень стронция был максимальный (0,053 Бк/л) в весеннее время в точках сброса вод с Днепродзержинской плотины. По мере отхода от плотины твердых частиц вниз по реке величина его концентрации (и соответственно радиоактивность) снижается вдоль реки Днепр вплоть до Старых Кодак (0,018 Бк/л). Ниже по реке радиоактивность увеличивается за счет сбросов от реки Самары (Vasenko, 1992), Приднепровска (часть Самарского района), аэропорта, стоков из Мокрой Суры. В результате наблюдается определенный рост радиоактивности от стронция-90 во всех весенне-осенних периодах ниже г. Днепра вплоть до с. Войскового. Дальше от города вновь наблюдается медленное снижение его концентрации.

Выявлено, что в исследуемые периоды содержание растворимого цезия-137 в водах Запорожского водохранилища сохраняет относительную количественную стабильность. В воде, как правило, с течением времени данный радионуклид фиксируется грунтами площадей водосбора и только в небольшом количестве смывается и переносится в воды водохранилищ. В послеаварийный период содержание цезия-137 находилось в пределах 0,03–0,04 Бк/л. В результате проведенных исследований отмечено, что наибольший уровень радиоактивного загрязнения воды в 2014–2016 гг. (рис. 3) цезием-137 зафиксирован в нижних частях Запорожского водохранилища: в весенние периоды – в районе с. Федоровки (0,05 Бк/л), осенью – в районе устья Мокрой Суры (0,03 Бк/л), летом – в районе с. Войскового (0,022 Бк/л).

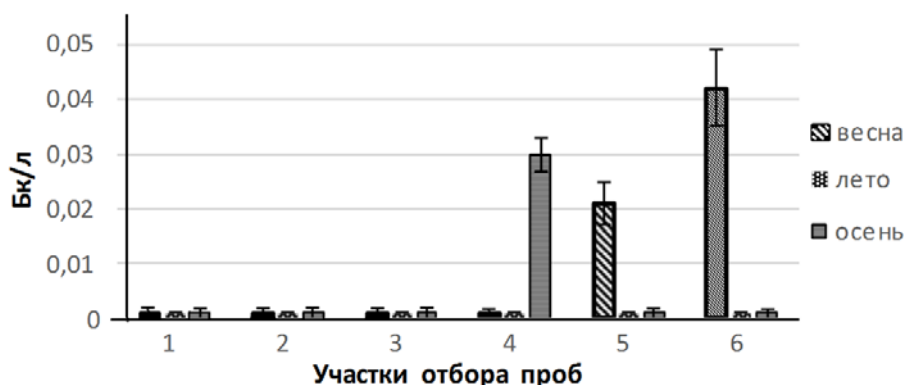


Рис. 3. Сезонная динамика содержания цезия-137 в течение 2014–2016 гг.
Указаны среднеквадратические отклонения при $p < 0,05$

Рассматривая приведенные данные по указанным радиоактивным изотопам, можно отметить, что содержание стронция-90 и цезия-137 в воде в основном зависит от общего состояния и плотности загрязнения территории водосбора малых рек Днепра (Romanenko, 2001). Цезий-137 имеет большую миграционную способность, поэтому высокая плотность загрязнения наблюдается на значительные расстояния от ЧАЭС независимо от того, промышленно-развитый город на пути вод или нет. Сильное загрязнение водных объектов стронцием-90 наблюдается только вблизи к источнику загрязнения – крупным городам с металлургической и химической направленностью промышленности. Вследствие этого в распределении стронция-90 наблюдается образование локальных максимумов на уровне таких городов и снижение его концентрации по мере удаления от них.

Второй важный фактор специфики проявлений данных радионуклидов может быть связан с тем, что устойчивость фиксации цезия-137 в водных грунтах значительно выше, чем у стронция-90, который легко смывается дождевыми и талыми водами. Как следствие – непредсказуемая неравномерность распределения цезия-137 на исследуемых участках вдоль Запорожского водохранилища. Соответственно выявленная общая β -радиоактивность (рис. 1) определяется суммированием процессов распространения радиоизотопов, дающих в неё основной вклад, – стронция-90 и цезия-137. Такое суммарное распределение может быть существенно сглаженным за счет противофазных колебаний в течение различных сезонов года в различных точках водохранилища. Это подтверждает мнение о необходимости мониторинга практически всех нуклидов, способных давать реальный вклад в радиоактивное заражение воды.

ВЫВОДЫ

На основании проведенных в 2014–2016 гг. исследований можно сделать следующие выводы:

- наиболее высокие показатели общей β -радиоактивности отмечены в весенне-летние периоды в с. Федоровке, а в летние периоды – в средних точках исследуемого региона: устье р. Мокрая Сура, с. Войсковое;
- в осенний период показатели общей β -активности в воде Запорожского водохранилища заметно снижаются по сравнению с весенне-летним, что характерно для водоемов с поверхностным питанием, где наблюдается некоторое снижение общей радиоактивности воды во время наводнения и повышение во время летней межени;
- в Запорожском водохранилище среднегодовые показатели общей β -активности воды в рассмотренные периоды находились в пределах от 0,14 до 0,28 Бк/л, содержание в воде радионуклидов стронция-90 – от 0,029 до 0,055 Бк/л, цезия-137 – 0,042 Бк/л;

– для стронция-90 проявляется эффект колебания его концентрации в зависимости от наличия промышленных центров на пути движения воды вдоль Запорожского водохранилища, для цезия-137 – такого не обнаружено;
– все приведенные показатели изученных изотопов не превышают допустимых уровней радиоактивности, предусмотренных НРБУ-97.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ / REFERENCES

- Andreev, B. F., et al., 2005. Izotopi: svojstva, poluchenie, primenenie [Isotopes: properties, production, application]. Fizmatlit, Moscow (in Russian).
- Bagenov, V. A., 1990. Vrednie himicheskie veshchestva [The harmful chemical substances]. Chemical, Leningrad (in Russian).
- Belokon, A. S., Lavrova, T. V., Dvoretzky, A. I., 2002. Zabrudnennija radionuclidami richki Ingulets ta jj pritokiv [Contamination by radionuclides of the river Ingulets and it's influx]. Herald of Dnipropetrovsk university (series: Biology. Ecology), 10(1), 79–86 (in Ukrainian).
- Belokon, A. S., Lavrova, T. V., Dvoretzky, A. I., 2003. Radioecologicheskie issledovanie vodnih ekosistem v zone vlijanija obektov uganopererabativajushih predpriyatij [Radioecological studies of aquatic ecosystems in the impact zone of uranium processing enterprises]. III Radiation research congress (Radiobiology and Radioecology). Kiev (in Ukrainian).
- Egorov, V. N., et al, 2006. Content ^{137}Cs , ^{40}K , ^{90}Sr , ^{210}Po radionuclides and some chemical pollutants in the Black Sea mussels *Mytilus galloprovincialis*. Marine Ecol. J. 5(3), 70–78.
- Gudkov, D. I., Kagljan, A. E., Nazarov, A. B., Klenus, V. G., 2007. Radionuklidi v ribe zoni otchushdenija Chernobilskoj AES [Radionuclides in fish areas of alienation of the Chernobyl nuclear power plant]. Reports of the National Academy of Sciences of Ukraine 12, 177–183 (in Russian).
- Kitsno, V. O., Polishuk, S. V., Gudkov, I. M., 2008. Osnovi radiobiologii ta radioekologii: navchalnij posibnik [Basis of Radiobiology and Radioecology: Teach. Manual]. Hi-Tech. Press, Kyiv (in Ukrainian).
- Lavrentjeva, G. V., Silin, I. I., Sinzinsis, B. I., 2015. Zagrijaznenie geosistem radioaktivnim stronsiem v rajone razmeshenija regoinalnogo hranilisha radioaktivnih othodov [The pollution of geosystems with a radioactive strontium in the district of placing aregional storage of radioactive wastes]. Geocol., engin. geology, hydrogeol., geocryology 1, 36–46 (in Russian).
- Ljashenko, V. I., 2004. Nauchnie osnovi povishenija bezopasnosti v uranodobivajushih regionah [Scientific basis for improving security in uranium mining regions]. Ecology of the environment and life safety 3, 56–70 (in Russian).
- Mirzoeva, N. Ju., 2005. Indikatsija morskoj ekosistemi v otnoshenii zagrijaznenija postchernobilskim ^{90}Sr [Indication of the marine ecosystem with respect to pollution by post-Chernobyl ^{90}Sr]. Sci. notes Ternopil Nat. Pedagog. Univ. (series: Biology, special issue «Hydroecology») 4(27), 151–152 (in Russian).
- Romanenko, V. D., 2006. Metodi hidroekologichnich doslidgen poverhnevih vod [The methods of hydroecological studies of surface waters]. Logos Ukraine, Kyiv (in Ukrainian).
- Romanenko, V. D., 2001. Stan ta perspektivi ozdorovlennja bassejnu Dnipro [Condition and prospects for the Dnipro river pool recovery]. Sci. notes Ternopil Nat. Pedagog. Univ., 7–8 (in Ukrainian).
- Rudik, A. F., 1998. Opredelenie aktivnosti estestvennih radionuklidiv v obektah okruhajushej sredi: metod. posobie [Determination of activity of natural radionuclides in environmental objects: methodical manual]. NPO AKP, Kyiv (in Ukrainian).
- Varenko, N. I., Kovtun, T. N., Murzina, T. A., 1992. Izmenenie himicheskogo sostava vodi reki Samara (Dneprovskaja) pod vlijanjem hozajstvennoj dejatel'nosti [Change in the chemical composition of the water of the Samara River (of Dniepr) under the influence of economic activity]. Hydrobiological journal 5, 93–97 (in Russian).
- Zavaltseva, O. A., Berseneva, D. E., 2016. Otsenka sorbsionnoj sposobnosti raznah tipov pochvogruntov po otnosheniju k tseziju i stronstiju [Assessment of the sorption capability of different types of soils in respect to cesium and strontium]. Forum of young sci. 1, 39–42 (in Russian).

