

БІОЛОГІЧНІ СИСТЕМИ

НАУКОВИЙ ВІСНИК
ЧЕРНІВЕЦЬКОГО УНІВЕРСИТЕТУ

БІОЛОГІЯ

Рік заснування 1996

Том 2
Випуск 1

НАУКОВИЙ ЖУРНАЛ

Чернівці
Видавництво Чернівецького університету
2010

Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи). – Т. 2, Вип. 1. – Чернівці: Чернівецький національний університет, 2010. – 88 с.

Scientific Herald of Chernivtsy University. Biology (Biological System). – Vol. 2, Is. 1. – Chernivtsy: Chernivtsy National University, 2010. – 88 p.

У випуску висвітлено проблеми біохімії, молекулярної генетики, біотехнології, екології, ботаніки, збереження біоти і біоресурсів, ґрунтознавства, над якими працюють науковці Чернівецького національного університету та інших наукових установ і вузів України.

The articles in the journal highlight actual problems of biochemistry, molecular genetics, biotechnology, ecology, protection of biodiversity and acclimation, soil sciences, which are studied by the scientists of Chernivtsy National University and other universities and research institutes of Ukraine.

***Друкується за ухвалою вченої ради
Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича***

Редакційна колегія:

Головний редактор **М.М. Марченко**
Заступники головного редактора:
С.С. Костишин, Р.А. Волков

Editorial Board:

Editor-in-Chief: **M.M. Marchenko**
Deputy Editors:
S.S. Kostyshyn, R.A. Volkov

**І.П. Григорюк, Ю.М. Дмитрук, С.С. Руденко,
Б.К. Термена, І.І. Чорней**

**I.P. Hryhoryuk, Y.M. Dmytruk, S.S. Rudenko,
B.K. Termena, I.I. Chorney**

Редакційна рада:

**В.С. Акатов (Росія)
В.С. Бленер (США)
В. Гемлебен (Німеччина)
В.А. Кунах
М. Я. Співак
П.О. Мельник
І.Ф. Мещишен
В.М. Решетніков (Білорусь)
С. Скіба (Польща)
Я. Собоцка (Словаччина)
О. Б. Стрельцов (Росія)
Л. Фартайш (Румунія)
М.М. Федорончук**

Editorial Council:

**V.S. Akatov (Russia)
W.S. Blaner (USA)
V. Hemleben (Germany)
V.A. Kunakh
N. Ya. Spivak
P.O. Melnyk
I.F. Meschyshen
V.M. Reshetnikov (Bilorusia)
S. Skiba (Poland)
J. Sobotska (Slovakia)
O.B. Streltsov (Russia)
L. Fartais (Romania)
M.M. Fedoronchuk**

Відповідальні секретарі:
В.В. Буджак, І.О. Шмарак

Responsible Secretaries:
V.V. Budzhak, I.O. Shmarakov

**Свідectво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації
Міністерства Юстиції України серія КВ № 15752-4224Р від 12.10.2009**

***Загальнодержавне видання
Збірник входить до переліку наукових видань ВАК України***

Адреса редколегії:

факультет біології, екології та біотехнології ЧНУ
вул. Лесі Українки, 25
м. Чернівці, Україна, 58012

Adress for correspondence:

Faculty of Biology, Ecology and Biotechnology
Lesia Ukrainka Str., 25
Chernivtsy, Ukraine, 58012

**www.bio.chnu.edu.ua/vb
E-mail: vb@chnu.edu.ua**

STRUCTURAL ORGANIZATION OF 5S rDNA OF EGGPLANT, *SOLANUM MELONGENA* L.

Y.M. Davidjuk¹, V. Hemleben², R.A. Volkov^{1,2*}

¹ Department of Molecular Genetics and Biotechnology, Yuri Fedkovych University of Chernivtsi,
Kotsiubynski str. 2, 58012 Chernivtsi, Ukraine

² Department of General Genetics, ZMBP, Eberhardt Karls Universität Tübingen,
Auf der Morgenstelle 28, 72076 Tübingen, Germany

* E-mail for correspondence: ra.volkov@gmail.com

Nucleotide sequence of 5S rDNA of eggplant (Solanum melongena L., section Melongena) was determined and compared with the 5S rDNA of Solanum species of sections Petota and Dulcamara. In S. melongena, the complete 5S repeat unit consists of a conserved coding region (120 bp) and of an intergenic spacer (IGS: 198 bp) which harbor several copies of short direct repeats A, C and D. The data show that the IGS in genus Solanum evolved preferentially through duplications of some sequence motives resulting in several variants of subrepeats, which were independently amplified in different sections of the genus after radiation from a common ancestor.

Key words: rDNA, molecular evolution, subrepeats, Solanum.

Introduction. The genus *Solanum* L., which comprises over 1500 species, is the largest in the family Solanaceae and one of the largest in angiosperms (Hawkes et al., 1979; Frodin, 2004). In recent decades, representatives of the genus were intensively studied, in particular at the molecular level, due to agricultural importance of many species. Many efforts using traditional and molecular methods have been applied to clarify the taxonomy of the genus (Spooner et al., 2000; Spooner et al., 2001; Volkov et al., 2003; Komarova et al., 2008). Also, the genus *Solanum* represents a convenient model for investigation of molecular evolution of single-copy genes and multigenic families (Weese and Bohs, 2007).

5S rDNA that encodes 5S rRNA, a structural and functional element of the ribosome large subunit, is widely used in molecular taxonomy of plants (Volkov et al., 2001; Grimm and Denk, 2010). 5S rDNA belongs to the class of moderately repeated sequences that are organized as tandem arrays located on one or more chromosomal loci. Each repeated unit consists of the conservative 5S rRNA coding region and of rapidly evolving intergenic spacer (IGS). Earlier, our comparative studies of 5S rDNA sequence organization helped to clarify the taxonomic relationships in the section *Petota* Dumort (subgenus *Solanum* L.) and demonstrated that numerous deletions/duplications occurred during the molecular evolution of the central portion of IGS (Volkov et al., 2001). However, the 5S rDNA organization of representatives of other sections of the genus *Solanum* still remains unexplored. In this

paper we analyze the sequence organization of the 5S rDNA repeated units of eggplant *S. melongena* L. that belongs to the section *Melongena* (Mill.) Dunal of subgenus *Leptostemonum* (Dunal) Marzell. (Nee et al., 1999; Hawkes et al., 1979).

Materials and Methods. Seeds of eggplant *S. melongena*, cultivar Black Beauty (Чорний Красень) were obtained from "VASSMA", Ukraine (BACCMA, Україна). The seeds were germinated in vitro on Murashige and Skoog medium (Duchefa, The Netherlands) complemented with 10 g/l sucrose.

Genomic DNA was isolated from leaves according to the method described by Rogers and Bendich (1985).

Modified primers pr5S-14a-Not and pr5S-15-Not (Volkov et al., 2001; see Table 1) deduced from the 5S rRNA coding sequence of tomato, *Solanum lycopersicon* (Venkateswarlu et al., 1991) were used for PCR amplification of the complete 5S rDNA unit of *S. melongena*.

Table 1.
PCR primers used for amplification of 5S rDNA of *S. melongena*

Name	Sequence
5S-14a-Not	5'-CAATGCGGCCGCGAGAGTAGTACTAGGATGCGTGAC-3' *
5S-15-Not	5'-CATTGCGGCCGCTTAACCTCGGAGTTCTGATGGGA-3' *

* Note: recognition sequence of restriction endonuclease Not I used for cloning is underlined.

PCR was performed in 20 µl of a reaction mixture containing 1x PCR buffer with 0.75 mM MgCl₂, 0.2 mM of each dNTPs (Fermentas, Lithuania), 1 U of HotStartTaq DNA polymerase (Qiagen, USA),

0.5 μ M of each primer and 40 ng of plant DNA. Amplification was performed in "MiniCycler" (MJ Research Inc, USA) applying the following program: (1) initial activation of enzyme and DNA denaturation at 95°C, 15 min; (2) 32 cycles at 94°C, 45 sec; 56°C, 1 min; 72°C, 2 min; (3) final extension at 72°C, 8 min; (4) reaction termination at 4°C.

The PCR products were separated in 1% agarose gels containing 1x TBE buffer and ethidium bromide (Sambrook et al., 1989). The size of the PCR fragments was determined using the molecular weight marker "GeneRuler™ DNA Ladder Mix" (Fermentas, Lithuania).

For cloning, PCR products were digested with *Not* I (Fermentas), ligated into *Eco*52 I site of pLitmus 38 and transformed into *Escherichia coli* strain XL-blue using "*E. coli* Pulser" (BioRad, USA). Blue/white colony selection was used for identification of recombinant plasmids. To confirm the identity of the recombinant plasmids, restriction mapping using endonucleases *Bam* HI and *Eco*52 I (Fermentas) was used. Plasmid DNA isolation and other standard procedures were carried out according to Sambrook et al. (1989). Inserts of selected clones were sequenced using the Big Dye Terminator Cycle Sequencing Kit and ABI Prism 310 sequencer (PE Applied Biosystems, USA). The sequences obtained appeared in the NCBI GenBank/EMBL nucleotide database under the accession

nos. HM042870 and HM042871. Sequence alignment was performed by CLUSTAL W method (Higgins and Sharp, 1989) applying MEGALIGN software (DNASTAR, 1998).

Results and Discussion. In our cloning experiments we isolated five recombinant clones containing inserts of the same size of 320 bp. Two of these clones were sequenced for inserts. Analysis of the obtained sequences demonstrated that the inserts have the length of 318 bp and are identical in sequence. Comparison with the obtained sequences with the 5S rDNA of *Solanum* species of section *Petota* studied previously in our lab (Volkov et al., 2001) showed that the IGS length of *S. melongena* is 198 bp, which is similar to the IGS length of other *Solanum* species: 165-229 bp. The IGS of *S. melongena* exhibits a GC content of 49%, which is similar to the *Solanum* species of section *Petota*: 45.6-52.3%, whereas in the IGS of *S. dulcamara* (sect. *Dulcamara*) the value is higher: 57.7% (Volkov et al., 2001).

Fragments of 5S rDNA coding region of *S. melongena* sequenced in our experiments demonstrate a very high level of similarity (96-99%) to the coding region of other *Solanum* species. In contrast, the IGS evolved much faster: the similarity between *S. melongena* and other species ranges from 73% (*S. circaeifolium*) to 52% (*S. polyadenium*).

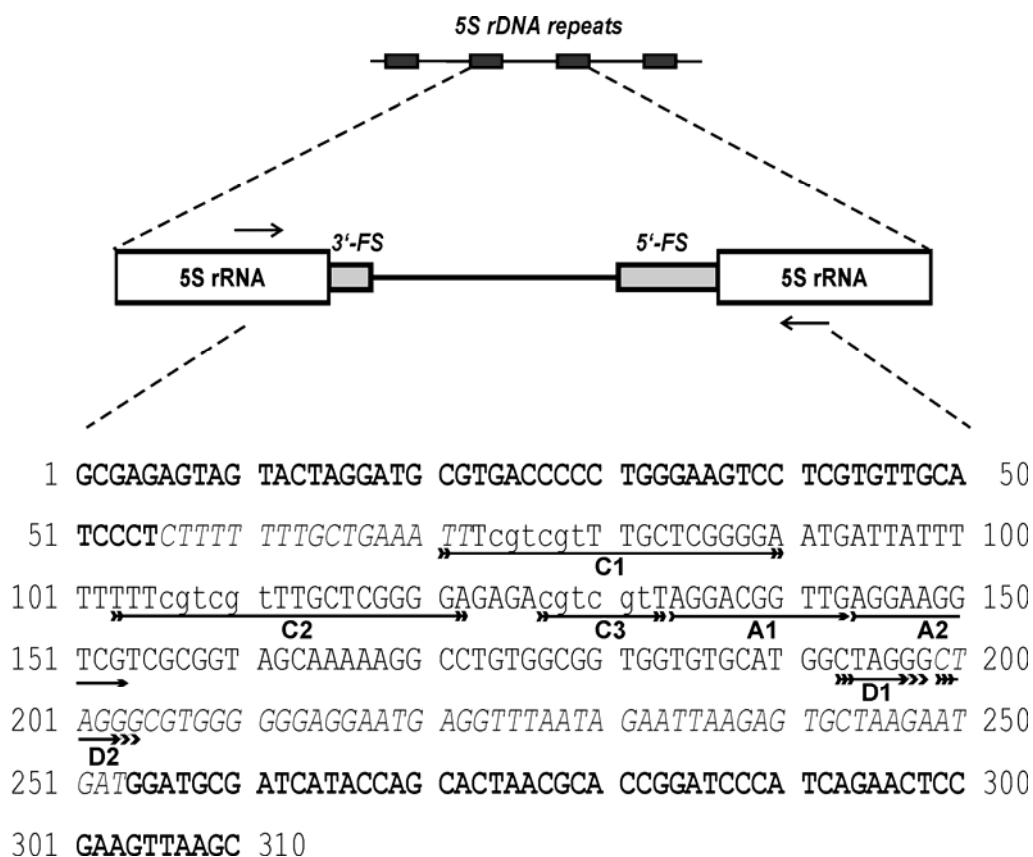


Fig. 1. Molecular organization of 5S rDNA of *Solanum melongena*. Location of 5S rRNA coding regions (printed in bold), 5'- and 3'-FS (printed in italic) and direct repeats A, C and D within the IGS is shown; FS, flanking sequences.

According to the sequence comparison, three structural regions differing in rate of molecular evolution can be distinguished within the IGS of *S. melongena*: 17 bp 3' downstream from and 55 bp 5' upstream of the coding region (3' and 5' flanking sequences, FS – see Fig. 1) are nearly identical to the same regions in IGS of other *Solanum* species. In the IGS of *S. melongena* a TAATA-motif is located at the position –28 to –24 bp. This motive was found in the IGS of other *Solanum* species (Volkov et al. 2001) that is similar to the conserved TATA-like motif present at the same position in *Vigna radiata* and *Matthiola incana* (Hemleben and Werts, 1988). The comparative conservation of FS was also reported for Fabaceae (Crisp et al., 1999), Poaceae (Van Campenhout et al. 1998; Röser et al. 2001), and even for members of the Gymnospermae (Trontin et al., 1999).

Earlier we have proposed that the relative conservation of the 5' and 3' FS in the IGS indicates functional significance of these regions (Volkov et al. 2001). Later, it was really confirmed that the TATA-like motif in the 5' FS is necessary for Pol III transcription initiation, whereas the oligo-T sequence motif within the 3' FS participates in transcription termination (Cloix et al., 2003; Douet and Tourmente 2007).

The lowest level of sequence similarity between *Solanum* species was found in the middle of IGS (variable region, VR - see Fig. 1). Our sequence analysis showed that the main part of the VR is composed of direct repeated motives (DR): there are two copies of DR A, two full and one truncated copies of DR C and two copies of DR D. A short motif CGT is duplicated within DR C. Early, DR of classes A and B were found in the VR of other *Solanum* species. However, in contrast to DR A, DR B are absent in the IGS of *S. melongena*. Similar, DR C and D seem to be specific for *S. melongena*. A function for the subrepeated region is not yet clear, however, DR A show obvious homology to box C, an internal control region of the 5S rRNA genes (Pieler et al., 1987; Hemleben and Werts, 1988).

The novel data further confirm our assumption (Volkov et al., 2001) that the IGS in genus *Solanum* evolved preferentially through duplications of some sequence motives resulting in appearance of several variants of subrepeats in VR, and show in addition that different motives were independently amplified in different sections of the genus after radiation from a common ancestor.