Стаття надійшла в редакцію 18.11.2017

HYDROECOLOGICAL RESEARCH



T. I. Mykitchak 

Cand. Sci. (Biol.)

UDK 504.45:502.7(23):
565.3

*Institute of Ecology of the Carpathians of NAS of Ukraine,
Kozelnytska Str., 4, Lviv, Ukraine, 79026*

TRANSFORMATION OF THE ECOSYSTEMS OF GLACIAL LAKES IN UKRAINIAN CARPATHIANS

Abstract. The sizes of glacial lakes of the Ukrainian Carpathians without surface water runoff (Brebeneskul, Nesamovyte – the last 130 years, Verhne Ozirne, Nyzhne Ozirne – the last 50 years) and surface water runoff lakes Dogyaska (the last 30 years) has not substantial changes. The lakes Maricheyka and Vorozheska considerably decreased in area (20–40 % of previous squares), obviously, due to the erosion of rocky moraines-damages. Comparison of photos lakes Nesamovyte (1935–2008) has not showed changes of the outlines of the water area, the sedge-sphagnum alloy and the coastal thickets of the debris. The small glacial lakes Breskul has reduced its bed, because the sedge-sphagnum alloy overgrown with ray herbs, but the open water area is stable during the last 67 years. There are some increase alkalinity water of Brebeneskul and Verhne Ozirne and acidification of the Nesamovyte during the last 60 years. Unidirectional changes in the acid-alkaline balance of glacial lakes waters are not noted. The shrub covered decreases its area in basins of the all glacial lakes of Ukrainian Carpathians every year as a result of the cuttings of tourists for the campfires. For example, the number of the hearths in the Nesamovyte basin has decreased from 7 in the 2001 to the 80 in the 2017 years. The most intense in this process is in the basins of Nesamovyte and Brebeneskul. The number of tourists stopping for a night in the basins of high mountain lakes increased by 7–10 times according to the calculation of foci traces during 2001–2017 years. The clogging of shores and water areas of the glacial lakes and the formation of random garbage increases in the last two decades. The number of the oligosaprobic crustaceans species decrease and mesosaprobic are growing, appear polisaprobic species. The saprobic status of water lakes with the greatest recreational influence (Nesamovyte, Brebeneskul, Dogyaska) has a tendency to increase during the last 17 years. The loss of stenobiotic crustaceans species from glacial lakes (*Streblocerus serricaudatus* (Fischer, 1849), *Mixodiaptomus tatricus* (Wierzejski, 1883) and some others), the penetration of non-typical hydro- and amphibiotic species into highlands waters (*Pohlia nutans* (Hedwig) Lindberg, 1879, *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758), *Simocephalus vetulus* (O. F. Müller, 1776) and others), and the increase in the rate of mass, mezosaprobic and eurybionts species in the total number of water groups are noted. Verhne Ozirne was the last untouched glacial lake of the Ukrainian Carpathians, but after the introduction of its basin to the Ramsar Convention there was laid a path there and today we will observe intensification of tourist and pasture influence on its ecosystem. The most anthropogenic negative influence has recreation (clogging, cutting, trampling, automotourism and other factors). Mountain tourism is one of the most dangerous types of anthropopression in high-altitude areas, as it is in the lakes located on permanent tourist routes and water catchments which is the place for overnight tourists, the degradation of populations and groups of mountainous species of

 Tel.: +38067-862-38-55. E-mail: tarasmykitchak@yahoo.com

DOI: 10.15421/031713

hydrobionts has been noted. Moderate pastoral influence (up to thirty heads of cattle per hectare per day) does not make significant changes from the hydrobionts communities of the glacial lakes. The most effective mechanism for preventing the negative processes of anthropogenic transformation of ecosystems of the glacial lakes of the Ukrainian Carpathians is to determine the buffer number of tourists visiting basins of unique aquatic glacial ecosystems of Ukraine and the strict control over compliance by visitors with the rules of conduct regulated by environmental organizations.

Key words: *ecosystems of glacial lakes, Ukrainian Carpathians, anthropogenic transformation.*

УДК 504.45:502.7(23):565.3 **Т. И. Микитчак** канд. биол. наук

*Институт экологии Карпат НАН Украины,
ул. Козельницкая, 4, г. Львов, Украина, 79026,
тел.: +38067-862-38-55, e-mail: tarasmykitchak@yahoo.com*

ТРАНСФОРМАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ ЛЕДНИКОВЫХ ОЗЕР УКРАИНСКИХ КАРПАТ

Аннотация. За весь период исследований ледниковых озер Украинских Карпат (130 лет) отмечена стабильность размеров бессточных и уменьшение площади сточных озер, зарастание мелководья осоками, исчезновение из сообществ стенобионтных и монтанных видов гидробионтов, увеличение сапробного статуса водоемов, которые находятся под наибольшим рекреационным давлением.

Ключевые слова: *ледниковые озера, Украинские Карпаты, антропогенная трансформация.*

УДК 504.45:502.7(23):565.3 **Т. І. Микітчак** канд. біол. наук

*Інститут екології Карпат НАН України,
вул. Козельницька, 4, м. Львів, Україна, 79026,
тел.: +38067-862-38-55, e-mail: tarasmykitchak@yahoo.com*

ТРАНСФОРМАЦІЯ ЕКОСИСТЕМ ЛЬОДОВИКОВИХ ОЗЕР УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ

Анотація. За весь період досліджень льодовикових озер Українських Карпат (130 років) відзначено стабільність розмірів безстічних і зменшення площі стічних озер, заростання мелководдя осоками, зникнення з угруповань стенобіонтних і монтанних видів гідробіонтів, збільшення сапробного статусу водойм, які перебувають під найбільшим рекреаційним тиском.

Ключові слова: *льодовикові озера, Українські Карпати, антропогенна трансформація.*

ВСТУП

Одним із найбільш важливих завдань сучасної екології є моніторинг трансформації природних екосистем, яка відбувається внаслідок антропогенної діяльності та коливання кліматичних показників. Особливо показовими є зміни в екосистемах, які не зазнають значної прямої антропопресії і відображають загальні тенденції в трансформації біотичного покриву. Прикладом таких екосистем є високогірні озера. Їхні екосистеми існують переважно при низьких температурах за умов короткого вегетаційного періоду, низька мінералізація вод робить їхні ценози чутливими до зміни кислотно-лужної рівноваги. У гідроекосистемах високогірних озер процеси підтримання гомеостазу не завжди є достатніми для врівноваження зовнішніх збурень. Їхня біота складається зі значної кількості стенобіонтних видів, які формують основу специфічних угруповань. Таким чином, високогірні озерні екосистеми є чутливими індикаторами трансформаційних змін як окремих гірських

регіонів, так і біосфери загалом. За останні десятиліття вивченню змін та їхніх тенденцій в екосистемах гірських озер Європи присвячено низку міжнародних науково-дослідних проектів (EMERGY, ALPE, MOLAR та ін.), проте в жодному з них не охоплено дослідженнями високогірні озера України. Метою цієї роботи є вивчення змін в екосистемах льодовикових озер Українських Карпат з початку їх дослідження (кінець 19 ст.) і по сьогоднішній час.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Більшість високогірних озер в Українських Карпатах розташовані на території масивів Чорногора й Свидівець. Відомості про озера Чорногори містять більше як сто наукових публікацій. Їхнє дослідження започаткував Т. Вісньовський (Wiśniowski, 1888). У своїй праці автор навів фізико-географічні параметри та фауністичні списки гідробіонтів озер Шибене, Марічейка, Бребенескул, Несамовите. Згодом Я. Волошинська (Wołoszyńska, 1920) описує флору водоростей озер Несамовите та Бребенескул, подає їхні приблизні розміри та висоту розташування над рівнем моря, долучаючи дані С. Павловського (Pawłowski, 1915). Перші комплексні дослідження фауни кладоцер водних екосистем Чорногори проведені в 30-х рр. 20 ст. (Wolski, 1935). У 1964 р. опубліковано географічну працю Г. Міллера (Miller, 1964), в якій описано шість озер (розміри, глибина, температурний розподіл, хімічний склад води). Низку праць щодо фауни водних безхребетних опублікував Й. Терек (Terek, 1983, 1993). У 2014 р. вийшла друком монографія про екосистеми водойм Чорногори (Mykitchak, Reshetylo, Kostyuk et al., 2014).

Відомості про високогірні озера Свидівця знаходимо в Географічній енциклопедії України (GEU, 1984) й у праці Й. Терек, А. Ковальчука, Н. Ковальчук та ін. (Terek, Kovalčuk A., Kovalčuk N. et al., 2004).

Дослідження високогірних озер України впродовж 1888–2017 рр. дає змогу порівняти їхній екологічний стан за останні 130 років і виявити основні тенденції змін в екосистемах цих унікальних водойм.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

В останні десятиліття побутує думка про значне заростання й обміління льодовикових озер Карпат. Основними показниками для з'ясування швидкості цих процесів є розміри, площа, глибина водойм та стабільність берегової лінії. Порівняємо дані різних дослідників і власні проміри озер Чорногори та Свидівця з 1888 по 2014 р. (табл. 1).

Параметри озера Бребенескул у наш час збігаються з описом Т. Вісньовського (1888), проте значно відрізняються від промірів Г. Міллера (1964), що, на нашу думку, пов'язано з похибками в промірах у роботі Г. Міллера. Акваторія озера не зазнала істотних змін за останні 130 років. Площа Марічейки за цей час значно зменшилась (приблизно на 40 %), як і глибина (удвічі) у зв'язку зі стіканням води з плеса через розмиту морену (очевидно, що глибину провалля в західній частині попередні дослідники не брали до уваги, тому судимо за рештою акваторії). Площі озер Нижнє Озірне й Верхнє Озірне в наші дні, у порівнянні з дослідженнями Г. Міллера (1964), дещо змінили свої розміри. Розміри Догяски не зазнали істотних змін за останні 30 років, а от площа Ворожески зменшилась на одну п'яту.

Амплітуда коливань розмірів цих озер упродовж року є дуже значною. Наприклад, довжина озера Бребенескул за власними промірами за період червень – вересень коливається в межах 6–10 % порівняно з табличними даними, тобто довжина його плеса може бути меншою чи більшою на сім метрів упродовж року; Несамовите – 8–12 %, Марічейка – 5–8 %, Верхнє Озірне – 5–10 %, Нижнє Озірне – 8–11 %, Догяска – 5–8 % і Ворожеска – 3–7 %. Під час руйнування природних загат-морен Марічейки, Догяски, Ворожески ці озера можуть швидко стікати й зменшуватись у розмірах.

Таблиця 1

Фізико-географічні параметри озер й озерець Чорногори впродовж 1888–2014 рр.

Водойма	Автор і рік публікації	Довжина озерного ложа / водного дзеркала, м	Ширина озерного ложа / водного дзеркала, м	Максимальна глибина, м	Площа озерного ложа / водного дзеркала, га
Бребенескул	Вісньовський, 1888	150	64	–	–
	Волошинська, 1920	–	–	>2,0	–
	Міллер, 1964	134	44	2,8	0,4
	Микітчук, 2010	146,8	67,1	3,2	0,61
	Кокіш, 2010	135	65	2,4	0,5
Несамовите	Вісньовський, 1888	100	80	–	–
	Волошинська, 1920	–	–	2,0	–
	Міллер, 1964	88	45	1,5	0,3
	Кокіш, 2010	79	57	2,0	0,3
	Микітчук, 2014	90	58	2,0	0,4/0,2
Марічейка	Вісньовський, 1888	125	100	2,0	–
	Міллер, 1964	–	–	0,8	~1,0
	Микітчук, 2010	181,6/101,3	72,1/61,2	>1,1	0,9/0,5
	Кокіш, 2010	–/101	–/62	4,8	0,4
Верхнє Озірне	Міллер, 1964	105	26	3,0	0,24
	Микітчук, 2010	122,2	24,7	3,2	0,24
Нижнє Озірне	Міллер, 1964	70/45	29/28	2,0	–
	Микітчук, 2010	60,2/44,5	29,0/28,0	2,00	0,1/0,1
Догяска	ГЕУ, 1984	212	110	1,2	1,2
	Терек та ін., 2004	220–240	120	≈3,0	–
	Микітчук, 2014	235	132	>2,0	2,6
Ворожеска	ГЕУ, 1984	95	95	4,5	0,7
	Терек та ін., 2004	100	90	≈3,0	–
	Микітчук, 2014	81	75	>2,0	0,5

Прослідковується незначне залуження озер Бребенескул і Верхнє Озірне і незначне підкислення вод Несамовитого. Однонаправленого процесу змін кислотнolужної рівноваги озер Українських Карпат не відзначено.

Таблиця 2

Зміни значення рН води озер Чорногори

Водойми	Роки досліджень					
	1961	1977	1987	2002	2007	2009
Бребенескул	6,5	6,6	7,6	–	7,0	7,1
Несамовите	6,2	6,1	6,4	5,3	5,2–6,0	5,6
Верхнє Озірне	6,6	–	6,7	–	6,8	6,6–7,5
Нижнє Озірне	6,3	–	4,6	–	6,3	–

Порівняння світлин озера Несамовите 1935 р. (Przyczynek ..., 1935) і 2008 р. показано на рис. 1, а. Обидві світлини зроблено в останню декаду червня. Незважаючи на песимістичні думки про різке заростання озера, бачимо, що обриси його акваторії змінилися несуттєво. З'явилися нові, невеликі за площею осокові формації з південно-західного боку. Більш істотно змінилося проективне покриття хвойних чагарників в озерному басейні. Обриси акваторії озера Брескул дещо змінилися за останні 67 років. Відзначено перетворення зовнішніх країв сплавини в луки (ванна озера зменшилась на 1–2 м). На мілких ділянках відзначено нові площі осокових формацій. У порівнянні з 20 ст. у басейні озера Брескул випасання значно

зменшилось, що може бути причиною його заростання. Натомість проєкційне покриття хвойних чагарників збільшилось приблизно на 45 %.

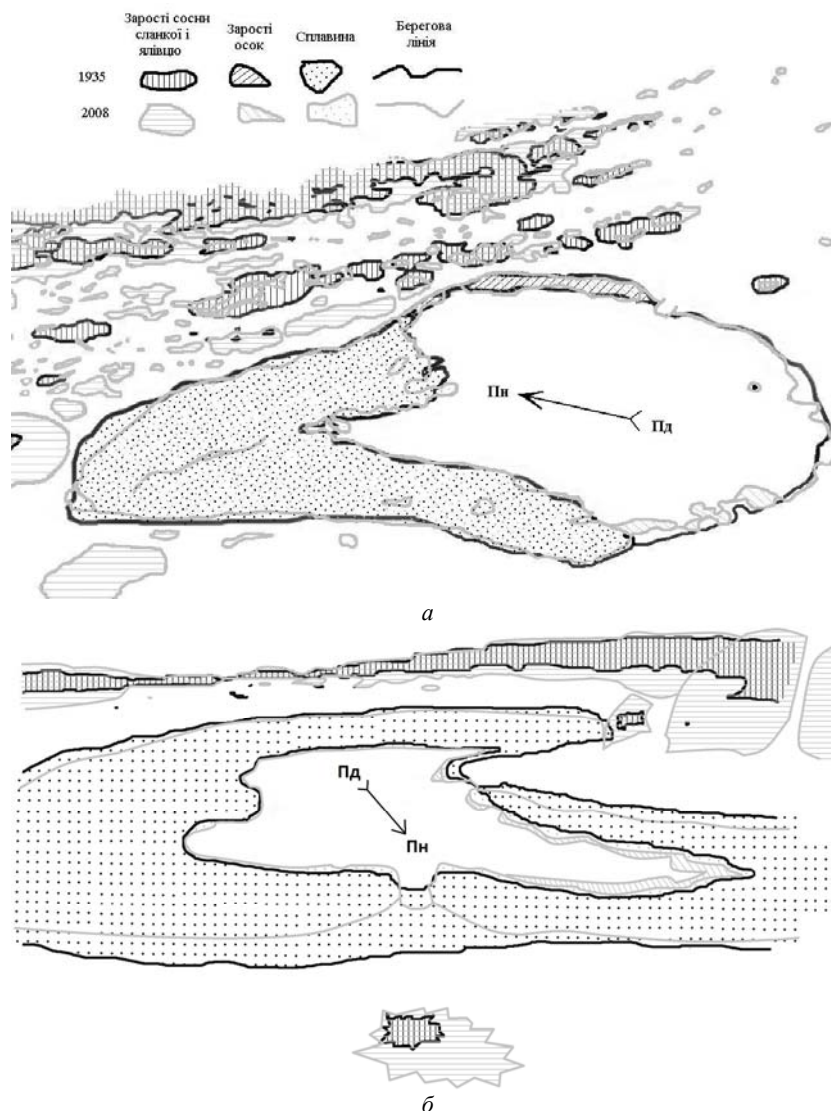


Рис. 1. Обрис акваторії, сплавини, заростей осоки й чагарників озера Несамовите (а) за світлинами 1933 (Przyszynek..., 1935) і 2008 рр. й озера Брескул (б) за світлинами 1950 (фотоальбом стаціонару біологічного факультету ЛНУ ім. Івана Франка) та 2017 рр.