References:

- Cloix C., Yukawa Y., Tutois S., Sugiura M., Tourmente S. In vitro analysis of the sequences required for transcription of the *Arabidopsis thaliana* 5S rRNA genes // Plant J. – 2003. – Vol. 35. – P. 251–261.
- Crisp M.D., Appels R., Smith F. M., Keys W.M.S. Phylogenetic evaluation of 5S ribosomal RNA gene and spacer in the *Callistachys* group (Fabaceae; Mirbelieae) // Plant Syst. Evol. – 1999. – Vol. 218. – P. 33–42.
- Douet J., Tourmente S. Transcription of the 5S rRNA heterochromatic genes is epigenetically controlled in *Arabidopsis thaliana* and *Xenopus laevis* // Heredity. – 2007. – Vol. 99. – P. 5–13.
- DNASTAR., 1998. MegAlign 3.18 edit. Software distributed by DNASTAR Inc., Madison, WI, USA.
- Frodin D.G. History and concepts of big plant genera // Taxon. – 2004. – Vol. 53. – P. 753–776.
- Grimm G.W., Denk T. The reticulate origin of modern plane trees (*Platanus*, Platanaceae): A nuclear marker puzzle // Taxon. – 2010. – Vol. 59. – P. 134–147.
- Hemleben V., Werts D. Sequence organization and putative regulatory elements in the 5S RNA genes of two higher plants (*Vigna radiata* and *Matthiola incana*) // Gene. – 1988. – Vol. 62. – P. 165–169.
- Higgins D. G., Sharp P. M. Fast and sensitive multiple sequence alignment on a microcomputer // CABIOS. – 1989. – Vol. 5. – P. 151–153.
- Komarova N.Y., Grimm G.W., Hemleben V., Volkov R.A. Molecular evolution of 35S rDNA and taxonomic status of *Lycopersicon* within *Solanum* sect. *Petota* // Plant Syst. Evol. – 2008. – Vol. 276. – P. 59–71.
- Nee M. Synopsis of *Solanum* in the New World / In: Nee M., Symon D. E., Lester R. N., Jessop J. P. (eds) Solanaceae IV. Advances in biology and utilization. – Kew: Royal Botanic Gardens, 1999. – P. 285–334.
- Pieler T., Hamm J., Roeder R. G. The 5S gene internal control region is composed of three distinct sequence elements, organised as two functional domains with variable spacing // Cell. – 1987. – Vol. 48. – P. 91–100.
- Rogers S. O., Bendich A. J. Extraction of total cellular DNA from plants, algae and fungi / In: Plant Mol. Biol. Manual. – Belgium, 1994. – P.1–8.
- Röser M., Winterfeld G., Grebenstein B., Hemleben V. Molecular diversity and physical mapping of 5S rDNA in wild and cultivated oat grasses (Poaceae: Aveneae) // Mol. Phylogen. Evol. – 2001 – Vol. 21. – P. 198–217.
- Sambrook J., Fritsch E., Maniatis T. Molecular cloning. – New York: Cold Spring Harbor Laboratory, 1989. – Vol. 1–3.
- Spooner D.M., Van den Berg R.G., Miller J.T. Species and series boundaries of *Solanum* series *Longipedicellata* (Solanaceae) and phenetically similar species in ser. *Demissa* and ser. *Tuberosa*: implications for a practical taxonomy of section *Petota* // Am. J. Bot. – 2000. – Vol. 88. – P. 113–130.
- Spooner D.M., Van den Berg R.G., Revera-Pena A., Velguth P., Del Rio A., Salas-Lopez A. Taxonomy of Mexican and Central American members of *Solanum* series *Conicibaccata* (sect. *Petota*) // Syst. Bot. – 2001. – Vol. 26. – P. 743–756.

17. Hawkes J.G., Lester R.N., Skelding A.D. (eds.) The biology and taxonomy of the Solanaceae. – London: Academic Press, 1979. – 746 p.
18. Trontin J.-F., Grandemange C., Favre J.-M. Two highly divergent 5S rDNA unit size classes occur in composite tandem array in European larch (*Larix deciduas* Mill.) and Japanese larch [*Larix kaempferi* (Lamb.) Carr.] // Genome. – 1999. – Vol. 42. – P. 837-848.
19. Van Campenhout S., Aert R., Volckaert G. Orthologous DNA sequence variation among 5S ribosomal RNA gene spacer sequences on homoeologous chromosomes 1B, 1D and 1R of wheat and rye // Genome. – 1998. – Vol. 41. – P. 244-255.
20. Venkateswarlu K., Lee S.-W., Nazar R. N. Conserved upstream sequence elements in plant 5S ribosomal RNA-encoding genes // Gene. – 1991. – Vol. 105. – P. 249-253.
21. Volkov R.A., Komarova N.Y., Panchuk I.I., Hemleben V. Molecular evolution of rDNA external transcribed spacer and phylogeny of sect. *Petota* (genus *Solanum*) // Mol. Phylogenet. Evol. – 2003. – Vol. 29. – P. 187-202.
22. Volkov R. A., Zanke C., Panchuk I. I., Hemleben V. Molecular evolution of 5S rDNA of *Solanum* species (sect. *Petota*): application for molecular phylogeny and breeding // Theor. Appl. Genet. – 2001. – Vol. 103. – P. 1273-1282.
23. Weese T. L., Bohs L. A three-gene phylogeny of the genus *Solanum* (Solanaceae) // Syst. Bot. – 2007. – Vol. 32. – P. 445-463.

Acknowledgments. This work was supported by the Alexander von Humboldt Foundation (Germany) and by the DFFD (Ukrainian Fundamental Researches State Fund).

СТРУКТУРНА ОРГАНІЗАЦІЯ 5S рДНК БАКЛАЖАНА *SOLANUM MELONGENA* L.

Ю.М. Давидюк , В. Гемлебен, Р.А. Волков

Визначено нуклеотидну послідовність 5S рДНК баклажана (*Solanum melongena* L., секція *Melongena*) і проведено її порівняння з 5S рДНК видів *Solanum* секцій *Petota* і *Dulcamara*. У *S. melongena* повторювана одиниця 5S рДНК складається з консервативної кодуючої ділянки (120 пн) і міжгенного спейсера (МГС; 198 пн), який включає кілька копій коротких прямих повторів А, С і D. Отримані дані свідчать, що МГС у роді *Solanum* еволюціонував переважно шляхом дуплікації окремих послідовностей, внаслідок чого виникли кілька варіантів субповторів. Ампліфікація субповторів відбувалась незалежно у видів різних секцій роду після їхньої відділення від спільного предка.

Ключові слова: рДНК, молекулярна еволюція, субповтори, *Solanum*

Одержано редколегією 16.09.2009 р.

ЦИТОТОКСИЧНОСТЬ ВОДНЫХ ЗОЛЕЙ НАНОЧАСТИЦ CeO_2 , СТАБИЛИЗИРОВАННЫХ НИЗКОМОЛЕКУЛЯРНОЙ ПОЛИАКРИЛОВОЙ КИСЛОТОЙ

**Н.М. Жолобак, А.Б. Щербаков¹, В.К. Иванов²,
З.М. Олевинская, А.В. Усатенко³, Н.Я. Спивак**

*Институт микробиологии и вирусологии им. Д.К. Заболотного Национальной Академии Наук Украины,
Д03680, г. Киев МСП, ул. Заболотного, 154, n.zholobak@gmail.com*

¹ *Национальный университет пищевых технологий 01033, г. Киев, ул. Владимирская, д. 68, carotene@mail.ru*

² *Институт общей и неорганической химии им. Н.С. Курнакова РАН, Москва, 119991, Ленинский пр-т, 31, van@igic.ras.ru*

³ *НИИ Нанотехнологической индустрии Университета «Украина», Киев, 04071, ул. Хорива, 12, nantek@rambler.ru*

Наночастицы диоксида церия (CeO_2) перспективны для биомедицинского применения, однако данные по их токсичности несистематические. Цель работы – изучение цитотоксичности золей CeO_2 с различной предысторией по отношению к перевиваемым культурам клеток млекопитающих. Синтезировали золи CeO_2 (3-5 нм), стабилизированные полиакриловой кислотой, отличающиеся исходным прекурсором и последующей обработкой. Исследовали токсичность на перевиваемых культурах клеток млекопитающих: L929, EPT и VERO. Определяли концентрации раствора, вызывающие 100% и 50% гибель клеток (CC_{100} и CC_{50}), и максимальную концентрацию, не вызывающую изменения монослоя клеток (CC_0). Установлено, что для клеточных линий L929, EPT наименее токсичны наночастицы с минимальным содержанием Ce(III) и пероксидов; для клеток VERO наименее токсичны наночастицы с избытком Ce(III) . Таким образом, цитотоксичность зависит от способа получения, метода обработки и стабилизатора золей; наиболее устойчивая линия клеток приматов – VERO, CC_0 которой – в пределах максимальных исследованных концентраций.

Ключевые слова: наночастицы, диоксид церия, полиакриловая кислота, цитотоксичность, перевиваемые культуры клеток млекопитающих.

Введение. Использование соединений церия в качестве бактериостатических и бактерицидных, иммуномодулирующих и противоопухолевых препаратов имеет длительную историю (Jakubec M.A. et al., 2005). Одним из наиболее интересных объектов современной биомедицины является нанокристаллический диоксид церия. Данная наноразмерная форма CeO_2 по физико-химическим свойствам существенно отличается как от молекул, так и от конденсированной фазы. В частности, наночастицы CeO_2 имеют значительную кислородную нестехиометрию, которая возрастает с уменьшением размера частицы, обуславливая её биологическую активность (Иванов В.К. и др., 2009). С другой стороны, в литературе отмечается низкая токсичность диоксида церия: так, показано (Schubert D. et al., 2006), что наночастицы CeO_2 диаметром 6–12 нм не являются цитотоксичными по отношению к нервным клеткам линии HT22 и мышинным макрофагам линии RAW164. Единичные публикации на эту тему свидетельствуют о высокой перспективности биомедицинских приложений CeO_2 . Наконец, свойства наночастиц диоксида церия зависят не только от размера частиц, но определяются способом получения, предварительной обработки и природой стабилизатора золей (Иванов В.К. и др., 2009). В связи с этим крайне важным представляется изучение цитотоксичности коллоидных растворов CeO_2 с различной предысторией по

отношению к перевиваемым культурам клеток млекопитающих.

Материалы и методы.

Оборудование. Спектры поглощения растворов регистрировали на спектрофотометре «UV-1800PC» (Beijing Rayleigh Analytical Instrument Corp.) в диапазоне длин волн 190–1100 нм (фотометрическая точность – $\pm 0.002A(0-0.5A)$, $\pm 0.004A(0.5A-1A)$).

Измерения размеров частиц методом динамического светорассеяния проводили на анализаторе Malvern Zetasizer Nano ZS. В качестве источника света использовали гелий-неоновый лазер (длина волны излучения 632,8 нм).

Микроструктуру образцов изучали методом просвечивающей электронной микроскопии (ПЭМ) на электронном микроскопе Leo912 AB Omega при ускоряющем напряжении 100 кВ. Изображения в просвечивающем режиме получали при увеличениях до 500000х, при получении изображений электронной дифракции (ЭД) применяли ограничивающую диафрагму диаметром 0,4 мкм.

Золи нанокристаллического диоксида церия. Для исследования биологической активности наночастиц CeO_2 были синтезированы коллоидные растворы нанодисперсного диоксида церия, стабилизированного короткоцепочечной полиакриловой кислотой (поли(проп-2-еновая кислота [poly(prop-2-enoic)], ПАК) в виде натриевой соли

со средней молекулярной массой 8000 г/моль (Иванов В.К. и др., 2009; Усатенко О.В. та ін., 2008). Разработанная схема получения и стабилизации наночастиц диоксида церия выгодно отличается от описанной в (Sehgal A. et al., 2005), поскольку исключает нетехнологичную стадию предварительного гидротермального синтеза. Полученные наночастицы имеют меньший размер (3-5 нм против 10 нм). Согласно предложенной методике (Усатенко О.В. та ін., 2008; рис. 1), на первой стадии синтеза при смешении растворов соли церия и ПАК образуется неустойчивый комплекс. При подщелачивании смешанного раствора до pH, превышающих pH гидролиза солей церия, но меньше рК ПАК, происходит образование и рост зародышей диоксида церия (рис.1Б). На данной стадии ПАК выступает как темплат для наночастиц, а также, специфически адсорбируясь на поверхности, препятствует их агрегации и ограничивает рост. При низких значениях pH наночастицы диоксида церия, покрытые недиссоциированной ПАК, выпадают из раствора и могут быть очищены от побочных продуктов реакции.

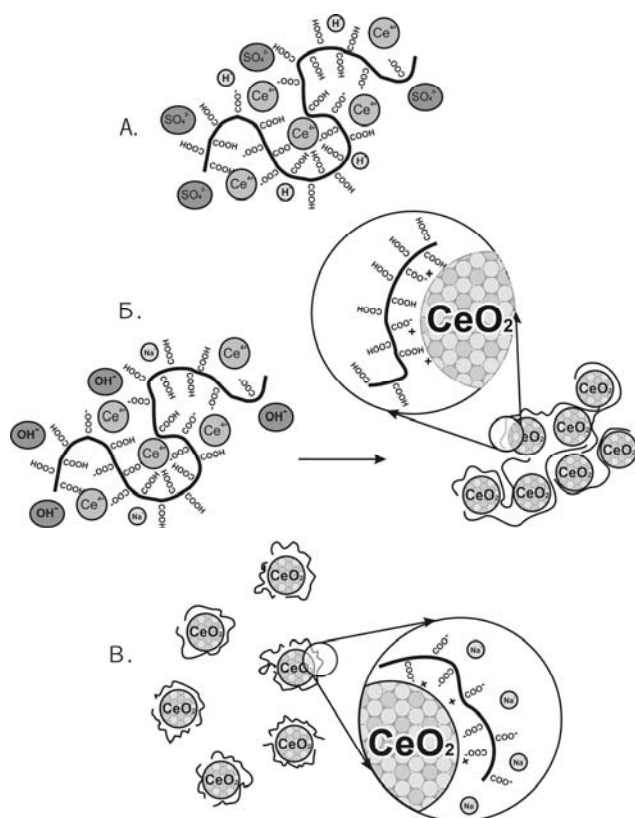


Рис.1. Схема синтеза наночастиц CeO₂, стабилизированных полиакрилатом (Patil S. et al., 2007).
 А – образование комплекса (прекурсора золя); Б – гидролиз соли церия (образование и рост наночастиц CeO₂); В – редиспергирование и стабилизация коллоидной системы.

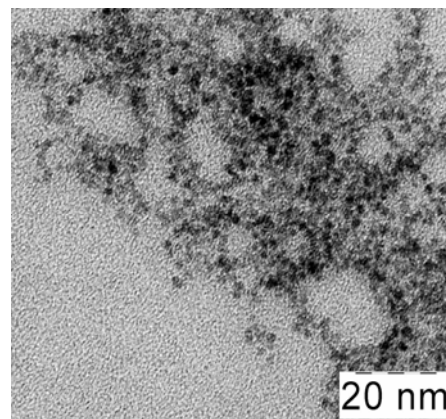


Рис.2. ТЭМ полученных наночастиц диоксида церия.

На третьей стадии pH системы поднимают до значений, превышающих pH диссоциации ПАК, осадок пептизируется и образуется коллоидный раствор наночастиц диоксида церия (рис.1В). Полученные наночастицы диоксида церия отличаются малыми размерами 3-5 нм (рис.2). Предполагая, что цепь полиакрилата (поли(2-пропеноата), [poly(2-propenoate)]) состоит из $(8000/94=85)$ звеньев, а каждое звено при ориентации «в раствор» на поверхности наночастицы диоксида церия увеличивает размер частицы на $\sim 0,15$ нм (Sehgal A. et al., 2005), общий диаметр агрегата частиц в глобуле полимера (полиакрилата) составит $(3+85 \cdot 0,15=15,75$ нм). Действительно, согласно экспериментальным данным, средний гидродинамический диаметр стабилизированной частицы в растворе ~ 16 нм (рис. 3).

Золи устойчивы в воде и буферных средах, а также в физиологических жидкостях, способны обратимо участвовать в окислительно-восстановительных процессах – например, в нейтральных и щелочных средах они ингибируют окисление биофлавоноидов (Иванов В.К. и др., 2009). Размер наночастиц CeO₂ при любых способах получения с использованием ПАК остается практически постоянным и не зависит от дальнейшей обработки (например, при гидротермальном автоклавировании). В то же время, состав полученных наночастиц (в том числе содержание остаточных гидроксосоединений и кислородная нестехиометрия) на разных стадиях синтеза может зависеть от метода и прекурсора (соли церия).

В растворе соединения церия разной валентности имеют характеристические полосы поглощения; так, для Ce³⁺ $\lambda \approx 250-260$ нм, для Ce⁴⁺ $\lambda \approx 270-300$. Как видно из рис. 4, в процессе термообработки золь соотношение Ce⁴⁺/Ce³⁺, регистрируемое по изменению относительной интенсивности указанных пиков, изменяется; причем при использовании в качестве прекурсора соли церия (III – церий(III) азотнокислый) данное явление проявляется сильнее.

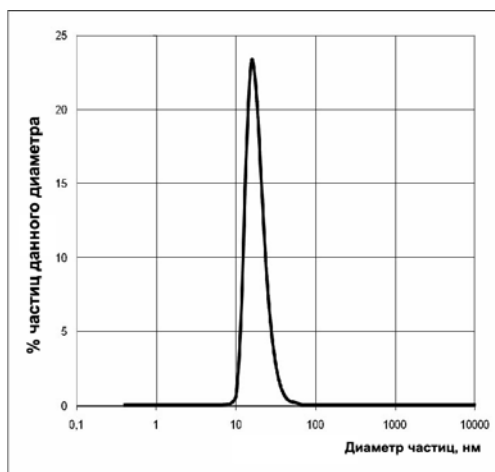
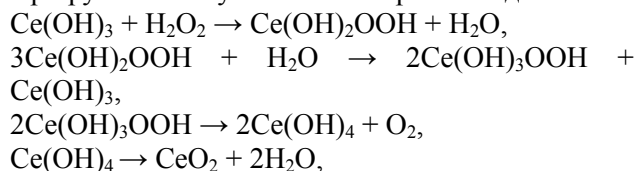


Рис.3. Динамическое светорассеяние агрегатов наночастиц CeO_2 в растворе.

В свою очередь, обработка пероксидом водорода приводит к образованию на поверхности наночастицы желто-коричневого моноперокситригидроксида церия, а последующее кипячение ведет к разрушению неустойчивых пероксисоединений:



и характеристики конечных коллоидных растворов после термообработки практически не зависят от валентности церия в исходных солях-прекурсорах (рис.4, кривая 6).

Культуры клеток. В работе использовали перерываемые культуры недифференцированных фибробластов мыши (L929), эпителиальных клеток тестикул эмбрионов поросят (ЕРТ) и фибробластоподобных клеток зеленой мартышки (VERO). Клеточные линии были получены из музея клеточных культур Института экспериментальной патологии, онкологии и радиобиологии им. Р. Е. Кавецкого НАН Украины. Выбор указанных клеточных культур был обусловлен

необходимостью исследовать чувствительность клеток разных линий (эпителиальных и фибробластных) разных видов млекопитающих: референтной клеточной линии мышей, линии клеток поросят, линии клеток зеленой мартышки.

Клетки выращивали в среде 199 («Биотестлаборатория», Украина) содержащей 7,5 % прогестероной сыворотки эмбрионов телят (ЭТС, «Sigma», США) и 0,0001 % канамицина. Исследование токсичности проводили в 96-луночных плоскодонных планшетах со сформированным клеточным монослоем. Для этого среду культивирования удаляли, а к клеткам вносили поддерживающую среду, содержащую 1-2% ЭТС. В лунки вносили последовательные двукратные разведения исследуемых образцов. Планшеты инкубировали в условиях термостата при 37°C и 5% CO_2 . Учет цитотоксического действия проводили через 24 и 48 часов. Подсчет количества клеток осуществляли после их окраски кристалл-виолетом (Medvedev A.E. et al., 1990). Для этого из лунок удаляли надосадочную жидкость, а к клеткам на 15 минут вносили 0,2 % раствор красителя Crystal Violet («Sigma», США) в 2% этаноле. Краситель удаляли, а окрашенный монослой клеток промывали под проточной водой. Оптическую плотность окрашенных клеток измеряли на спектрофотометре с вертикальным лучом LabsystemMultiscan (Великобритания) при длине волны 540 нм. Учет цитотоксичности проводили, определяя процент живых клеток по отношению к контрольным необработанным по формуле: $(P_{\text{оп}}/P_{\text{контр}}) \cdot 100$.

На основании полученных данных определяли CC_{100} и CC_{50} – концентрации раствора, вызывающие соответственно 100% и 50% гибель клеток (Доклінічні дослідження..., 2001), а также CC_0 – максимальную концентрацию, не вызывающую изменения монослоя клеток.

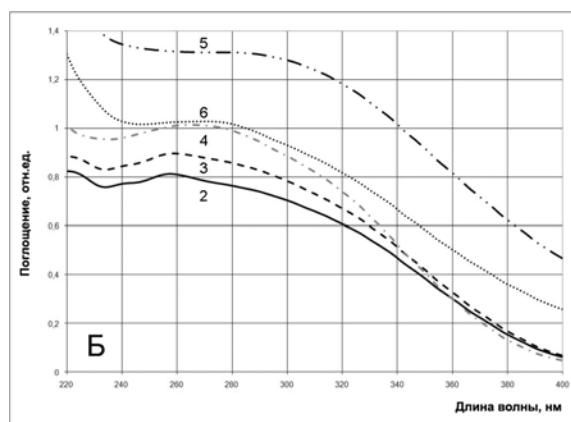
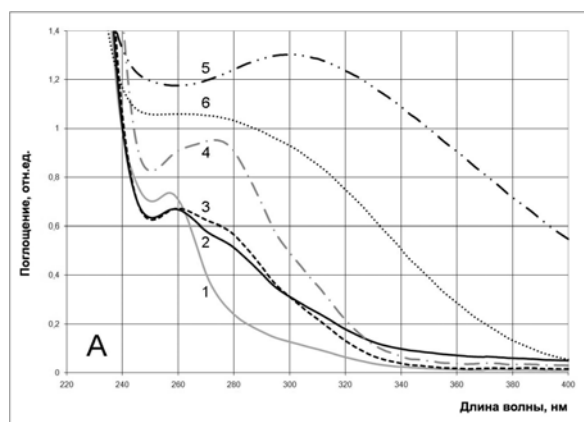


Рис.4. УФ-спектры поглощения растворов наночастиц диоксида церия в процессе синтеза и термообработки. А – при использовании в качестве прекурсора нитрата церия (III), Б – сульфата церия (IV). Обозначение кривых на рисунках: 1 – исходный раствор соли церия, содержащий ПАК; 2 – раствор наночастиц сразу после образования (введения избытка щелочи); 3 – кипячение 30 мин; 4 – кипячение 90 минут; 5 – введение 0,1 М раствора H_2O_2 ; 6 – кипячение 10 минут после введения пероксида водорода.

Статистическую обработку данных проводили при помощи программы Microsoft Excel 97. Уровень достоверности при оценке истинного значения составлял 95%. Данные представлены как среднее $\pm$ ошибка среднего. Для определения достоверности отличий при сравнении средних значений использовали *t*-критерий Стьюдента; отличия считали достоверными при $P < 0,01$.

Результаты и обсуждение. При исследовании токсичности растворов наночастиц диоксида церия использовали золи, показанные на рис. 4; обозначение зольей в таблице соответствует типу исходного прекурсора (А – Се(III), церий (III) азотнокислый, Б – Се (IV), церий (IV) сернокислый, цифра соответствует номеру кривой на рис. 4. Исследование цитотоксичности коллоидных растворов наночастиц CeO_2 показало определенные различия в чувствительности исследованных культур клеток (в некоторых случаях – более, чем на два порядка). В связи с тем, что в качестве стабилизатора коллоидного раствора был использован ПАА, для исключения его возможного влияния на состояние клеточного монослоя был исследован и его диапазон токсичности.

Необходимо отметить, что токсическое воздействие на клеточный монослой наблюдали при использовании очень высоких значений концентраций ПАК. CC_{100} ПАК для исследованных культур клеток составила 2,0-2,5 мг/мл, CC_{50} – 1,0-1,125 мг/мл. В связи с этим в процессе исследования к монослою клеток вносили такие разведения растворов CeO_2 , в которых окончательные концентрации стабилизатора ПАК были равны CC_0 и ниже.

Обнаружена разная пороговая чувствительность изученных культур клеток к ПАК: наиболее чувствительной к токсическому действию ПАК оказалась клеточная линия недифференцированных фибробластов мыши L929. CC_0 эпителиальных клеток ЕРТ и клеток почки зеленой мартышки VERO в полтора раза выше, чем CC_0 L929.

Результаты исследования токсичности водных дисперсий наночастиц CeO_2 , для получения которых в качестве прекурсора были использованы соли церия (III) азотнокислого, показали отличия чувствительности клеточных культур млекопитающих. Золь А3 содержал наночастицы, на поверхности которых количество гидроксосоединений церия (III) азотнокислого максимально (полоса поглощения $\lambda \approx 260$ нм, рис. 4А). Вероятно, повышенная чувствительность культур клеток L929 и ЕРТ к избыточным количествам гидроксосоединений церия (III), присутствующим в золе А3, может объяснить низкие показатели CC_0 : 10-30 мкг/мл. Закристаллизация наночастиц в золе – раствор А4 – вызывала снижение его токсично-

сти: отмечено трехкратное увеличение значений CC_0 для клеточных линий L929, ЕРТ по сравнению с золей А3.

Для золя А5 получены максимальные значения цитотоксичности: CC_0 для клеточных линий L929, ЕРТ составили 5-15 мкг/мл, что может быть связано с присутствием в золе некоторого количества остаточного токсичного монопероксидтригидроксида церия.

Наименее токсичным для клеточных линий L929, ЕРТ был золь А6, в котором было снижено содержание гидроксосоединений церия (III) и пероксидных соединений.

Если клеточный ответ на воздействие полученных зольей наночастиц в культурах недифференцированных фибробластов мышей и клеток перевиваемых тестикул поросят сходен, то линия клеток приматов – VERO – существенно отличается как по характеру ответа, так и по чувствительности. Она оказалась наиболее устойчивой к цитотоксическому действию полученных зольей. CC_0 для этой клеточной линии находились в пределах максимальных использованных концентраций водных дисперсий CeO_2 .

Любопытно, что золь А3, содержащий избыточные количества гидроксосоединений церия (III) азотнокислого, использованного в качестве прекурсора, оказывал наименьшее цитотоксическое действие на фибробласты почки зеленой мартышки; более того – данная серия содержит максимальную толерантную концентрацию во всей совокупности опытов, достигающую значения $\text{CC}_0 = 1$ г/л.

Золи Б2-Б4 (рис.4Б), для получения которых был использован как прекурсор церий (IV) сернокислый, оказались значительно менее токсичными для клеточных линий L929, ЕРТ. Важно отметить, что чувствительность линии клеток приматов VERO к золям Б2 и Б3 была примерно в 1,5-2 раза ниже от таковой для клеточных линий L929 и ЕРТ. Последовательное снижение количества токсичных гидроксосоединений в составе зольей нашло свое отражение в повышении значений CC_0 золя Б4, достигающих 250 мкг/мл для всех исследованных культур клеток.

На основании сравнения наблюдаемой цитотоксичности зольей, полученных с использованием разных прекурсоров, можно сделать вывод о том, что использование солей церия (IV) сернокислого в качестве прекурсора позволяет получить золи, характеризующиеся как однотипным влиянием на клеточные культуры различного происхождения, так и низкой цитотоксичностью. С другой стороны, обнаруженные различия в чувствительности клеточных линий L929, ЕРТ и клеток приматов VERO в ответ на использование зольей, полученных на основе церия (III) азотнокислого, требуют дальнейшего изучения.

Таблиця 1.

**Параметры токсичности водных дисперсий наночастиц CeO₂
в исследованных культурах клеток млекопитающих**

Водные дисперсии наночастиц CeO ₂	Культура клеток								
	L929			EPT			VERO		
	CC ₀	CC ₅₀	CC ₁₀₀	CC ₀	CC ₅₀	CC ₁₀₀	CC ₀	CC ₅₀	CC ₁₀₀
A3	9,8±2,8	152,9±7,8	273,1±7,4	29,4±3,5	151,2±4,4	275±6,8	1005,2±8,8	н.у.	н.у.
A4	32,0±5,3	147,6±8,3	504,4±9,2	110,7±5,9	312,3±6,7	494,0±7,1	183,6±5,9	н.у.	н.у.
A5	5,3±1,2	45,0±5,7	103,9±6,9	15,9±2,2	51,7±3,4	203,0±5,5	175,0±7,3	н.у.	н.у.
A6	154,1±6,4	453,7±9,6	602,2±8,1	123,5±6,2	374,3±7,8	647,2±7,4	255,2±7,1	н.у.	н.у.
B2	109,3±7,1	702,6±9,6	н.у.	103,1±7,3	н.у.	н.у.	178,8±6,6	н.у.	н.у.
B3	123,0±8,2	н.у.	н.у.	96,3±5,8	н.у.	н.у.	186,4±9,3	н.у.	н.у.
B4	247,9±9,1	554,1±7,7	1253,9±9,3	251,9±8,8	н.у.	н.у.	249,3±5,5	н.у.	н.у.
Полиакрилат	505,2±8,3	1125,0±8,1	2496,1±9,8	753,5±8,1	994,7±9,0	2005,1±8,3	744,0±7,8	987,2±15,6	н.у.

Примечания: концентрация CeO₂ в растворе – мкг/мл; н.у. – токсичность не установлена ввиду ограничения по концентрации CeO₂ в исходных растворах (3-5 мг/мл), $P < 0,01$.

Выводы. Таким образом, нами впервые исследована чувствительность культур клеток млекопитающих – L929, EPT, VERO – к водным растворам наночастиц CeO₂, стабилизированным ПАК, отличающихся исходным прекурсором наночастиц и последующей обработкой. Показано, что цитотоксичность зависит от способа получения, а также метода обработки водных золей наночастиц CeO₂ (что определяет, в частности, содержание гидроксосоединений церия (III) и перекисных соединений). Помимо этого, свой вклад в токсичность золя вносит также и стабилизатор – соль низкомолекулярной ПАК. Среди изученных культур клеток млекопитающих наиболее устойчивой к цитотоксическому действию золей наночастиц CeO₂ оказалась перевиваемая линия клеток почек зеленой мартышки – VERO – линия клеток приматов, систематически близких к человеку. Представленные результаты открывают перспективу для углубленного исследования биологических эффектов и практического применения синтезированных нами водных дисперсий наночастиц CeO₂.