Кількість вогнищ з 2001 по 2017 рік у басейні озера Несамовите (рис. 2) зросла в десять разів за останні 17 років (від 7 до 79–81 вогнищ). Це вказує на різке збільшення кількості рекреантів, які, порушуючи заборону Карпатського національного природного парку, ночують у басейні високогірного озера та спляють хвойні чагарники для приготування їжі, обігріву та для атракції. Подібні тенденції спостерігаємо й у басейнах найбільш популярних серед туристів високогірних озер Бребенескул (2001 р. – 4 вогнища, 2017 р. – 32) й Доляска (2007 р. – 5, 2015 р. – 43). У 2016 році вперше відзначено свіжі вогнища на берегах озера Верхнє Озірне. Після внесення урочища Озірного (західні схили гір Туркул-Данціж)

у 2011 р. до водно-болотних угідь міжнародного значення (Рамсарська конвенція) працівниками Карпатського біосферного заповідника (КБЗ) прорубано стежку до його басейну. Тепер туди постійно навідуються місцеві пастухи з худобою.

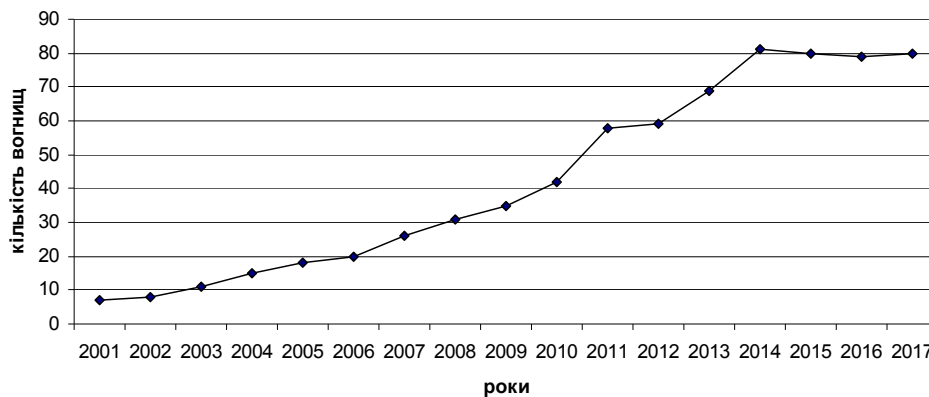


Рис. 2. Кількість місць від тогорічних вогнищ у басейні озера Несамовите (Чорногора)

Зі збільшенням кількості вогнищ катастрофічно зростає площа вирубок хвойних чагарників у басейнах високогірних озер. У басейні озера Бребенескул площа таких вирубок у 2001 р. сягала 0,05 га, у 2011 р. – 0,3 га, у 2017 р. – 0,5 га (власні проміри). Узбережні чагарникові угруповання знищуються з року в рік у басейнах усіх високогірних озер. Біля озера Несамовите рекреанти щороку створюють стихійне сміттєзвалище об'ємом 1–3 м³. Крім нього в басейні й акваторії озера накопичується ще 2–3 м³ побутового сміття. У басейнах інших озер сміття, залишене рекреантами, залишається розосередженим, проте його обсяги щороку зростають за рахунок пластикових відходів.

Якісний склад планктонних ракоподібних озер Чорногори зазнав істотних змін за останнє сторіччя. Повністю з озер цього хребта зник діаптомус *Eudiaptomus gracilis* (Sars G.O., 1863), значно скоротилася кількість оселищ стенобіонтів *Streblocerus serricaudatus* (Fischer, 1849) і *Mixodiaptomus tatricus* (Wierzejski, 1883).

Частка β-мезосапробів в угрупованні планктонних ракоподібних озер Чорногори збільшилася за останні 130 років (рис. 3). За останнє десятиліття відзначено два види полісапробів. Зважаючи на те, що для меншої кількості видів β-мезосапробів у водоймах Чорногори завжди характерна більша чисельність, ніж для олігосапробів, а також на те, що найчастіше в пробах трапляються найбільш масові види, які вказують на екологічний стан своїх оселищ, можемо однозначно стверджувати, що антропогенна трансформація водойм Чорногори чітко простежується в часовому градієнті й призводить до пришвидшення природної евтрофікації.

Зміну індексу сапробності високогірних озер простежимо за 17 років власних досліджень. На рис. 4 показано усереднені значення сапробності льодовикових озер з 2002-го по 2017 роки за період червень – серпень. Для озер Несамовите, Бребенескул і Догяска відзначено значне підвищення сапробного статусу вод за останні 16 років. Саме на ці високогірні водойми чиниться найбільш інтенсивний вплив рекреації, яка у їхніх басейнах фактично є неконтрольованою. Басейн Брескула більше сотні років перебуває під впливом регулярного випасання, й істотних змін у сапробному статусі озера не відзначено. Сапробність вод Марічейки за період досліджень залишається стабільною. Басейн озера також перебуває під інтенсивним рекреаційним навантаженням, проте працівники лісництва щотижня зносять усе накопичене сміття.

Для Верхнього Озінного властива широка амплітуда коливань значень індексу сапробності, проте тенденції до збільшення цих показників не відзначено.

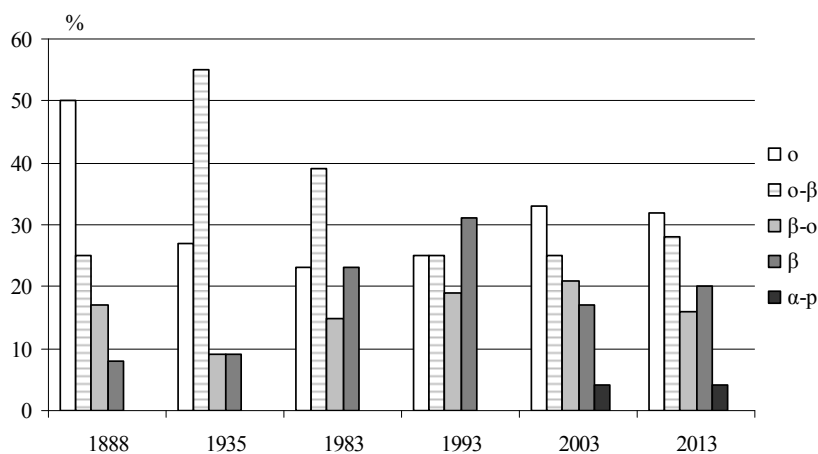


Рис. 3. Розподіл кількості видів планктонних ракоподібних за ступенем сапробності в різні періоди досліджень лентичних водоемів Чорногори

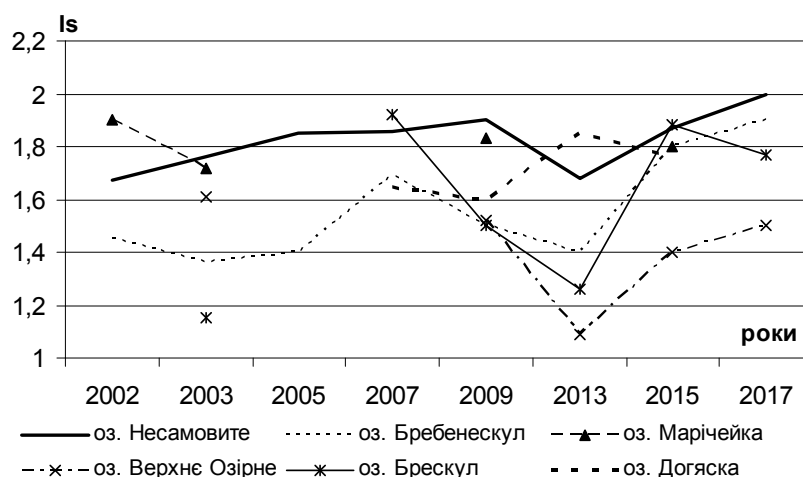


Рис. 4. Зміни індексу сапробності льодовикових озер Українських Карпат

За останні два десятиліття відзначено проникнення рівнинних видів дафніїд в угруповання планктону озера Доляска. Частка автохтонного виду *Daphnia rosea* Sars, 1862 у чисельності планктонних ракоподібних водойми зменшується, частка виду-вселенця *Simocephalus vetulus* (O. F. Müller, 1776) збільшується: 2003 р. (Terek et al., 2004) – *D. rosea* присутня, *S. vetulus* – не відзначений; 2007 – *D. rosea* 1,7 %, *S. vetulus* – 0,6 %; 2014 р. – *D. rosea* 0,1 %, *S. vetulus* 28 %; 2015 р. – *D. rosea* 0,2 %, *S. vetulus* 8,8 %. Така тенденція, на нашу думку, свідчить про вселення еврібіонтного космополітного виду *S. vetulus* у найбільші озера Свидівця (вид відзначено також в озері Апшиніць) і поступове витіснення ним з угруповань автохтонного виду *D. rosea*. Озера Доляска й Апшиніць є основними об'єктами джипінгу на масиві. За тиждень перебування на Свидівці у 2015 р. відзначено від 2 до 12 автомашин, від 1 до 15 мотоциклів щодня. Вважаємо, що популяції *S. vetulus* Доляски й Апшинця постійно поповнюються