Поддержка. Работа выполнена при поддержке РФФИ (проект 08-03-00471).

Список литературы:

- Доклінічні дослідження лікарських засобів. Методичні рекомендації. О.В. Стефанов. / Міністерство охорони здоров'я України. Державний фармакологічний центр., Київ, 2001. С. 390 – 392.
- Иванов В.К., Усатенко А.В., Щербаков А.Б. Антиоксидантная активность нанокристаллического диоксида церия по отношению к антоцианам // Журн. неорг. химии. – 2009. – 54, N.10. – P.1522–1527.
- Иванов В.К., Щербаков А.Б., Усатенко А.В. Структурно-чувствительные свойства и биомедицинское применение нанодисперсного диоксида церия // Успехи химии. – 2009. – 78, N9. – С.924-941/
- Усатенко О.В., Щербаков О.Б., Иванов В.К. Спосіб одержання композицій, що містить водорозчинні наночастинки оксиду церію. // Заявка на винахід, реєстраційний номер: а 200810411, пріоритет: 15.08.2008.
- Jakupec M.A., Unfried P., Keppler B.K. Pharmacological properties of cerium compounds. // Rev. Physiol. Biochem. Pharmacol. – 2005 – 153. – P.101-111.
- Medvedev A.E., Fuchs B.B., Rankhmilevich A.L. A study of the action of immunosuppressive factors from tumour cells on lymphocytes and macrophages in vitro and on the graft-versus-host reaction in mice // Biomed. Sci. - 1990 – N.1. – P.261-266.
- Patil S., Bhargava N., Kang J. F., Riedel L., Seal S., Hickman J. J. Auto-catalytic Ceria Nanoparticles Offer Neuroprotection to Adult Rat Spinal Cord Neurons // Biomat.- 2007. – 28. – P.1918-1925.
- Schubert D., Dargusch R., Raitano J., Chan S.-W. Cerium and yttrium oxide nanoparticles are neuprotective // Biochem. Biophys. Res. Comm. – 2006. – 342. – P.86-91.
- Sehgal A., Lalatonne Y., Berret J.-F., Morvan M. Precipitation-Redispersion of Cerium Oxide Nanoparticles with Poly(acrylic acid): Toward Stable Dispersions. // Langmuir. - 2005. - 21. - P.9359-9364.

CYTOTOXIC CHARACTERISTIC OF AQUEOUS SOLS OF CeO₂ NANOPARTICLES STABILIZED BY LOW-MW POLYACRYLIC ACID

N.M. Zhlobak, A.B. Shcherbakov¹, V.K. Ivanov², Z.M. Olevinskaya, A.V. Usatenko³, N.Ya. Spivak

Nanoparticles of cerium dioxide (CeO₂) are perspective objects for biomedical application; however their toxicity data are not well-known. The aim of the study is to estimate the cytotoxicity of CeO₂-sols with various prehistories in relation to intertwined cultures of mammalian cells. It was determined the concentration causing 100 % and 50 % destructions the cells' monolayer (CC₁₀₀ and CC₅₀), and the maximum concentration which is not causing changes of the cells (CC₀). Nanoparticles with minimum Ce (III) and peroxide compounds content have minimal toxicity for cellular lines L929, EPT. The nanoparticles having maximal Ce (III) concentration have minimal toxic effect for VERO cells; VERO line of primacies cells has appeared the steadiest, which CC₀ was limited of the maximum used concentration.

Keywords. Nanoparticles, cerium dioxide, polyacrylic acid, the cytotoxicity, intertwined cultures of mammalian cells.

Одержано редколегією 8.12.2009 р.

ХАРАКТЕРИСТИКА БІОЛОГІЧНО АКТИВНИХ РЕЧОВИН *SAUSSUREA PORCII* DEGEN.

М.М. Марченко, А.Є. Шелифіст, Л.М. Чебан

*Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, кафедра біохімії та біотехнології
Україна, 58012, м. Чернівці, вул. Коцюбинського 2, antonina_shel@mail.ru*

*В роботі вивчали спектри біологічно активних речовин експлантатів двох популяцій *Saussurea porcii* Degen, культивованих in vitro. Доведено здатність експлантатів *S. porcii* синтезувати сесквітерпенові лактони. За допомогою ТШХ досліджений їх компонентний склад та показана його залежність від генотипу популяції. Спільними для обох досліджуваних популяцій є компоненти із значенням Rf: 0.14, 0.26, 0.36, 0.60, 0.56. Смузи з Rf 0.48, 0.53, 0.75 та 0.90 виявлені тільки при хроматографуванні екстрактів з експлантатів першої популяції, а з Rf 0.43, 0.65, 0.81 та 0.87 – другої.*

*Ключові слова: *Saussurea porcii* Degen, сесквітерпенові лактони, in vitro*

Вступ. Серед різних біологічно активних речовин, які використовуються в сучасній науковій медицині, на особливу увагу заслуговують сесквітерпенові лактони, що характеризуються широким спектром біологічної дії: протизапальною та ранозагоювальною (Липшиц С.Ю., 1979), антигельмінтною (Драб А.И. и др., 2005), протипухлинною (Ксу Г. и др., 2006, Zhang S. at al, 2005). Вони являють собою кисневмісні похідні сесквітерпеноїдів (Адекенов С.М., Кагарлицкий А.Д., 1990), які синтезуються переважно більшістю представниками родини *Asteraceae* (Алебастров О.В., 2005), зокрема рослинами роду *Saussurea* (Choi S.Z. at al., 2005; Pandey M.M. at al., 2005; Yang M. at al., 2004; Ren G. at al., 2007). У той же час *Saussurea porcii* Degen – представник флори Буковинських Карпат, що знаходиться під загрозою зникнення (Чорней І.І. та інші, 2001), а останнім часом наводиться зі статусом „критично загрожуваний вид” (Tasenkevich L., 2002), є практично недослідженим.

У зв'язку з цим метою даної роботи був аналіз спектру біологічно активних речовин *S. porcii* Degen, культивованих в умовах *in vitro*.

Матеріали та методи. Матеріалом для дослідження служили експлантати двох популяцій *Saussurea porcii* Degen. Рослини культивувались на розробленому нами поживному середовищі (Марченко М.М. та інші, 2004). Матеріалом для введення в культуру *in vitro* служило насіння дикорослих рослин, зібране в місцях зростання природних популяцій.

Популяція 1 – Івано-Франківська область, Верховинський р-н, Чивчинські гори, г. Гнетеса, h=1545 м н. р. м., N47°43'939'', E24°53'233''.

Популяція 2 – Івано-Франківська область, Верховинський р-н, Чивчинські гори, пол. Глистувата, h=1475 м н. р. м., N47°49'631'', E24°53'887'' (Баглей О.В., 2008).

Варто зазначити, що фітоценотичні умови вказаних популяцій досить подібні, проте екологічні чинники абіотичного характеру (висота над рівнем моря, експозиція схилу, освітленість, мікрорельєф, трофічність, вологість та сольовий режим ґрунту) дещо відрізняються (Баглей О.В., 2008; Чорней І.І та інші, 2001).

Для ідентифікації та вивчення спектру біологічно активних сполук проводили спектральний аналіз спиртових екстрактів експлантатів в межах 180 - 400 нм з інтервалом виміру 5 нм (Мусієнко М.М. та інші, 2001).

Таблиця 1.
Спектри поглинання УФ-променів деяких фенольних сполук (Феденко В.С., 2000)

Назва БАР	Довжина хвилі, нм
Алкалоїди	195-230
Флаваноїди	195-230, 240-270, 320-430
Ізофлавоноли	255-265, 310-330
Флаванони	275-290, 310-330
Флавоноли	250-270, 310-350
Флавоноли	250-270, 300, 350-390
Халкони	240-280, 365-390
Аурони	240-270, 390-430
Антоціанідіни	270-280
Лактони	200-214
Оксикоричні кислоти	297-300
Хлорогенова кислота	315-330
Кумарини	210-270, 290-350
Азулени	270-280, 320-360

З метою вилучення сесквітерпенових лактонів використовували метод К.С. Рыбалко (Рыбалко К.С., 1978), який базується на здатності сесквітерпенових лактонів розчинятися у воді у присутності інших екстрактивних речовин, та метод Ю.Б. Коновалова (Коновалов Ю.Б.), що ґрунтується на 5-денній екстракції хлороформом.

Спектральний аналіз та питому густину отриманих екстрактів визначали на спектрофотометрі

СФ-46, ІЧ-спектроскопію хлороформної смолки проводили у тонкій плівці з використанням бромної пластинки на SPECORD – 75IR в області $1600 - 1800 \text{ см}^{-1}$. Якісний аналіз суми сесквітерпенових лактонів здійснювали методом хроматографії в тонкому шарі сорбенту (ТШХ) на пластинках “Силуфол” (Чехія) в системі розчинників петролейний ефір – етилацетат (9:1) (Беляков К.В., Попов Д.М., 2004) висхідним способом відповідно до вимог Державної Фармакопеї

(2004). Ідентифікацію окремих компонентів проводили розчином 1 % ваніліну у 20 % H_2SO_4 .

Результати та їх обговорення. З метою отримання загальної характеристики спектру БАР тієї чи іншої досліджуваної рослини першочергово проводять її спектральний аналіз в УФ-області. Порівняльний аналіз спектрів поглинання екстрактів експлантатів обох досліджуваних популяцій *S. porcii* показав різноманітність речовин вторинного походження (рис.1).

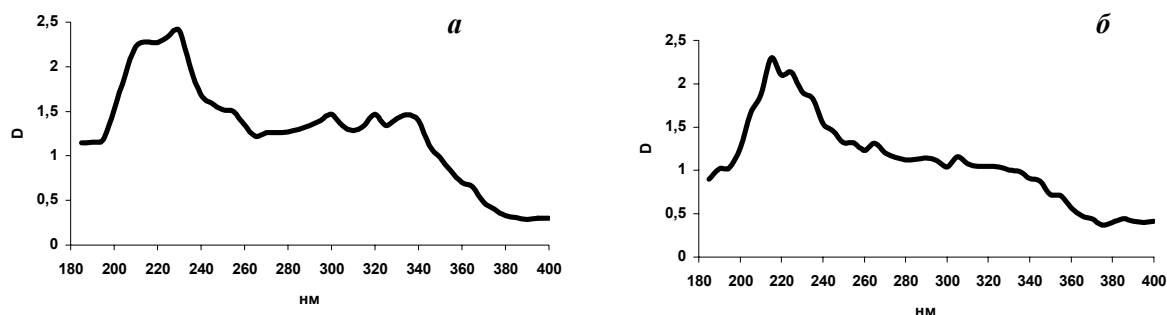


Рис. 1. УФ-спектри поглинання експлантатів *S. porcii*.

Примітка: а – популяція 1, б – популяція 2

При співставленні отриманих результатів було з'ясовано, що досліджувані об'єкти характеризуються однаковим якісним складом БАР, серед яких відсутні аурони. Не зважаючи на наявність спектральної активності у діапазонах притаманних флаванонам, флавонолам, антоціанідинам та азуленам є підстави стверджувати, що дані сполуки відсутні в експлантатах досліджуваних рослин. На користь цього свідчить або відсутність одного із піків поглинання, або незначна активність у діапазонах, що перекривається із такими, характерними для інших сполук. Про наявність в спектрах ізофлавононів, флавононів, халконів, оксикоричних кислот, зокрема хлорогенової, та кумаринів свідчить підвищена інтенсивність поглинання в усіх притаманних для них діапазонах. Особливо важливим було встановлення оптичної активності у діапазоні, властивому лакто-

нам. Це дозволяє зробити припущення щодо їх присутності в обох об'єктах дослідження.

Для точної ідентифікації сесквітерпенових лактонів найбільш придатним є метод ІЧ-спектроскопії. Цей метод істотно доповнює результати УФ спектроскопії, оскільки в інфрачервоній області розташовано більшість коливальних і обертальних спектрів молекул. Тому надалі нами був проведений спектральний аналіз смолкок двох популяцій *S. porcii* в ІЧ-області. Так для препарату популяції 1 (рис. 2а) виявлені максимуми поглинання в діапазоні $1620 - 1665 \text{ см}^{-1}$ і $1750 - 1800 \text{ см}^{-1}$.

За нашими даними наявність кумаринів і складних ефірів підтверджується присутністю двох смуг поглинання, одна із яких в області $1750 - 1800 \text{ см}^{-1}$ перекривається із характерною для γ -лактону.

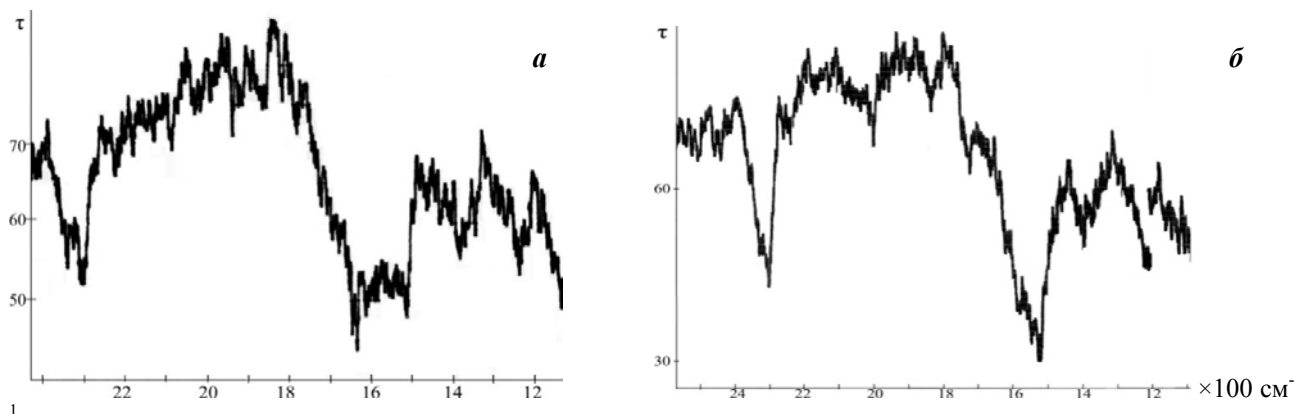


Рис. 2. ІЧ-спектри поглинання експлантатів *S. porcii*.

Примітка: а – популяція 1, б – популяція 2

Отже, факт відсутності піків у препараті у діапазонах $1740 - 1750 \text{ см}^{-1}$, $1680 - 1750 \text{ см}^{-1}$ повністю виключає існування кумаринів і складних ефірів. Натомість, смуги поглинання в $1750 - 1800 \text{ см}^{-1}$, $1620 - 1665$, $1410 - 1420 \text{ см}^{-1}$ вказують на присутність γ -лактонів із спряженим подвійним зв'язком екзоциклічної метиленової групи. Аналіз особливостей поглинання хлороформної витяжки з *S. porcii* популяції 2 (рис. 2б) в області $1600 - 1800 \text{ см}^{-1}$ дав змогу встановити наявність підвищення спектральної активності в діапазонах $1650 - 1690$ і $1715 - 1800 \text{ см}^{-1}$. В даному випадку відмічаємо розщеплення останньої смуги на $1715 - 1755$ і $1755 - 1800 \text{ см}^{-1}$. В області $1600 - 1620 \text{ см}^{-1}$ смуг поглинання не виявлено. З літератури відомо, що смуга поглинання в області $1650 - 1690 \text{ см}^{-1}$ досить сильно проявляється при розміщенні подвійного зв'язку всередині лактонного циклу (Адекенов С.М., Кагарлицкий А.Д., 1990). Отже, є підстави припустити відсутність в лактонах експлантатів *S. porcii* (популяція 2) спряженого подвійного зв'язку, тобто, відсутності екзоциклічної метиленової групи.