генетичним матеріалом через перенесення його діаспор транспортом з низинних водойм, що дає змогу виду переважати над популяціями *D. rosea*. Помірний пасторальний вплив (на 1 га площі пасовищ до 30 голів худоби на добу) не має негативного впливу на структуру популяцій гідробіонтів.

Надмірний рекреаційний тиск негативно впливає на існування монтанних популяцій ракоподібних: збільшується змивання незакріпленого ґрунту у водойму, як наслідок – зміна рН води, переважно залуження, збільшення мутності води. Висока концентрація завислих часток у воді негативно впливає на самовідновлення популяцій видів тонких фільтраторів, збільшується частка в загальній біомасі й чисельності хижих і всеїдних циклопід, дрібних хидорид. Озеро Несамовите є місцем зимівлі й розмноження трав'яної жаби, існування й розмноження карпатського й альпійського тритонів. Рекреаційна діяльність змінює трофічні й топічні зв'язки земноводних, що порушує демографічну структуру популяцій та структурно-функціональну організацію раритетних високогірних гідроекосистем (Ecosystems ..., 2014). Унаслідок інтенсивного витоптування й вирубування знищується рослинний покрив як на території водозбірних площ озер, так і безпосередньо на їхніх берегах. Основними факторами, що визначають стан деградації фітоценозів на кінцевих етапах, є рівень вологості та ступінь порушеності субстрату. У результаті прискорюються процеси заростання гірських озер. Збільшуються площі, зайняті основним ценозоутворювачем водойм високогір'я – *Carex rostrata* Stokes, 1787. Натомість починають випадати рідкісні оліготрофні види, у першу чергу *Drosera rotundifolia* Linnaeus, 1753, види роду *Sphagnum* та ін. (Borsukevych, 2010). Загрозливою є діяльність туристів для мохоподібних. Індикатором антропогенної трансформації приберегових ценозів високогірних водойм масиву є *Pohlia nutans* (Hedwig) Lindberg, 1879, що заселяє пошкоджені ділянки дернового покриття. Проективне покриття цього виду на берегах льодовикових озер останнім часом значно збільшилось (Ecosystems ..., 2014). Найбільш негативним впливом джипінгу є заселення у високогірні водойми рівнинних видів, які витісняють аборигенні. Гірський туризм є одним з найбільш небезпечних видів антропопресії у високогірних районах, оскільки саме в озерах, розташованих на постійних туристичних маршрутах і водозбори яких є місцем ночівлі рекреантів, відзначено деградацію популяцій і угруповань монтанних видів гідробіонтів.

ВИСНОВКИ

За 130 років досліджень льодовикових озер Українських Карпат відзначено такі зміни їхніх екосистем: зменшення площі стічних озер через розмивання морен-загат, перетворення сплавини найменших високогірних озер у субальпійські луки, появу нових осокових формацій в озерних плесах, зникнення з угруповань стенобіонтних і монтанних видів гідробіонтів, збільшення сапробного статусу вод озер, які перебувають під найбільшим рекреаційним тиском, зменшення проективного покриття хвойних чагарників у їхніх басейнах, збільшення рекреаційного навантаження на акваторії озер та площі їхніх водозборів завдяки вирубуванню, засмічуванню, витоптуванню, масовому неконтрольованому доступу рекреантів. Єдиним механізмом збереження унікальних екосистем льодовикових озер України є визначення буферної ємності рекреантів і жорсткий контроль за їхнім дотриманням правил поведінки в озерних басейнах.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ / REFERENCES

- | | |
|--|---|
| Borsukevych, L. M. 2010. Syngenetychni zminy vyschoi vodnoi roslynnosti baseyniv verhnih techiy Dnistra, Pruta ta Zahidnoho Bugu [Syngenetic changes of the higher aquatic vegetation from the basins of | headwaters of Dniester, Prut and Zakhidny Bug]. Visnyk Lvivskoho universytetu imeni Ivana Franka. Biologiya 54, 107–114 (in Ukrainian). |
|--|---|

- Geographichna encyclopedia Ukrainy, 1989 [Geographic encyclopedia of Ukraine]. Kyiv (in Ukrainian).
- Kokish, A. I., 2010. Recreational-geomorphological studies of lakes of Chornohora [Recreational-geomorphological studies of Chornohora lakes]. Fizychna geographia ta geomorphologia (in Ukrainian).
- Mykitchak, T. I., Reshetylo, O. S., Kostyuk, A. V. et al., 2014. Ecosystems of lentic water bodies of Chornohora massif (Ukrainian Carpathians). Lviv (in Ukrainian).
- Miller, H. P., 1964. Lyodovikovi ozera Chornohory [Glacial lakes of Chornohora massif]. Visnyk Lvivskoho universytetu imeni Ivana Franka. Geographia 54, 44–52 (in Ukrainian).
- Pawłowski, S., 1915. Ze studyów nad zlodowaceniem Czarnogory [The studies of the glacial of the Chornohora]. Prace Tow. Nauk. Warszawskiego. Matem. i przyrodn. 3 (10) 1–64 (in Poland).
- Terek, J., 1983. Príspevok k poznaniu hydrofauny niektorých jazier Zakarpatskej oblasti USSR [Introduction to the knowledge of the fauna of some lakes of the Zakarpatska region]. Zb. pedag. fak. v Prešove. Un. P. J. Šafárika v Košiciach. Prirodné Vedy. 1 1. 161–167.
- Terek, J., 1993. Zooplankton of mountain lakes near Hoverla. Fauna of the Eastern Carpathians: modern status and protection. Uzhorod. 294–296.
- Terek, J., Kovalčuk, A., Kovalčuk, N., et al., 2004. For the knowledge of protisto-, micro-, macrofauna and environmental conditions in Sydvets lakes (Ukraine). Prirodné Vedy 40. 184–195.
- Wiśniowski, T., 1888. Report of the faunistic trips to Chornohora lakes in the years 1885 and 1886. Report of the physiographic commission of the Academy of Krakov 22, 71–78.
- Wołoszyńska, J., 1920. Jeziora czarnohorskie. Rozpr. wyd. matem.-przyrodn. PAN. Ser. B. T. LX. 141–153.
- Wolski, T., 1935. Cladocera. Contribution to the knowledge of Chornohora fauna. The work of the State Forest Research Institute. A hearings and reports. Seria A. Warszawa. 8, 37–42.

Стаття надійшла в редакцію 22.10.2017

RESEARCH OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION



O. N. Marenkov 
K. K. Holoborodko
Yu. S. Voronkova
V. A. Gorban

Cand. Sci. (Biol.)
Cand. Sci. (Biol.), Assoc. Prof.
Cand. Sci. (Biol.)
Cand. Sci. (Biol.), Assoc. Prof.