Відомо (Рыбалко К.С., 1978; Yin H. et al., 2005), що природні популяції рослин, які є гетерогенними і складаються із різних біологічних форм, можуть відрізнятися за якісним та кількісним складом сесквітерпенових лактонів. Отримані нами результати не стали винятком. Так, нами виявлені відмінності у спектральній активності хлороформних витяжок обох популяцій досліджуваного виду. Незважаючи на встановлення в кожній з них активності, що пов'язана з наявністю γ -лактонного циклу, зразок першої популяції характеризується ще й смугами вбирання в діапазоні, властивому подвійним зв'язкам у спряженні. Останнє свідчить про наявність у досліджуваному препараті сполук із α -метилен- γ -лактонним циклом.

При порівняльному аналізі різних методів екстрагування суми сесквітерпенових лактонів із експлантатів *S. porcii* нами з'ясовано, що найбільшою різноманітністю вилучених речовин характеризуються смолки, за умови використання методу Ю.Б. Коновалова.

З метою ідентифікації сесквілактонів на хроматограмах використовували суміш 1 % ваніліну у 20 % H_2SO_4 , оскільки за таких умов проявлення хроматограмам вдається ідентифікувати максимальну кількість смуг, що за забарвленням (рожевим чи фіолетовим) можна віднести до сесквітерпенових лактонів. При порівняльному аналізі отриманих хроматограм (рис. 3) були встановлені відмінності у їх якісному спектрі для обох досліджуваних популяцій. Так, для зразку популяції 1 встановлено присутність дев'яти компонентів із значенням R_f : 0.14, 0.26, 0.36,

0.48, 0.53, 0.60, 0.75, 0.90, 0.95. ТШХ лактонів другої популяції містить додаткові смуги зі значенням R_f 0.65, 0.81 та 0.87. Компоненти з R_f 0.48, 0.53, 0.75 та 0.90 виявлені у експлантатах першої популяції в екстрактах тканин другої популяції відсутні, тоді як сполука з R_f 0.43, ідентифікована на її ТШХ, не виявлена в першому випадку. Отримані результати наочно підтверджують зроблений нами на основі ІЧ спектроскопії висновок щодо існування різниці у якісному спектрі сесквітерпенових лактонів обох досліджуваних популяцій *S. porcii*, культивованих в умовах *in vitro*.

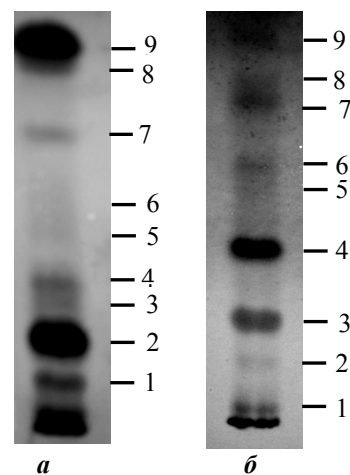


Рис. 3. Розподіл смолки *S. porcii* за допомогою ТШХ
Примітка: а – популяція 1, б – популяція 2

ТШХ лактонів другої популяції містить додаткову смугу зі значенням R_f 0.26. Компонент з R_f 0.47 виявлений у експлантатах першої популяції в екстрактах тканин другої популяції відсутній, тоді як сполука з R_f 0.51, ідентифікована на її ТШХ, не виявлена в першому випадку. Отримані результати наочно підтверджують зроблений нами на основі ІЧ спектроскопії висновок щодо існування різниці у якісному спектрі сесквітерпенових лактонів обох досліджуваних популяцій *S. porcii*, культивованих в умовах *in vitro*.

Висновки. Отже, нами встановлено здатність експлантатів *S. porcii* синтезувати сесквітерпенові лактони. Враховуючи наявність відмінностей у спектрі естераз насіння різних популяцій даного виду (Марченко М.М. та інші, 2006), можна стверджувати про існування залежності якісного складу сесквітерпенових лактонів від генотипу популяцій.

Подяка. Автори висловлюють подяку завідувачу кафедри ботаніки та охорони природи Чернівецького національного університету д.б.н. Чорнею І.І. за наданий для роботи насіннєвий матеріал.

Список літератури:

1. Адекенов С.М., Кагарлицкий А.Д. Химия сескви-

- терпеновых лактонов. – Алма – Ата: Гылым, 1990. – 188 с.
2. Алебастров О.В. Содержание сесквитерпеновых соединений в растениях семейства *Asteraceae* // Альтернативная энергетика и экология. – 2005. – №11 (31). – С. 50 – 56.
 3. Беляков К.В. Определение сесквитерпеновых лактонов в корневищах и корнях девясила высокого // Фармация. – 2003. – №3. – С. 10–12.
 4. Баглей О.В. Дослідження життєздатності популяцій сосюри Порца в Українських Карпатах // Заповідна справа в Україні. – 2008. – Т.14. – Вип. 2. – С. 54 – 56.
 5. Беляков К.В., Попов Д.М. Получение алантолактона стандартного образца // Фармация. – 2004. – №1. – С. 37–39.
 6. Державна Фармакопея. Україна. – Київ, – 2004. – 2000 с.
 7. Драб А.И., Нурмухаметова А.К., Пак Р.Н. Противоопухолевое действие экстракта сосюреи солончаковой // Хим.-фарм. журн. – 2005. – Т.39, №8. – С. 30 – 32.
 8. Коновалов Ю. Б. Динамика накопления сесквитерпеновых лактонов в траве полыни австрийской // Фармацевтическая химия и фармакогнозия. – М.: Медицина, 2006. – 547 с.
 9. Ксу Г., Лианг К., Гонг З., Йю В., Хе С. Противоопухолевые свойства четырех лактонов сесквитерпена из *Elephantopus scaber* L. // Эксперим. онкология. – 2006. – Т.28, №2. – С. 45–53.
 10. Липшиц С.Ю. Род *Saussurea* DC. (*Asteraceae*). – Л.: Наука, 1979. – 283 с.
 11. Марченко М.М., Шелифіст А.Є., Чебан Л.М. Электрофоретический спектр кислых эстераз насіння популяції *Saussurea porcii* Degen // Матеріали ІХ Українського біохімічного з'їзду, 24-27 жовтня 2006 р., Харків. – Т.2. – С. 205.
 12. Марченко М.М., Шелифіст А.Є., Чебан Л.М., Чорней І.І., Буджак В.В. Особливості введення в культуру *in vitro* *Saussurea porcii* Degen та *S. discolor* (Willd.) DC. // Науковий вісник Чернівецького університету. – 2004. – Вип. 223. – С. 3 – 9.
 13. Мусієнко М.М., Паршикова Г.В., Славний П.С. Спектрофотометричні методи в практиці фізіології, біохімії та екології рослин. – К.: Фітосоціоцентр, 2001. – 200 с.
 14. Рыбалко К.С. Природные сесквитерпеновые лактоны. – М.: Медицина, 1978. – 320 с.
 15. Феденко В.С. Взаимосвязь спектральных характеристик и содержания фенольных соединений в растительных экстрактах // Физиология и биохимия культ. растений. – 2000. – Т.32, №3. – С. 236 – 239.
 16. Чорней І.І., Буджак В.В., Термена Б.К. Нові відомості про поширення на Чернівецьчині судинних рослин з «Червоної книги України» та їх охорона // Український ботанічний журнал. – 2001. – Т.58, №1. – С. 78 – 83.
 17. Choi S.Z., Choi S.U., Lee K.R. Cytotoxic sesquiterpene lactones from *Saussurea calcicicola* // Arch. Pharm. Res. – 2005. – Vol.28, №10. – P. 1142–1146.
 18. Pandey M.M., Govindarajan R., Ravat A.K., Palpu P. Free radical scavenging potential of *Saussurea costus* // Acta Pharm. – 2005. – №55. – P. 297–304.
 19. Ren G., Yu Z.M., Chen Y.L., Wu S.H. Sesquiterpene lactones from *Saussurea alata* // Nat. Prod. Res. – 2007. – Vol.3, №21. – P. 221–226.
 20. Tasenkevich L. Red List of Vascular Plants of the Carpathian Mountains. – Lviv: State Museum of Natural History, NAS of Ukraine. – 2002. – 29 p.
 21. Yang M., Wang C.M., Zhang Q. Sesquiterpenes, lignans and other constituents from *Saussurea macrota* // Pharmazie. – 2004. – Vol.59, №12. – P. 972–976.
 22. Yin H., Fu H., Hua H., Qi X., Li W. Two new sesquiterpene lactones with the sulfonic acid group from *Saussurea lappa* // Chem. Pharm. Bull. – 2005. – Vol.53, №7. – P. 841–842.
 23. Zhang S., Won Y.K., Ong Ch.N., Shen H.M. Anticancer potential of sesquiterpene lactones: bioactivity and molecular mechanisms // Current Medicinal Chemistry-Anti-Cancer Agents. – 2005. – Vol.5, №3. – P. 239–249.

THE CHARACTERISTICS OF THE BIOLOGICALLY ACTIVE COMPOUNDS OF *SAUSSUREA PORCII* DEGEN

M.M. Marchenko, A.E. Shelifist, L.M. Cheban

The spectra of biologically active compounds of two populations Saussurea porcii Degen cultivated in vitro were studied in this work. It is shown that the explants of S. porcii are able to synthesize the sesquiterpene lactones. Their composition was studied with a help of thin layer chromatography. It was shown that the composition depends on the genotype of the population. Both investigated populations have common components which R_f are equal to: 0.14, 0.26, 0.36, 0.60, 0.56. The strips with R_f 0.48, 0.53, 0.75 and 0.90 were found out only during the realization of the thin layer chromatography of the extracts of explants of the first population. And with R_f 0.43, 0.65, 0.81 and 0.87 – during second one.

Key words: *Saussurea porcii* Degen, sesquiterpene lactones, *in vitro*.

Одержано редколегією 9.12.2009 р.

THE VARIABILITY OF METALLOTHIONEIN RESPONSES IN TRANSPLANTED MOLLUSCS *DREISSENA POLYMORPHA*

H.I. Falfushynska¹, L.L. Gnatyshyna¹, O.B. Stoliar^{1*},
O. Dedourge-Geffard², A. Geffard²

¹ Research Laboratory of Comparative Biochemistry and Molecular Biology, Ternopil National Pedagogical University,
M. Kryvonosa Str 2, Ternopil, 46027, Ukraine

² Université Reims Champagne Ardenne, Laboratoire d'Eco-Toxicologie,

Moulin de la Housse BP 1039, 51687 Reims Cedex 2, France

* e-mail for correspondence: oksana.stolyar@gmail.com

The aim of this study was to elucidate the character and efficiency of the adaptive response of metallothioneins (MT) in bivalve mollusk Zebra mussels *Dreissena polymorpha* after transplantation from site C to sites with agricultural activity (A), an ethanol production (I1), or industrial wastes (I2). Mollusks were studied after 14, 28, 60 and 120 (group A) days. A transient (July) appearance of MTs with a molecular weight of about 20 kDa (MT20) in addition to the constitutive expression of MT10 was found in all studied groups. This issue seems to be due to seasonal effect rather than to pollution in the area. In the mussels from the groups I1 and I2, the elevated concentration of zinc in the tissue jointly with low efficiency of MT in its binding was shown. Nevertheless, in the mussels from the group A MT provide a successful binding of the excess of copper when its concentration in the tissues was elevated. Cadmium was accumulated in the MT of the mussels from the site C. The weakening of metal-binding function of MT probably indicates the limit of the adaptive abilities of the organism in the highly polluted environment.

Keywords: *Dreissena polymorpha*, metallothioneins, copper, zinc, cadmium, pollution, field transplantation.

Introduction. Bivalve molluscs are considered to be one of the most appropriate groups of bioindicative organisms for assessing the pollution of surface waters due to their large water filtration capacities, sedentary life and broad distribution. Especially, much attention is paid to the metallothioneins (MTs) – low weight intracellular proteins, which bind essential metals Zn and Cu, as well as nonessential elements, such as Cd (Amiard et al., 2006). In general, the induction of MTs is proposed as a specific “biomarker” response to metal pollution because individuals collected from environments rich in metals exhibit elevated MTs content (Roesijadi and Fowler, 1991). In molluscs, MT with different molecular masses (MT10 and MT20) and different domain structures were described (Dallinger et al., 2000; Ciocan and Rotchell, 2004; Jenny et al., 2006). However, this variability has not been widely explored in biomonitoring (Amiard et al., 2006; Banni et al., 2007). In this study some molecular properties of MTs have been taken into account in order to better understand cellular response of *Dreissena* to increased concentration of Zn, Cu and Cd.

The active monitoring with the exploitation of caged bivalve molluscs acquired vogue in the recent years to study the effect of pollution on the cellular detoxication systems (Marie et al., 2006) whereas native populations could provide some biochemical adaptations. There is little information about the MTs of bivalves in fresh water (Gagne et al., 2002), and almost no data concerning them in the water bodies of Ukraine (Столяр та інші, 2007; Falfu-

shynska et al., 2009). Therefore the aim of this study was to investigate the ability of MTs in the soft tissues of zebra mussel *Dreissena polymorpha* to reflect different biological responses during transplantation of mussels to localities with different kinds of pollution.

Materials and methods. *Experimental animals.* The experiments were started out in July. The specimens of zebra mussels, *Dreissena polymorpha*, were sampled from a site in the upstream portion of river Seret upper the city of Ternopil where no industrial activities could be detected; therefore, this was considered as reference site (C site). The specimens of mussels were cautiously detached from the substrate and taken to the transplantation sites and placed here in the cages consisted of plastic net. The cages were fixed on the bank of water body. Approximately 100 specimens of *D. polymorpha* were placed into each cage; four cages were immersed at each site.

The localities for transplantation were selected at Dniester River tributaries near the boroughs of city Borschiv on the Nichlava River (A site), in the village of Scalat on the Gnylka River (I1 site), and in the village of Ostriv (I2 site) downstream from the city of Ternopil on the Seret River. The A site was situated in rural vicinity that received effluent from the city with destroyed water purification plant and highly developed agricultural region. At the I1 site, the molluscs were kept on the banks downstream from an ethanol manufactory that flushes its sewage directly into the river. The I2 site was situated

downstream from a city of about 220,000 residents near a motorway and railway lines with intense traffic and a number of different manufacturers.

The residential and caged molluscs were studied simultaneously after 14 (July), 28 (August) and 60 (September) days of the transplantation. As far as the mortality rate at A site was comparatively low, the period of study in this site was continued till November (120 days of transplantation). At the I2 site, the cages disappeared in August and were renewed. So the second 14 days exposure instead 60 days was studied at this site in September.

At each sampling time, mussels were transported to the laboratory in cool boxes filled native water and constantly aerated and treated within a day after the sampling procedure. Mussels from the reference site served as controls. In each group the specimens with the shell length between 2.4 and 3.0 cm were selected for study.

Chymotrypsinogen, cytochrome *c*, EDTA, β -mercaptoethanol, metallothionein (MTII) from rabbit liver, myoglobin, phenylmethylsulfonyl fluoride (PMSF), Sephadex G-50, serum albumin, and trypsin inhibitor were purchased from Sigma. All other chemicals were of analytical grade.

At the time of sampling, water parameters were measured by standard analytical tests: pH; hardness, nitrite, and phosphate content using manual colorimetric methods; oxidizability using potassium permanganate as oxidant (Parameters of water quality, 2001). MTs were obtained as the thermostable proteins (Roesijadi and Fowler, 1991). The tissue samples from five individuals of group were pooled in aliquot quality (total mass 350 mg) and homogenized in ice-cold 10 mM Tris-HCl buffer, pH 8.0, containing 10 mM 2-mercaptoethanol and 0.1 mM PMSF, and centrifuged at $10\,000 \times g$ for 45 min at 4 °C. The supernatant was incubated under the 85 °C for 5 min and subsequently centrifuged at $10\,000 \times g$ for 45 min at 4 °C. The obtained thermostable supernatant was applied to the size-exclusion chromatography on Sephadex G-50 superfine column (1.5 $\times$ 50 cm) in the same buffer at a flow rate 0.33 mL·min⁻¹. Fractions (5 mL) were collected and analyzed for absorbance at 280 and 254 nm. Column calibration was achieved by applying a mixture of the next standards: chymotrypsinogen (25.8 kDa), myoglobin (17.0 kDa), cytochrome *c* (12.3 kDa), trypsin inhibitor (8.4 kDa).

To determine the metal concentration in the water, samples of water (50 mL, acidified with 50 μ L of HNO₃ and concentrated 10 times) were digested with 5 mL HNO₃ for 3 h at 105 °C. Pieces of tissues (about 250 mg) from 6 mussels and pooled eluate of each MTs peak (10 mL) were treated with 5 mL HNO₃ for 3 h at 105 °C under pressure, using an acid-cleaned Teflon bomb. The concentrations of

zinc (Zn), copper (Cu), iron (Fe), and manganese (Mn) were measured using atomic absorption spectrophotometer C-115 ("Lomo", Russia), while the cadmium (Cd) concentration was measured by graphite furnace atomic absorption spectrometry (S-600, "Selmi", Ukraine). Metal content in tissues and MTs was expressed as $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ fresh weight (FW), in MTs also – as nmol·g⁻¹ FW, in water as $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Metal content in other than MTs compounds was quantified as result of subtracting content in MTs from total content in the tissues.

Water and MTs chemical analysis was carried out in triplicate and all the other measurements, on 8 specimens. The results were expressed as means $\pm$ standard deviation (SD). Data were tested for normality and homogeneity of variance using Kolmogorov-Smirnoff and Levene's tests, respectively. Since data were not normally distributed (Lilliefors' test), non-parametric tests (Kruskal-Wallis ANOVA and Mann-Whitney *U*-test) were performed (significant at $p < 0.05$). For detection of correlation, the Pearson's correlation test was also performed at a 0.05 level of significance. A Two-way Factorial ANOVA was used to determine the effect of season and site on the individual biochemical variables and their interaction (significant at $P < 0.05$). All statistical calculations were performed on the separate data from each individual with SPSS 15.0 software, Statistica v 7.0 and Excel for Windows-2000.

Results. The analysis of water chemical composition demonstrated seasonal variation (Tabl.) with the highest levels for anions in August and September and the highest levels of metals (except Zn and Fe) in July at most studied sites. In general, the values of the measured indices were higher at the sites of transplantation than at the reference site.

No mortality was observed in the caged groups 14 days after transplantation. After 28 days, the mortality rate was about 10% at site A and about 65% at site I1. After 60 days the mortality rates were 25% and 85% at sites A and I1 respectively, and after 120 days it was 30% at site A. Caging did not affect the morphological indices deleteriously within 120 days of incubation, since the mussels transplanted to site A had the same average weight and length as in the control group.

Gel-filtration of the thermostable solution revealed two major protein peaks (I and III) and, in July, an intermediate peak (II) (Fig. 1) in all groups of mussels. The low molecular weight peak III, which had an apparent molecular weight of 10 kDa, was identified as an MT-containing peak based upon its spectral features, including the presence of characteristic metal-thiolate clusters (comparative high density ratio D_{254}/D_{280}), thermostability, and molecular weight (Kagi and Schaffer, 1988) and was desig-

nated as MT10. An intermediate peak II with an apparent molecular weight of 20 kDa also had the spectral features of MTs. Therefore it was designated as MT20.

Table 1.
Chemical parameters of water from the places of sampling, N=3

Parameter	Group	Time			
		July	August	September	November
pH	C	8.00	6.85	7.95	7.80
	A	7.81	6.25	7.25	8.05
	I1	7.00	7.50	7.85	ND
	I2	7.22	ND	7.45	ND
Phosphates, μM	C	4.9±0.5	8.8±0.9 ^b	3.0±0.4 ^b	5.6±0.4
	A	6.3±0.2 ^a	25.5±1.3 ^{a,b}	7.2±0.6 ^{a,b}	11.4±0.9 ^{a,b}
	I1	6.3±0.3 ^a	16.3±2.2 ^{a,b}	1.8±0.2 ^{a,b}	ND
	I2	7.5±1.1 ^a	ND	5.5±0.6 ^{a,b}	ND
Nitrites, mg N-NO ₂ ·L ⁻¹	C	0.06±0.02	0.01±0.00 ^b	0.02±0.00 ^b	0.06±0.01
	A	0.02±0.00 ^a	1.81±0.12 ^{a,b}	0.93±0.11 ^{a,b}	0.02±0.00 ^a
	I1	1.65±0.12 ^a	5.33±0.24 ^{a,b}	1.43±0.19 ^a	ND
	I2	0.15±0.03 ^a	ND	0.04±0.01 ^a	ND
Oxidizability, mg O ₂ ·L ⁻¹	C	11.6±0.9	13.5±1.9	12.5±1.1	13.0±1.5
	A	47.8±2.6 ^a	31.8±2.7 ^{a,b}	33.1±1.5 ^{a,b}	13.9±1.3 ^b
	I1	28.7±1.5 ^a	37.2±3.3 ^{a,b}	46.7±2.1 ^{a,b}	ND
	I2	12.8±1.2	ND	29.7±4.2 ^{a,b}	ND
Hardness, mM CaCO ₃	C	3.6±0.2	3.3±0.6	4.0±0.3	2.3±0.3 ^b
	A	7.9±0.8 ^a	4.3±0.7 ^b	4.1±0.3 ^b	2.5±0.4 ^b
	I1	6.9±1.0 ^a	7.2±0.9 ^a	4.8±0.4 ^b	ND
	I2	4.4±0.3	ND	8.0±0.7 ^{a,b}	ND
Cu, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	C	4.5±0.6	3.9±0.3	1.2±0.1 ^b	1.9±0.2 ^b
	A	18.3±1.7 ^a	11.5±1.2 ^{a,b}	3.4±0.3 ^{a,b}	5.2±0.4 ^{a,b}
	I1	8.8±0.8 ^a	6.4±0.5 ^{a,b}	5.1±0.4 ^{a,b}	ND
	I2	19.4±1.6 ^a	ND	5.0±0.4 ^{a,b}	ND
Zn, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	C	16.4±1.7	54.4±4.8 ^b	20.6±1.8	47.9±4.2 ^b
	A	31.1±2.9 ^a	36.7±3.3 ^a	24.5±2.1	27.0±2.3 ^a
	I1	35.3±2.6 ^a	20.5±2.2 ^{a,b}	37.1±3.5 ^a	ND
	I2	58.6±4.9 ^a	ND	27.2±2.3 ^b	ND
Cd, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	C	1.4±0.2	1.0±0.1 ^b	1.0±0.1 ^b	8.2±0.9 ^b
	A	3.3±0.4 ^a	1.0±0.1 ^b	1.0±0.1 ^b	4.3±0.5 ^{a,b}
	I1	2.8±0.3 ^a	1.0±0.1 ^b	1.0±0.1 ^b	ND
	I2	5.6±0.7 ^a	ND	1.0±0.1 ^b	ND
Mn, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	C	79.1±8.2	6.0±0.5 ^b	3.4±0.2 ^b	1.4±0.1 ^b
	A	120.9±8.9 ^a	34.9±3.5 ^{a,b}	2.5±0.2 ^{a,b}	1.7±0.2 ^b
	I1	65.2±4.3 ^a	49.7±5.2	6.5±0.5	ND
	I2	130.2±8.4 ^a	ND	3.4±0.3 ^b	ND
Fe, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	C	29.7±1.9	71.0±8.2 ^b	189.4±11.2 ^b	74.9±5.8 ^b
	A	23.5±2.1	85.3±7.8 ^b	134.2±12.2 ^{a,b}	114.7±10.9 ^{a,b}
	I1	100.0±9.4 ^a	85.3±5.6 ^b	220.0±11.8 ^{a,b}	ND
	I2	180.0±16.5 ^a	ND	154.2±11.2 ^{a,b}	ND

Note: the values are expressed as the mean ± SD; ^a, between sites statistically significant differences; ^b, temporal statistically significant differences compared to July values; Always $P < 0.05$. ND, not determined.

Measurement of the metals content and their distribution in the tissues (Fig. 2) demonstrated that the concentrations of Cu and especially of Zn and Cd were relatively low in August and September. The most prominent local peculiarity of site A was the higher levels of Cu in the tissues (in July and November) and in MT-10 (in June, August, September) or in the form that was not bound to MTs (November). At sites I1 and I2, a remarkably higher total and unbound to MTs Zn content was observed in September. A higher Cu content in MTs compared to the control was also found at sites I1 and I2 in August and September. The ratio of Zn:Cu in MT10

was low in all groups in August. At site A it was also low in all other periods (in the range 1.9 – 3.2), whereas at the other sites this ratio reached 12.5. For MT20 this ratio in ranged from 9 to 19.

The highest content of Cd in the tissues and in the MTs was observed in the control group, especially in November. However, the molar ratio of Cd, in comparison to Cu and Zn in MTs, was no higher than about 2 atoms per 1 MT molecule, according to its metal binding stoichiometry.

A two-way factorial ANOVA demonstrated the significant temporal effect ($P < 0.05$) on all characteristics of metals during at least the first 60 days following transplantation. The site × season interactions (with the exceptions of Zn in the tissue at site A, and Cu in the tissues at site I1) were also significant ($P < 0.05$).

Discussion. Despite the view that environmental conditions in the Western Ukraine are generally satisfactory, especially in comparison with the Eastern Ukraine, the wood and food industries, municipal wastewaters and agricultural activities hide threat of moderate complex pollution in this region (Lebedynets et al., 2004). A reduction in the number and even the disappearance of indigenous bivalve molluscs has been observed at many sites in recent years, particularly at sites I1 and I2.

The chemical analyses confirmed in general the worse water quality at the sites of transplantation compared to the reference site (except for Cd). In the cases of Cu and Cd, the levels sometimes exceeded the quantity recommended for water intended for human consumption (Council Directive 98/83/EC).

The diversity of MTs was expected to reflect the environmental effect on the zebra mussels. MTs with different molecular masses were found in the marine mussels *Mytilus edulis* and *Mytilus galloprovincialis* (Banni et al., 2007). It is known that the MT10 isoform represents the constitutively expressed form involved in metal regulation, whereas the MT20 isoform is induced by Cd, probably to enable its sequestration and detoxification, and also by hydroxyl radicals to enable antioxidant protection (Jenny et al., 2006). In field conditions, variations in mt20-related gene expression levels, with maximum values at the two sites that were severely polluted with Cd, and changes in mt10 expression at all sites where Cu had accumulated significantly, were recorded (Banni et al., 2007). In the laboratory experiment, an additional, higher molecular weight, Cd-binding protein fraction, was detected in mussels *Mytilus edulis* (Ciocan and Rotchell, 2004) and zebra mussels (High et al., 1997) only after exposure to a high (above 400 $\mu\text{g L}^{-1}$) concentration of Cd in the water. In our study, the appearance of MT20 was a general feature of residential and transplanted mussels in July and therefore, seems to be attributed to

common seasonal variation. However, it should be noted that according to our data this Zn-rich form

did not play a significant role in metal storage in the tissues.

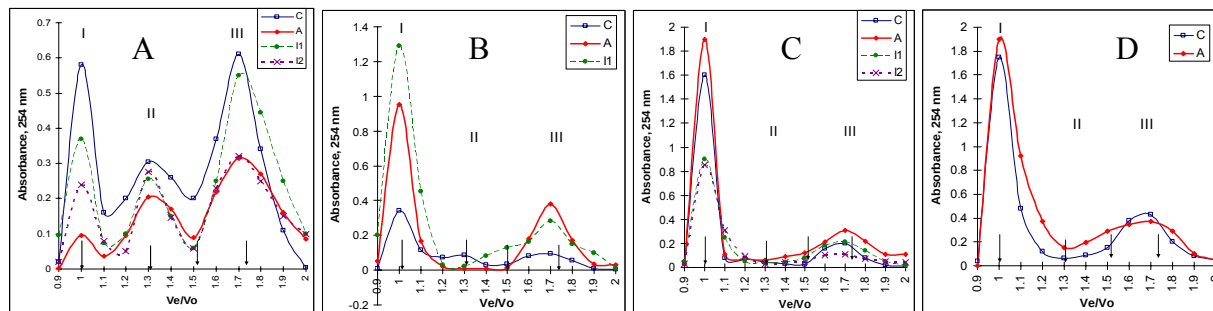


Fig. 1. The elution profiles on Sephadex G-50 of the thermostable extract from the soft tissues of *D. polymorpha* at the reference site (C) and after transplantation to sites A, I1, I2.

Note: A, July; B, August; C, September; D, November. Arrows highlight the elution volume of markers: 25.8 kDa, 17.0 kDa, 12.3 kDa, 8.4 kDa. I, II, III, protein peaks; Ve, elution volume; Vo, void volume of the column.

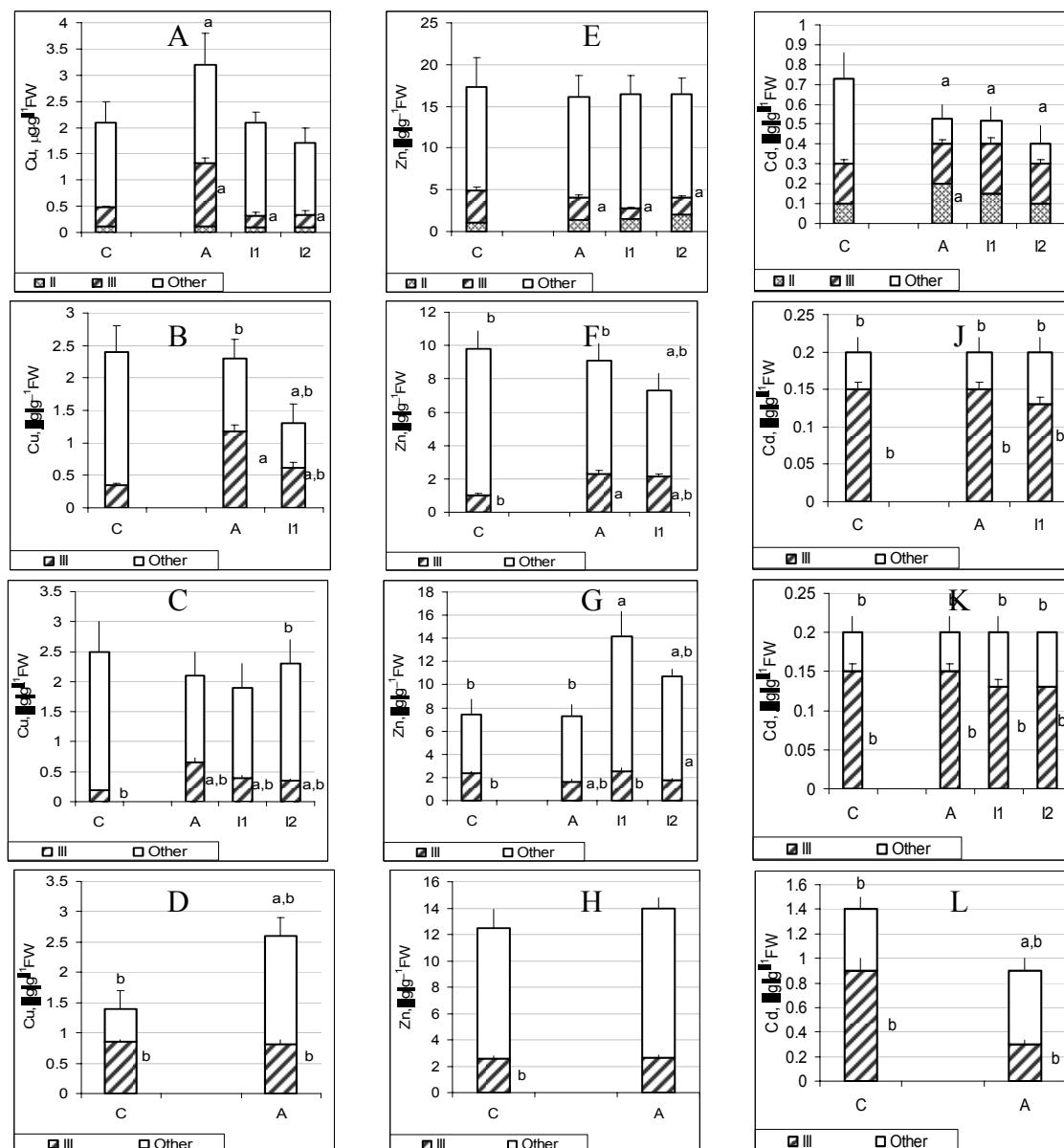


Fig. 2. Total and thermostable protein bound Cu (A, B, C, D), Zn (E, F, G, H) and Cd (I, J, K, L) concentrations ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, fresh weight) measured in the whole soft tissues of *D. polymorpha* from native population (C) and after transplantation to three sites, A, I1, I2 ($M \pm SD$, $n=8$ for total concentrations, and $n=3$ for concentrations in MTs).