UDK 595.36

*O. Honchar Dnipro National University,
Gagarin ave, 72, Dnipro, Ukraine, 49010*

FEATURES OF HISTOLOGICAL ADAPTATION OF MARBLED CRAYFISH *PROCAMBARUS FALLAX F. VIRGINALIS* (DECAPODA) TO THE DIFFERENT CONCENTRATION OF CADMIUM IONS IN MODEL EXPERIMENT

Abstract. The article shows the results of studies on the influence of cadmium ions on the histological structure of antennal gland cells of marbled crayfish *Procambarus fallax f. virginalis* Martin et al., 2010 (Decapoda). Due to the fact that marbled crayfish got into the reservoirs of the Dnipropetrovsk region in 2015, it was necessary to study the possibilities of its adaptation to environmental factors of reservoirs for further prediction of its distribution or even acclimatization under conditions of toxicological contamination of the ponds of the steppe Prydniprovyia. We conducted a laboratory model experiments to study the mechanisms of adaptation of marbled crayfish *Procambarus fallax f. virginalis*. The effect of different concentrations of cadmium ions (0.01 mg/l, 2 MPC) on physiological state and histostucture of the excretory system of marbled crayfish was determined. The cells of the antennal gland of marbled crayfish in the control had a size of $166.08 \pm 10.13 \mu\text{m}^2$. Glandulocytes had clear cells edges, pronounced structure of ducts, and a clear basal membrane. The cells had large nuclei with a cross-sectional area of $51.31 \pm 3.92 \mu\text{m}^2$. The nucleic membrane had clear edges, there were nucleoli in nuclei that were characterized by basophilia. That is, the structure of the antennal gland of marbled crayfish in control was normal for Decapods. The worst histological picture of antennal gland cells was observed in individuals exposed to cadmium ions. The structure of the excretory ducts of the green gland was broken, they had fuzzy boundaries, contained a large number of fragments of glandulocytes cytoplasm. In some cells there was a picnose of nuclei, as well as the output of a nucleolus beyond the nucleus which is the appearance of the micronucleus. This phenomenon is caused by the toxicological effects of cadmium. Compared with control, the glandulocytes of the antennal gland were 14.8 % smaller, their area of cross-section reached $141.44 \pm 7.60 \mu\text{m}^2$. The nuclei of the glandular cells were also significantly lower by 17.5 % than such in control, and their area reached $42.32 \pm 1.74 \mu\text{m}^2$. To study the influence of cadmium on the glandular cells of the green gland of marbled crayfish, the index of nuclear-cytoplasmic ratio (NCR) was used. The indicator of nuclear-cytoplasmic ratio allows estimating the level of metabolism and detecting the manifestation of compensatory reactions of the organism of experimental crayfish. The value of NCR in the trial and control did not differ statistically and amounted to 0.31 units. This indicates an interproportional reduction in both the cytoplasm of the cells of the green gland and their nuclei, caused by cadmium exposure. It was determined that under

 Tel.: +38066-512-29-44. E-mail: gidrobions@gmail.com

DOI: 10.15421/031714

the influence of heavy metals the size of the glandular cells and their nuclei decreases, while the nuclear-cytoplasmic ratio remains the same, which is probably an adaptive reaction of the excretory system against the influence of heavy metal ions. Investigation of the histological structure of tissues and organs of marbled crayfish will allow the development of measures for the determination of biomarkers for the bioindication of the aquatic environment using freshwater crayfish. The results of such studies have an important fundamental and applied significance for understanding the mechanisms of adaptation of crustaceans to the conditions of toxicological burden on aquatic ecosystems.

Keywords: *marble crayfish, Procambarus fallax f. virginalis, cadmium, heavy metals, antennal gland.*

УДК 595.36

О. Н. Маренков

канд. биол. наук

К. К. Голобородько

канд. биол. наук, доц.

Ю. С. Воронкова

канд. биол. наук

В. А. Горбань

канд. биол. наук, доц.

*Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара,
пр. Гагарина, 72, г. Днепр, Украина, 49010,
тел.: +38066-512-29-44, e-mail: gidrobions@gmail.com*

**ОСОБЕННОСТИ ГИСТОЛОГИЧЕСКОЙ АДАПТАЦИИ МРАМОРНЫХ РАКОВ
PROCAMBARUS FALLAX F. VIRGINALIS (DECAPODA)
К РАЗНЫМ КОНЦЕНТРАЦИЯМ КАДМИЯ
В УСЛОВИЯХ МОДЕЛЬНОГО ЭКСПЕРИМЕНТА**

Аннотация. В статье приведены результаты исследований влияния ионов кадмия на гистологическую структуру клеток антеннальной железы мраморного рака *Procambarus fallax f. virginalis* Martin et al., 2010 (Decapoda).

Клетки антеннальной железы мраморного рака в контроле имели размер $166,08 \pm 10,13$ мкм². Гландулоциты характеризовались наличием четких краев клеток, выраженной структурой протоков, четкой базальной мембраной. Клетки имели крупные ядра с площадью поперечного сечения $51,31 \pm 3,92$ мкм². Нуклеарная мембрана имела четкие края, в ядрах наблюдали ядрышка, которые характеризовались базофилией. То есть структура антеннальной железы мраморного рака в контроле соответствовала норме для десятиногих ракообразных.

Наиболее плохую гистологическую картину для клеток антеннальной железы наблюдали у особей, которые находились под воздействием ионов кадмия. Структура выводящих протоков зеленой железы была нарушена, они имели нечеткие границы, содержали в себе большое количество фрагментов цитоплазмы glandулоцитов. В некоторых клетках наблюдался пикноз ядер, а также выход ядрышка за границы ядра – появление микроядер. Подобное явление объясняется токсикологическим влиянием кадмия.

По сравнению с контролем glandулоциты антеннальной железы были на 14,8 % меньше, площадь их поперечного сечения достигла величины $141,44 \pm 7,60$ мкм². Ядра железистых клеток также были достоверно меньше на 17,5 %, чем контрольные показатели, а их площадь достигла $42,32 \pm 1,74$ мкм².

Для определения влияния кадмия на железистые клетки зеленой железы мраморных раков использовали показатель ядерно-цитоплазматического соотношения (ЯЦС). Показатель ядерно-цитоплазматического соотношения позволяет оценить уровень метаболизма и выявить проявление компенсаторных реакций организма исследуемых раков. Величина ЯЦС в опыте и контроле статистически не отличалась и достигала величины 0,31 единицы. Это указывает на взаимопропорциональное уменьшение как цитоплазмы клеток зеленой железы, так и их ядер, что вызвано влиянием кадмия.

Установлено, что под воздействием тяжелых металлов закономерно уменьшаются размеры glandулоцитов и их ядер, при этом устойчиво сохраняется ядерно-цитоплазматическое соотношение, что, вероятно, является адаптационной реакцией выделительной системы на влияние ионов тяжелых металлов.

Ключевые слова: *мраморные раки, Procambarus fallax f. virginalis, кадмий, тяжелые металлы, антеннальная железа.*

ОСОБЛИВОСТІ ГІСТОЛОГІЧНОЇ АДАПТАЦІЇ МАРМУРОВИХ РАКІВ
***PROCAMBARUS FALLAX F. VIRGINALIS* (DECAPODA)**
ДО РІЗНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ КАДМІЮ
В УМОВАХ МОДЕЛЬНОГО ЕКСПЕРИМЕНТУ

Анотація. У статті наведено результати досліджень впливу йонів кадмію на гістологічну структуру клітин антенальної залози мармурового рака *Procambarus fallax f. virginalis* Martin et al., 2010 (Decapoda).

Клітини антенальної залози мармурового рака в контролі мали розмір $166,08 \pm 10,13$ мкм². Гландулоцити характеризувалися наявністю чітких країв клітин, вираженою структурою протоків, чіткою базальною мембраною. Клітини мали крупні ядра з площею поперечного перерізу $51,31 \pm 3,92$ мкм². Нуклеарна мембрана мала чіткі краї, в ядрах спостерігалися ядерця, які характеризувалися базофілією. Тобто структура антенальної залози мармурового рака в контролі відповідала нормі для десятиногих ракоподібних.

Найгірша гістологічна картина для клітин антенальної залози спостерігалася в особин, які знаходилися під впливом йонів кадмію. Структура вивідних протоків зеленої залози була порушена, вони мали нечіткі границі, містили в собі велику кількість фрагментів цитоплазми glandулоцитів. У деяких клітинах спостерігався пікноз ядер, а також вихід ядерця за межі ядра – поява мікроядер. Подібне явище пояснюється токсикологічним впливом кадмію.

Порівняно з контролем glandулоцити антенальної залози були на 14,8 % меншими, площа їх поперечного перерізу сягала величини $141,44 \pm 7,60$ мкм². Ядра залозистих клітин також були достовірно меншими на 17,5 % за контрольні показники, а їх площа сягнула $42,32 \pm 1,74$ мкм².

Для визначення впливу кадмію на залозисті клітини зеленої залози мармурових раків використовували показник ядерно-цитоплазматичного відношення (ЯЦВ), який дозволяє оцінити рівень метаболізму та виявити прояв компенсаторних реакцій організму дослідних раків. Величина ЯЦВ в досліді та контролі статистично не різнилася та становила 0,31 одиниці. Це вказує на взаємопропорційне зменшення як цитоплазми клітин зеленої залози, так і їх ядер, що викликано впливом кадмію.

Установлено, що під впливом важких металів закономірно зменшуються розміри glandулоцитів та їх ядер, при цьому стало зберігається ядерно-цитоплазматичне відношення, що, певно, є адаптаційною реакцією видільної системи на вплив йонів важких металів.

Ключові слова: мармурові раки, *Procambarus fallax f. virginalis*, кадмій, важкі метали, антенальна залоза.

ВСТУП

Мармуровий рак *Procambarus fallax f. virginalis* Martin et al., 2010 (Decapoda) – північноамериканський вид-вселенець, якого привезли до Європи як акваріумний вид. Через значну популярність в акваріумістиці він потрапив до країн Європи, Азії та Африки, де, скоріше за все, у результаті недбалості акваріумістів був випущений до природних водойм. Так, починаючи з 1990-х років відзначено появу партеногенетичної форми мармурового рака у водоймах Німеччини та Нідерландів (Holdich, Pöckl, 2007; Souty-Grosset, Reynolds, 2009; Soes, Koesse, 2010; Svobodová, Vlach, Fischer, 2010). У 2007–2008 рр. його появу зафіксували в Італії (Marzano et al., 2009), у 2015 р. – у Чехії та в Україні (Patoka et al., 2015; Novitsky, Son, 2016).

Стрімке поширення виду пояснюється тим, що популяція мармурового рака представлена виключно триплоїдними партеногенетичними самками, які відкладають

незапліднену ікру, з якої народжуються «клоновані» генетично однорідні особини даного виду. Ні в природних умовах, ні в лабораторних дослідженнях не було знайдено самців даного виду (партеногенетичної форми) (Scholtz et al., 2003).

У зв'язку з тим що мармуровий рак потрапив до водойм України, виникла необхідність дослідження можливостей адаптацій до екологічних умов водойм з метою подальшого прогнозування його поширення або навіть акліматизації в умовах токсикологічного забруднення водойм степового Придніпров'я (Holoborodko et al., 2016). Тому метою нашої роботи було визначення впливу важких металів на фізіологічний стан та гістоструктуру видільної системи мармурового рака.

Пріоритетними токсичними забруднювачами водойм є важкі метали, вони становлять надзвичайну небезпеку як забруднювачі природних вод, які навіть у порівняно малих концентраціях можуть негативно впливати на водні організми. Біологічні наслідки забруднення важкими металами водного середовища виявляються насамперед у прямій токсичній дії на гідробіонтів, що призводить до ураження їх фізіологічних систем.

Багаторічні дослідження вчених показали, що у воді Запорізького (Дніпровського) водосховища та його притоках постійно спостерігається порушення нормативних вимог СанПіН-88 за вмістом Cd, Mn, Cu і на деяких ділянках – за вмістом Zn, Ni і Fe. Зазначені важкі метали здатні знижувати чисельність, пригнічувати розвиток та викликати загибель гідробіонтів, чутливих до дії токсикантів (Fedonenko et al., 2012).

Особливий інтерес становить вивчення адаптаційних можливостей нових видів гідробіонтів, які вперше вселяються до водойм зі сталим екологічним режимом та сформованим токсикологічним фоном. У такому випадку нові види можуть або загинути, не витримавши тиску антропогенних чинників, або, навпаки, адаптуватися до нових умов. При цьому процес адаптації, який відбувається на біохімічному та клітинному рівні, створює передумови виживання популяції інвазійного виду.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Нами проведено лабораторні модельні експерименти з вивчення механізмів адаптацій мармурового рака *Procambarus fallax f. virginalis* Martin et al., 2010 (Desapoda). Визначено вплив різних концентрацій важких металів на фізіологічний стан та гістоструктуру видільної системи мармурового рака.

Експеримент проводився в акваріумах робочою ємністю 30 л. Температура води підтримувалася терморегулятором і в усіх акваріумах становила +24 °С. Кисневий режим підтримувався компресором, уміст кисню у воді акваріумів становив 8 мг/л. Двічі на тиждень проводили повну заміну води в акваріумах та додавали токсиканти із розрахунку концентрацій іонів Cd – 0,01 мг/л (2 ГДК). Концентрації кадмію визначалися із розрахунку їх умісту у воді Запорізького (Дніпровського) водосховища – основній водоймі-реципієнті цього виду. Годівлю раків здійснювали кожного дня однаковою кількістю корму. У кожен акваріум було висаджено по 11 екземплярів мармурових раків однакової розмірно-вікової групи, отриманих партеногенетично від однієї самки. Експеримент тривав 21 добу.

З метою дослідження впливу важких металів на гістоструктуру антенальної залози мармурових раків використовували гістологічні методи досліджень. Особин контрольної та дослідної групи після закінчення експерименту фіксували у 4%-ному розчині формаліну з подальшим опрацюванням згідно з загальноприйнятими гістологічними методами (Mumford et al., 2007). Для виготовлення зрізів використовували мікротом MC-2. Гістологічні зрізи фарбували за допомогою гематоксилін-еозину. Мікрофотографії препаратів робили за допомогою цифрової насадки на мікроскоп Sciencelab T500 5.17 М, яку підключали до оптичного мікроскопу моделі Jenaval. Опис гістологічних препаратів здійснювали з використанням атласу

гістології ракоподібних (Shields, Boyd, 2014). Величину ядерно-цитоплазматичного відношення розраховували як відношення площі ядра до площі клітини.

Статистичну обробку даних здійснювали за загальноприйнятими методиками з використанням програмних пакетів для персональних комп'ютерів Microsoft Excel 2007 і Statistica 6.0.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Серед важких металів кадмій належить до найбільш шкідливих речовин-забруднювачів водного середовища. Навіть залишкові його концентрації здатні викликати незворотні функціональні порушення, деформації, а також викликати загибель гідробіонтів. За токсичністю для прісноводних організмів кадмію належить перше місце. У багатьох країнах світу вміст кадмію у воді жорстко регламентується для різних видів водокористування. У відповідності з рекомендаціями експертів ФАО/ВОЗ (Food and Agricultural Organization/World Health Organization) вміст кадмію у питній воді регламентується на рівні 1 мкг/л.

Іони кадмію викликають функціональні порушення в тканинах і органах гідробіонтів, впливаючи на репродуктивну систему, респіраторні органи, залози, органи травлення та виділення, шкірні покриви і клітини крові водяних тварин.

Основними органами виділення у мармурових раків є пара видозмінених метанефридіїв – антенальних залоз, або зелених залоз. Це досить крупні округлі залози, що розташовані в головному відділі та відкриваються протоками в основних члениках антен. Кожна залоза складається з невеликого ціломічного мішечка, звивистого каналця та сечового міхура.

Секреторна частина антенальної залози мармурового рака має вигляд мішечка, розділеного на чисельні камери, що вистилаються одношаровим залозистим епітелієм (рис. 1). На гістологічних препаратах помітні ряди залозистих клітин, які знаходяться на тонкій базальній мембрані. Клітини кубічної форми, містять дуже крупне ядро, в якому добре помітне ядерце. Кількість ядерців може варіювати від одного до декількох.

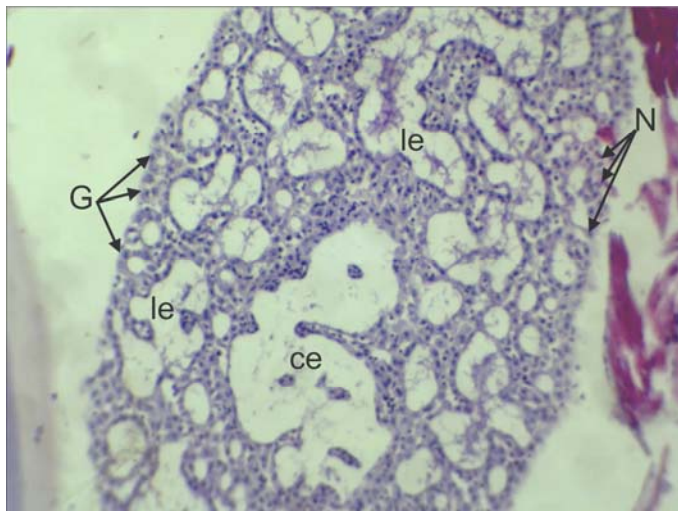


Рис. 1. Зелена залоза рака, контроль (об'єктив 8×):

G – гландулоцит, le – лабіринт зеленої залози,
ce – ціломічний мішечок, N – ядра гландулоцитів

Секрет залози накопичується в апікальній частині клітини, протоплазма при цьому розріджується та частково витрачається на створення секрету. На зовнішній частині клітини виникають вирости, які перетворюються на крупні пухирці, що

містять секрет та рідку протоплазму. Потім ці пухирці відриваються від клітини і деякий час лежать у просвіті залози у вигляді крапель або пухирців.

Після відділення апікальної частини клітина стає досить низькою, на вільній її поверхні з'являється виїмка (рис. 2). Поступово клітини залози відновлюються та виростають до нормальних розмірів, повторюючи секреторний цикл.