Note: A, E, I, July; B, F, J, August; C, G, K, September; D, H, L, November. II, III, fractions of thermostable proteins correspondent to MT20 and MT10; other, other than MTs tissue compounds. ^a, spatial significant difference compare to control, ^b, temporal significant difference in the same group compare to value in July; always $P < 0.05$; letter right of column identifies the difference between separate forms and letter above column – between general values.

A correlation between Zn, Cu and Cd levels in the tissues and MTs content was found ($r(76) = 0.26, p < 0.03$). This observation appears to be consistent with the metal-buffering function of MTs. However, some peculiarities of metal binding to MTs were observed. At all sites in August and always at site A, MTs were Cu-enriched according to their composition and contributed significantly to Cu binding in the tissues. The MTs were only unable to bind excess Cu in the tissues after 120 days of transplantation. The ability of indigenous zebra mussels and their MTs to accumulate Cu from contaminated environments has been described (de Lafontaine et al., 2000). The Cu is the main metal that is found in excess in the tissues of aquatic animals in the Dnister basin, especially in the rural areas (Lebedinets et al., 2004; Sapoznikova et al., 2005; Stolyar et al., 2008; Falfushynska and Stoliar, 2009). This may be due to the leaching of pollutants from adjoining lands, where fungicides, such as Cu oxychloride, are usually sprayed. Our study of the indigenous bivalve mollusc, *Anodonta cygnea* confirmed this kind of pollution at site A (Falfushynska et al., 2009).

The Zn levels found in the whole soft tissues of mussels were comparable to background levels reported by Marie et al. (2006). Their two-fold increase at site II after 60 days of exposure was incommensurably less than that in the highly metal-soiled streams (Marie et al., 2006). However, the higher Zn levels in the molluscs caged at sites I confirmed that Zn is a typical component of the mixed pollution of industrial areas (Heijerick et al., 2002; Stolyar et al., 2008; Falfushynska and Stoliar, 2009). The MTs did not participate in the binding of this excess even though Zn was their predominant metal component. The failure to bind the excess Zn to MTs in the tissues might contribute to the toxicity of Zn that has been reported in molluscs (Geret and Bebianno, 2004).

Evidence for the high accumulation rate of Cd by zebra mussel MTs is undoubted (Lecoeur et al., 2004; Amiard et al., 2006; Marie et al., 2006). The high Cd content in the water and MTs of the mussels from the site C confirmed our recent data on the indigenous molluscs (Falfushynska et al., 2009). The high bioavailability of Cd at the reference site was also observed by Gagnon et al. (2006) and was explained by its low association with colloids compared to that at mixed polluted sites. In the industrial sites, the inability of MTs to bind effectively Cd reflects rather the overall injury provoked by complex pollution because the total Cd content in the tissue was not elevated as compared to other sites.

Thus, although heavy metals are not the dominant pollutants in the area, the measurement of Cu, Zn and Cd content in the tissues and MTs of transplanted zebra mussels helped to differentiate the ag-

ricultural, industrial and reference sites and supports the results obtained on indigenous animals (Falfushynska et al., 2009).

Conclusions. The study of the zebra mussels adaptation after their transplantation to different sites revealed both the similarity of the responses of their MTs caused by global factors, especially in summer and the specificity at each site connected to their ability to participate in the metal binding in the tissues. Different types of response to the industrial and agricultural (rural) pollution were distinguished.

Acknowledgments. This work has been granted by Ministry of Education and Science of Ukraine (Ukrainian-French joint collaboration project (EGIDE, PHC DNIPRO 14190ZC) "The assessment of freshwater pollution based on use of metallothioneins of mollusks". The authors are grateful to the Post-graduate students U. Yacubtciw for the technical assistance, Dr I. Hrinenko for assistance with the preparation of English version of the manuscript and Proof-Reading-Service.com for the linguistic and phraseological improvement of this manuscript.

References:

1. Столяр О.Б., Фальфушинская Г.И., Базан О.Г. Сезонные особенности свойств металлотиионейнов пресноводного двустворчатого моллюска *Colletopterum pictinale* (Unionidae) // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 4. – С. 98 – 108.
2. Amiard J.C., Amiard-Triquet C., Barka S., Pellerin J., Rainbow P.S. Metallothioneins in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use as biomarkers // *Aquat. Toxicol.* – 2006. – Vol. 76. – P. 160 – 202.
3. Banni M., Dondero F., Jebali J., Guerbej H., Boussetta H., Viarengo A. Assessment of heavy metal contamination using real-time PCR analysis of mussel metallothionein mt10 and mt20 expression: a validation along the Tunisian coast // *Biomarkers.* – 2007. – Vol. 12. – P. 369 – 383.
4. Ciocan C.M., Rotchell J.M. Cadmium induction of metallothionein isoforms in juvenile and adult mussel (*Mytilus edulis*) // *Environ. Sci. Technol.* – 2004. – Vol. 38. – P. 1073 – 1078.
5. Council Directive 98/83/EC levels for the quality of water intended for human consumption. [Electronic resource] / Access mode: http://www.emwis.org/IFP/law_EU.htm.
6. Dallinger R., Berger B., Gruber C., Hunziker P., Sturzenbaum S. Metallothioneins in terrestrial invertebrates: structural aspects, biological significance and implications for their use as biomarkers // *Cell. Mol. Biol.* – 2000. – Vol. 46. – P. 331 – 346.
7. De Lafontaine Y., Gagne F., Blaise C., Costan G., Gagnon P., Chan H.M. Biomarkers in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) for the assessment and monitoring of water quality of the St Lawrence River (Canada) // *Aquat. Toxicol.* – 2000. – Vol. 50. – P. 51 – 71.

8. Falfushynska H. I., Stoliar O.B. Function of metallothioneins in carp *Cyprinus carpio* from two field sites in Western Ukraine // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* – 2009. – Vol. 72. – P. 1425 – 1432.
9. Falfushynska H.I., Delahaut L., Stolyar O.B., Gelfard A., Biagianti-Risbourg S. Multi-biomarkers approach in different organs of *Anodonta cygnea* from the Dniester basin (Ukraine) // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* – 2009. – Vol. 57. – P. 86 – 95.
10. Geret F., Bebianno M.J. Does zinc produce reactive oxygen species in *Ruditapes decussatus*? // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* – 2004. – Vol. 57. – P. 399 – 409.
11. Heijerick D.G., Janssen C.R., Karlén C., Odneval Wallinder I., Leygraf C. Bioavailability of zinc in runoff water from roofing materials // *Chemosphere.* – 2002. – Vol. 47. – P. 1073 – 1080.
12. High D.A., Barthet V.J., McLaren J.W., Blais J.S. Characterization of Metallothionein-Like Proteins from Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) // *Environ. Toxicol. Chem.* – 1997. – Vol. 16. – P. 1111 – 1118.
13. Jenny M.J., Warr G.W., Ringwood A.H., Baltzegar D.A., Chapman R.W. Regulation of metallothionein genes in the American oyster (*Crassostrea virginica*): Ontogeny and differential expression in response to different stressor // *Gene* 2006. – Vol. 379. – P. 156 – 165.
14. Kagi J.H.R., Schaffer A. Biochemistry of metallothionein // *Biochemistry.* – 1988. – Vol. 27. – P. 8509–8515.
15. Lebedynets M., Sprynskyy M., Kowalkowski T., Buszewski B. State of Environment in the Dniester River Basin (West Ukraine) // *Environ. Sci. Pollut. Res.* – 2004. – Vol. 11. – P. 279–280.
16. Lecoeur S., Videmann B., Berny Ph. Evaluation of metallothionein as a biomarker of single and combined Cd/Cu exposure in *Dreissena polymorpha* // *Environ. Res.* – 2004. – Vol. 94. – P. 184 – 191.
17. Marie V., Baudrimont M., Boudou A. Cadmium and zinc bioaccumulation and metallothionein response in two freshwater bivalves (*Corbicula fluminea* and *Dreissena polymorpha*) transplanted along a poly-metallic gradient // *Chemosphere.* – 2006. – Vol. 65. – P. 609 – 617.
18. Parameters of water quality. 2001. Interpretation and standards. [Electronic resource] / Access mode: www.epa.ie/rivermap/docs/Parameters.pdf.
19. Roesijadi G., Fowler B. Purification of invertebrate metallothioneins. – *Methods in Enzymology, Metallobiochemistry Part B Metallothionein and Related Molecules*, 1991. – Vol. 205. – P. 263 – 273
20. Sapoznikova Y., Zubcov N., Hungerford S., Roy L.A., Boicenco N., Zubcov E., Schlenk D. Evaluation of pesticides and metals in fish of the Dniester River, Moldova // *Chemosphere.* – 2005. – Vol. 60. – P. 196–205.
21. Stolyar O.B., Loumbourdis N.S., Falfushynska H.I., Romanchuk L.D. Comparison of metal bioavailability in frogs from urban and rural sites of Western Ukraine // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* – 2008. – Vol. 54. – P. 107–113.

РІЗНОМАНІТНІСТЬ ВІДПОВІДЕЙ МЕТАЛОТІОНЕЇНІВ У ПЕРЕСЕЛЕНИХ МОЛЮСКІВ *DREISSENA POLYMORPHA*

Г.І. Фальфушинська, Л.Л. Гнатишина,
О.Б. Столяр, О. Дедоурже-Джеффард, А. Джеффард

Метою дослідження було з'ясувати характер і ефективність адаптивної відповіді металотіонейнів двостулкового молюска дрейсени *Dreissena polymorpha* на переселення з ділянки С у місцевості із забрудненням, спричиненим активністю аграрною активністю (А), викидами спиртового заводу (ІІ) та промисловими відходами (І2). У всіх досліджених групах тварин у липні виявлена форма металотіонейнів (МТ) з молекулярною масою 20 кДа (МТ20) додатково до головної форми МТ10, що вказує скоріше на сезонний ефект, ніж на вплив забруднення. У молюсків груп ІІ та І2 відзначено підвищену концентрацію цинку в тканинах, проте низьку ефективність його зв'язування з МТ, тоді як у молюсків групи А МТ забезпечують ефективне зв'язування надлишку міді за її підвищеної концентрації у тканинах. У молюсків із місцевості С спостерігали акумуляцію кадмію в МТ. Послаблення відносної метал-акумулюючої функції МТ є, очевидно, ознакою перевищення адаптивних можливостей організму у сильно забрудненому середовищі.

Ключові слова: *Dreissena polymorpha*, металотіонейни, мідь, цинк, кадмій, забруднення, переселення.

Одержано редколегією 15.03.2010 р.

ВПЛИВ ІОНІВ КАДМІЮ НА АКТИВНІСТЬ КАТАЛАЗИ *ARABIDOPSIS THALIANA* (L.) HEYNH.

І.М. Доліба, І.В. Кузь, І.І. Панчук

*Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, кафедра молекулярної генетики та біотехнології,
вул. Коцюбинського 2, м. Чернівці, 58012, irina.panchuk@gmail.com*

Досліджено вплив різних концентрацій іонів кадмію на активність каталази арабідопсису. Встановлено, що інкубація рослин протягом 12 годин в присутності 5 мМ хлориду кадмію викликає двократне зменшення каталазної активності у листках. Обидві ізоформи каталази, CAT2 і CAT3, що експресуються у листках арабідопсису, в однаковій мірі зазнають інактивації за дії підвищених концентрацій іонів Cd²⁺. Отримані дані дозволяють припустити, що швидке надходження кадмію у рослини арабідопсису може призводити до інактивацію каталази, що викликає вторинний оксидативний стрес у клітинах.

Ключові слова: Arabidopsis thaliana, кадмій, каталаза, активні форми кисню, пероксид водню

Вступ. Одним із абіотичних стресових факторів є важкі метали (ВМ), які акумулюються в екосистемах переважно внаслідок антропогенної діяльності (Пацула та Демків, 2003; Cosio, 2006). Деякі ВМ в низьких концентраціях є необхідними елементами живлення та структурними компонентами рослинної клітини. Проте кадмій не належить до таких елементів і є токсичним для рослин навіть у дуже низьких концентраціях (Schutzendubel et al., 2001; Ünyayar et al., 2006). При отруєнні рослин кадмієм спостерігається цілий комплекс неспецифічних ознак: хлороз, пригнічення росту коренів та надземної частини, сенесценс листків (Балахніна и др., 2005; Noguera et al., 2007). Транспірація, фотосинтез, транспорт деяких речовин, асиміляція амонію знижуються за дії кадмію. Кадмій може зв'язуватись з сульфгідрильними групами білків, спричинюючи інгібування їх активності або порушення структури, та впливає на проникливість мембран, викликаючи зменшення вмісту води у клітині (Benavides et al., 2005).

Токсична дія ВМ проявляється також у порушенні окисно-відновного балансу клітини, зокрема – у збільшенні рівня активних форм кисню (АФК), що в свою чергу призводить до виникнення оксидативного стресу в клітині (Шемет та Феденко, 2005; Romero-Puertas et al., 2002, 2004). Біологічна роль АФК зумовлюється їхньою здатністю атакувати будь-яку органічну молекулу. Внаслідок високої реакційної здатності АФК викликають пероксидне окислення ліпідів, пошкоджують молекули ДНК і білків. Токсична дія кадмію також частково пов'язана із зростанням концентрації АФК у клітині (Shah, Nongkynrih, 2007). Окрім пошкоджуючої дії АФК можуть виступати в ролі сигнальних молекул. Насамперед, пероксид водню відіграє важливу роль в індукції експресії генів, що кодують антистресові білки (каталази, пероксидази) (Neill et al., 2002;

Panchuk et al., 2006). Внутрішньоклітинний рівень АФК контролює антиоксидантна система рослин. Зокрема, важливим антиоксидантним ферментом є каталаза, яка розщеплює пероксид водню до води і кисню (Пацула та Демків, 2003; Сишиков та Гришко, 2004; Azpilicueta et al., 2008).