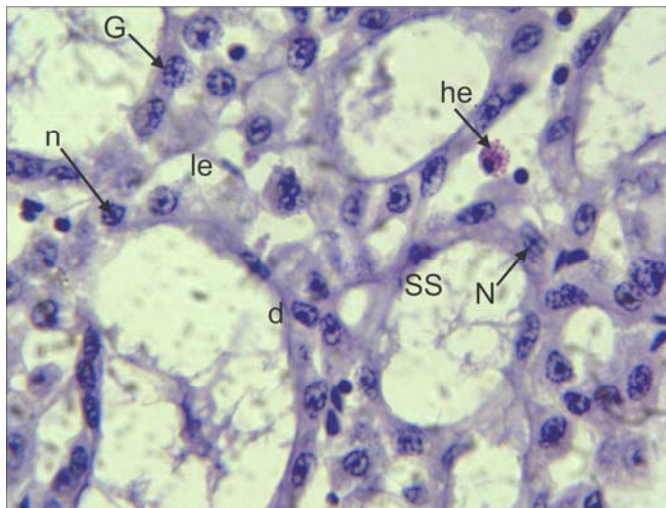


Рис. 2. Гістологічна картина антенальної залози мармурового рака, контроль (об'єктив 40×): G – glandулоцит, le – лабіринт зеленої залози, SS – секреторний відділ, d – протока, N – ядра glandулоцитів, n – ядерця, he – гемоцит

Клітини антенальної залози мармурового рака в контролі мали розмір $166,08 \pm 10,13 \text{ мкм}^2$ (таблиця). Glandулоцити характеризувалися наявністю чітких країв клітин, вираженою структурою протоків, чіткою базальною мембраною. Клітини мали крупні ядра з площею поперечного перерізу $51,31 \pm 3,92 \text{ мкм}^2$. Нуклеарна мембрана мала чіткі краї, в ядрах спостерігалися ядерця, які характеризувалися базофілією. Тобто структура антенальної залози мармурового рака в контролі відповідала нормі для десятиногих ракоподібних.

Результати гістометричного аналізу клітин антенальної залози мармурового рака

Дослідна група	Площа клітин, мкм^2 (n=120)	Площа ядер, мкм^2 (n=120)	Величина ЯЦВ (n=120)
Контроль	$166,08 \pm 10,13$	$51,31 \pm 3,92$	$0,31 \pm 0,01$
Кадмій, 2 ГДК (0,01 мг/л)	$141,44 \pm 7,60^*$	$42,32 \pm 1,74^*$	$0,31 \pm 0,02$

* Різниця достовірна при $p < 0,05$.

Найгірша гістологічна картина для клітин антенальної залози спостерігалася в особин, які знаходилися під впливом іонів кадмію. Структура вивідних протоків зеленої залози була порушена, вони мали нечіткі границі, містили в собі велику кількість фрагментів цитоплазми glandулоцитів. У деяких клітинах спостерігався пікноз ядер, а також вихід ядерця за межі ядра – поява мікроядер. Подібне явище пояснюється токсикологічним впливом кадмію (рис. 3).

Порівняно з контролем glandулоцити антенальної залози були на 14,8 % меншими, площа їх поперечного перерізу сягала величини $141,44 \pm 7,60 \text{ мкм}^2$. Ядра залозистих клітин також були достовірно меншими на 17,5 % за контрольні показники, а їх площа сягнула $42,32 \pm 1,74 \text{ мкм}^2$.

Для визначення впливу кадмію на залозисті клітини зеленої залози мармурових раків використовували показник ядерно-цитоплазматичного відношення (ЯЦВ). Відношення між площами цитоплазми та ядра клітин вивідної системи – це важлива гістоморфологічна характеристика, яка дозволяє оцінити рівень метаболізму та виявити прояв компенсаторних реакцій організму. Зміни розмірів ядер та ядерно-цитоплазматичного співвідношення можуть слугувати індикатором запалення та деяких форм патологічних змін у секреторних клітинах. Величина ЯЦВ в досліді та контролі статистично не різнилася і становила 0,31 одиниці. Це вказує на взаємопропорційне зменшення як цитоплазми клітин зеленої залози, так і їх ядер, що викликано впливом кадмію.



Рис. 3. Антенальна залоза мармурового рака під впливом кадмію (об'єктив 40х): G – гландулоцит, le – лабіринт зеленої залози, SS – секреторний відділ, d – протока, N – ядра гландулоцитів, n – ядерця

Таким чином, під впливом важких металів спостерігаються помітні зміни в структурі антенальної залози мармурових раків. Закономірно зменшуються розміри клітин та ядер гландулоцитів, при цьому стало зберігається ядерно-цитоплазматичне відношення, що, певно, є адаптаційною реакцією видільної системи на вплив іонів кадмію.

ВИСНОВКИ

1. Поява мармурового рака у водоймах степового Придніпров'я може сигналізувати про можливу його акліматизацію та подальше поширення виду територією України. Стрімке поширення виду водоймами Європи викликане широкими можливостями партеногенетичної форми мармурового рака до адаптацій, навіть у водоймах із напруженим токсикологічним станом.

2. Експериментально змодельовані концентрації важких металів на прикладі кадмію – 0,01 мг/л (2 ГДК) дозволили виявити реакцію видільної системи мармурових раків. Визначено, що під впливом іонів кадмію зменшується площа клітин гландулоцитів на 10,4–14,8 %. Також відбувається зменшення нуклеарного апарату клітин, під впливом кадмію – на 17,5 %.

3. Величина ядерно-цитоплазматичного відношення дозволяє оцінити рівень метаболізму та виявити прояв компенсаторних реакцій організму мармурових раків. Так, у досліді та контролі величина ЯЦВ статистично не різнилася і становила 0,31 одиниці, що вказує на взаємопропорційне зменшення як цитоплазми клітин зеленої залози, так і їх ядер, що викликано впливом кадмію.

4. Зафіксовано негативний ефект від впливу йонів кадмію: структура вивідних протоків зеленої залози була порушена, вони мали нечіткі границі, містили в собі велику кількість фрагментів цитоплазми гландулоцитів, спостерігався пікноз ядер, а також поява мікроядер.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ / REFERENCES

- Fedonenko, O. V., Esipova, N. B., Sharamok, T. S., Ananieva, T. V., Yakovenko, V. A., Zhezhera, V. A., 2012. Suchasni problemy hidroekolohiyi: Zaporizke vodokhosytshe [Modern problems in hydroecology: Zaporizhzhya Reservoir], Dnipropetrovsk (in Ukrainian).
- Holdich, D. M. & Pöckl, M., 2007. Invasive crustaceans in European inland waters. Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution, and Threats. Francesca Gherardi. Dordrecht, Netherlands. Springer. 29–75. doi:10.1007/978-1-4020-6029-8 2.
- Holoborodko, K. K., Marenkov, O. M., Gorban, V. A. & Voronkova, Y. S., 2016. The problem of assessing the viability of invasive species in the conditions of the steppe zone of Ukraine. Visnyk of Dnipropetrovsk University Biology, Ecology 24(2), 466–472. doi:10.15421/011663
- Marzano, F. N., Scalici, M., Chiesa, S., Gherardi, F., Piccinini, A. & Gibertini, G., 2009. The first record of the marbled crayfish adds further threats to fresh waters in Italy. Aquatic Invasions 4(2), 401–404.
- Mumford, S., Heidel, J., Smith, C., Morrison, J., Macconnell, B. & Blazer, V., 2007. Fish Histology and Histopathology 4th Edition. US Fish & Wildlife Service. West Virginia, 357.
- Novitsky, R. A. & Son, M. O. 2016. The first records of Marmorkrebs [*Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginalis*] (Crustacea, Decapoda, Cambaridae) in Ukraine. Ecol Montenegrina 5, 44–46.
- Patoka, J., Kalous, L. & Kopecký, O., 2015. Imports of ornamental crayfish: the first decade from the Czech Republic's perspective. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, (416), 4.
- Scholtz, G., Braband, A., Tolley, L., Reimann, A., Mittmann, B., Lukhaup, C., Steuerwald, F. & Vogt, G. 2003. Parthenogenesis in an outsider crayfish. Nature. 421(6925), 806. doi:10.1038/421806a
- Shields, J. D. & Boyd, R., 2014. Atlas of Lobster Anatomy and Histology, Virginia Institute of Marine Science.
- Soes, D. and Koese, B., 2010. Invasive crayfish in the Netherlands: a preliminary risk analysis. EIS-Nederland and Bureau Waardenburg, Waardenburg, The Netherlands, 69 p.
- Souty-Grosset, C. & Reynolds, J., 2009. Current ideas on methodological approaches in European crayfish conservation and restocking procedures. Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst., 394–395, 01.
- Svobodová, J., Vlach, P. & Fischer, D., 2010. Legislativní ochrana rak^ů v České republice a ostatních státech Evropy. VTEI, 52, 1–5.

Стаття надійшла в редакцію 08.10.2017