На сьогодні отримано чимало даних стосовно довготривалого впливу на рослини низьких концентрацій ВМ (хронічний стрес). Проте рання фаза стресової відповіді залишається дослідженою недостатньо. Тому ми вирішили зосередити увагу на вивченні змін у клітині, що виникають протягом декількох годин за дії гострого шоку, викликаного порівняно високими концентраціями ВМ. Зокрема, дана робота присвячена вивченню впливу іонів Cd²⁺ на активність каталази арабідопсису.

Об'єкти і методи. Для дослідження впливу кадмію на ріст та розвиток рослин в умовах *in vitro* використовували насіння *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh. екотипу Columbia 0. Простерилізоване насіння висаджували на чашки Петрі з 0,5 кратним агаризованим поживним середовищем Мурасіге-Скуга (0,5x MS), в яке було додано хлорид кадмію до кінцевої концентрації 0,1; 0,5 та 5 мМ. Насіння пророщували в умовах 16/8 годинного світлового дня та температури 20°C.

Для дослідження активності каталази за умов впливу кадмію використовували рослини *A. thaliana* екотипу Columbia 0 віком 4,5-5-тижнів, що росли у ґрунті. Рослини вирощували в культиватійній кімнаті за температури 20°C в умовах 16-годинного світлового дня. Для проведення стресової обробки відокремлювали надземну частину рослин від кореневої системи і місце зрізу занурювали в рідке 0,5x MS, що містило хлорид кадмію у концентраціях 0,1; 0,5 та 5 мМ. Обробку проводили у темряві при температурі 20°C протягом 2-х (короткотривалий стрес) та 12-ти (довготривалий стрес) годин. Як показує досвід нашої лабораторії, 2 години відповідають міні-

мальному часу, за якого слід очікувати накопичення токсиканта та розвитку стресової відповіді у листках. Контрольні рослини інкубували на середовищі без додавання хлориду кадмію.

Екстракцію білків проводили в буфері такого складу: 0,1 М трис-НСІ (рН=6,8), 20% гліцерин, 30 мМ дитіотрейтол та 0,1% нерозчинний полівінілполіпіролідон (ПВПП). Кількість білку в екстракті визначали спектрофотометрично за методом Бредфорда (Bradford, 1976)

Каталазну активність визначали за методом описаним нами раніше (Доліба та ін., 2010). Метод ґрунтується на здатності молібдату амонію утворювати з пероксидом водню комплекси жовтого забарвлення, інтенсивність якого вимірювали спектрофотометрично при довжині хвилі $\lambda=410$ нм на Photometer 1101M (Eppendorf Gerätebau, Німеччина). Активність ферменту розраховували, порівнюючи вміст пероксиду водню у пробі на початку реакції та після її припинення. Вміст пероксиду водню у пробі вираховували за допомогою калібрувального графіку. Активність ферменту виражали в мкмоль H_2O_2 , що розщеплювався за 1 хв у перерахунку на 1 мкг білку. Відносну активність каталази представляли у відсотках, приймаючи за 100% активність ферменту в листках інтактних рослин. Експеримент виконували у чотирьох біологічних та трьох хімічних повторностях. Статистичну достовірність отриманих даних оцінювали з використанням критерію Ст'юдента.

Ізоферментний спектр каталази визначали методом електрофорезу у 7,5% поліакриламідному гелі (ПААГ) у нативних умовах (Orendi, 2001). Електрофорез проводили при напруженості електричного поля 12 В/см протягом 6 годин. Для візуалізації ізоформ каталази гель інкубували протягом 5 хв у 0,01% розчині пероксиду водню, після чого гель промивали дистильованою водою та переносили на 5 хв у суміш, що складалася з 1% FeCl_3 та 1% $\text{K}_3\text{Fe}(\text{CN})_6$. В місцях локалізації ізоформ каталази на гелі спостерігали появу світлих смуг на темному фоні, що пов'язано із розщепленням пероксиду водню під дією ферменту.

Результати та їх обговорення. Вирощування арабідопсису *in vitro* в присутності іонів Cd^{2+} показало, що навіть за дії найнижчих з випробуваних концентрацій спостерігалось інгібування росту і розвитку рослин. На 20 добу росту контрольні рослини мали добре сформовану розетку із 5-6 листків, тоді як у рослин за дії 0,1 мМ хлориду кадмію розвивались 4 листки значно меншого розміру. Рослини, що росли за концентрації Cd^{2+} 0,5 мМ мали лише 2 листка та суттєво вкорочені корінці. Стадії 2-х та 4-х листків контрольні рослини досягали, відповідно, на 10 та 15 добу росту. Концентрація 5 мМ Cd^{2+} у середовищі була

летальною для рослин *A. thaliana*, оскільки за таких умов насіння взагалі не проростало. На 30 добу рослини, які росли на середовищі з 0,1 та 0,5 мМ хлоридом кадмію залишались живі, але практично не збільшувались у розмірі, в той час як у контрольних рослин продовжували з'являтися нові листки.

Аналіз наукової періодики показує, що основну увагу було приділено вивченню довготривалого впливу порівняно низьких концентрацій ВМ, в першу чергу – іонів Cd^{2+} , на ряд культурних рослин. Зокрема було показано, що 4-тижнева культивування не вкорінених експлантів картоплі та сливи на середовищі MS із додаванням Cd^{2+} у концентрації 0,008 мМ супроводжувалась скручуванням верхніх листків. За концентрації Cd^{2+} 0,044 і вище спостерігалось побуріння тканин, а за концентрації 0,36 мМ – опадання листків, пригнічення ризогенезу та загибель 50% рослин. Більш високі концентрації викликали масову загибель рослин (Рогозинський та ін., 1998). Іони Cd^{2+} у концентрації 0,01 мМ викликали інтенсивний ріст культури калусних клітин цукрової тростини (Fornazier et al., 2002), а у концентрації 0,2 мМ пригнічували ріст коренів та листя у проростків *Crotalaria juncea* (Pereira et al., 2002). За дії 0,04 мМ Cd^{2+} протягом 7 днів у проростків пшениці спостерігали інгібування росту коренів та листків та зростання у коренях рівня H_2O_2 та перикисного окислення ліпідів (Paradiso et al., 2008). Було також встановлено, що обробка проростків соняшника 0,1 мМ розчином хлориду кадмію викликала суттєву затримку росту коренів, яка була помітна вже через 48 годин від початку дослідження (Azpilicueta et al., 2008). Співставлення отриманих нами результатів із даними інших авторів показує, що іони Cd^{2+} у концентрації 0,1-0,5 мМ викликають суттєві фізіологічні порушення у різних видів рослин, а у більш високих концентраціях є, відповідно, летальними.

Вивчення хронічного стресу є важливим для розуміння механізмів поступової адаптації рослин до підвищених концентрацій ВМ. Проте при такому підході практично неможливо розрізнити первинні та вторинні ефекти та зміни, що мають місце у рослинній клітині за дії стресу. Відповідно, для кращого розуміння раннього етапу стресової відповіді, ми вивчали ефекти, що виникають протягом декількох годин за дії гострого шоку. Зокрема було досліджено вплив високих концентрацій Cd^{2+} (0,1, 0,5 та 5 мМ) на активність каталази арабідопсису за умов, що забезпечують швидке зростання концентрації Cd^{2+} у тканинах листків. Відомо, що коренева система володіє бар'єрною функцією і вибірково перешкоджає надходженню іонів ВМ у пагони (Каба-

та-Пендиас и Пендиас, 1989; Рогозинский та ін., 1998). Тому для забезпечення швидкого надходження іонів Cd^{2+} у листки арабідопсису ми інкубували зрізану надземну частину рослин у розчинах токсиканта.

Визначення активності каталази показало, що 2-годинний стрес не викликав суттєвих змін каталазної активності, яка за впливу Cd^{2+} у концентрації 0,1 та 0,5 мМ була практично на рівні контрольних та інтактних рослин (рис. 1). Лише за дії найвищої концентрації Cd^{2+} (5 мМ) відмічено тенденцію ($0,05 < p < 0,1$) до зниження каталазної активності на 10%.

Найбільший вплив на каталазну активність іони Cd^{2+} мали в умовах 12-годинного стресу. Зокрема, обробка рослин 0,5 та 5 мМ хлоридом кадмію призводила до статистично вірогідного зниження активності каталази відповідно на 49 та 66 % порівняно з контрольними рослинами. Цікаво, що інкубування рослин на середовищі 0,5х MS протягом 12 годин викликало статистично вірогідне підвищення активності каталази на 39% у контрольної групи рослин порівняно з інтактними (рис. 1).

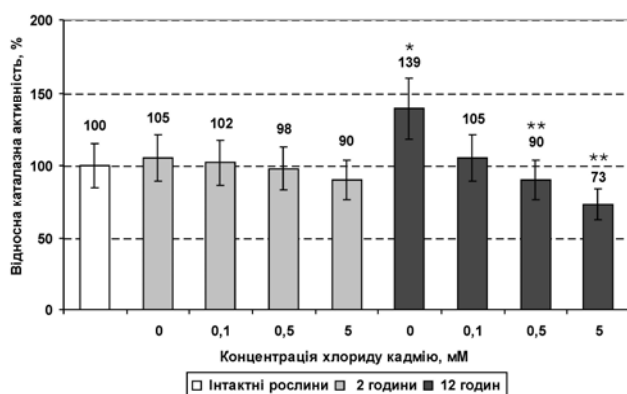


Рис. 1. Каталазна активність у листках *Arabidopsis thaliana* за дії 0,1; 0,5 та 5 мМ хлориду кадмію протягом 2 та 12 годин.

* - різниця у порівнянні з інтактними рослинами достовірна; ** - різниця у порівнянні з контрольними рослинами достовірна ($p < 0,05$)

Отже, в умовах швидкого надходження у рослину іони Cd^{2+} викликають зменшення каталазної активності у листках арабідопсису. Імовірним механізмом цього може бути окисдаивне пошкодження молекул фермента в умовах порушення окисно-відновного балансу у клітині, як це було продемонстровано раніше при вивченні впливу Cd^{2+} на каталазу соняшника (Azpilicueta et al., 2008).

Відомо, що в геномі *A. thaliana* присутні три гени, що кодують різні ізоформи каталази, які по-різному експресуються у рослинних тканинах. Для перевірки можливості, що іони Cd^{2+} можуть по-різному впливати на активність окремих ізоформ, ми дослідили зміни у ізоферментних

спектрах каталази за дії різних концентрацій хлориду кадмію.

В результаті електрофоретичного розділення на гелі було виявлено ізоформи каталази високої, середньої та низької рухливості (рис. 2).

Відомо, що у *A. thaliana* на ранніх стадіях розвитку у листках експресуються лише гени CAT2 та CAT3, при чому основна каталазна активність припадає на CAT2. Експресія CAT1 спостерігається лише на 9,5-10,5 тижнях розвитку, коли рослини входять у фазу сенесценсу (Orendi, 2001). В наших експериментах ми використовували 5-тижневі рослини. Відповідно, виявлені нами ізоформи представляють собою CAT2 і CAT3. Згідно з літературними даними, найбільшу рухливість має CAT2, а найнижчу – CAT3. Із середньою швидкістю рухаються гетеротетрамери каталази, що складаються з комбінації номерів CAT2 та CAT3. У наших експериментах CAT2 було виявлено у всіх варіантах дослідів, проте інтенсивність цієї ізоформи зменшувалась із збільшенням концентрації іонів Cd^{2+} та часу обробки. Найбільш інтенсивний сигнал на електрофореграмі було отримано для контрольних рослин, що поміщались у 0,5х MS на 12 год. За дії 5 мМ хлориду кадмію CAT2 представлена смугою зниженої інтенсивності, а CAT3 взагалі не виявлена як у випадку 2-х, так і 12-годинного стресу. В цілому, інтенсивність забарвлення смуг на електрофореграмах узгоджувалась з результатами калориметричних вимірювань каталазної активності (див. рис. 1). Отже, отримані результати показують, що обидві ізоформи CAT2 і CAT3 зазнають інактивації внаслідок дії іонів Cd^{2+} .

Відомо, що активність каталази може підвищуватись в умовах довготривалої дії іонів Cd^{2+} на рослини. Наприклад, після культивування калуса цукрової тростини протягом 15 днів на середовищі із додаванням 0,5 та 1 мМ хлориду кадмію каталазна активність зростала у 14 разів (Fornazier et al., 2002). Нещодавно було встановлено, що обробка проростків соняшника 0,1 мМ Cd^{2+} протягом 48 годин викликає зниження активності каталази внаслідок її окисдаивної інактивації. Проте через 72 години від початку дослідів активність ферменту знову зростала в результаті підвищення транскрипції генів CATA1-CATA4, що кодують каталазу у соняшника (Azpilicueta et al., 2008).

При цьому спостерігалась диференціальна експресія згаданих генів, що дозволило авторам висунути припущення про різну стійкість ізоформ каталази за дії стресу. Проте наші дані не підтверджують таку точку зору, оскільки CAT2 і CAT3 арабідопсису в однаковій мірі зазнавали інактивації за дії підвищених концентрацій іонів Cd^{2+} . Остаточна перевірка вказаної гіпотези потребує додаткових досліджень.

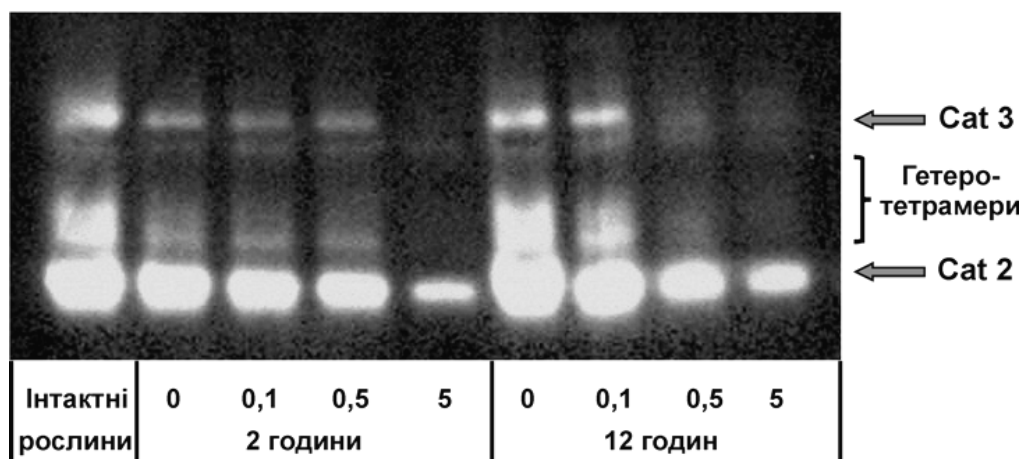


Рис. 2. Ізоферментні спектри каталази у листках *Arabidopsis thaliana* за дії 0,1; 0,5 та 5 мМ хлориду кадмію протягом 2 та 12 годин.

Зростання рівня мРНК САТА1-САТА4 у проростках соняшника за дії 0,1 мМ Cd^{2+} спостерігалось через 48 годин, але це супроводжувалось зростанням каталазної активності лише на 72 годину досліду (Azpilicueta et al., 2008). Отже, розвиток стресової реакції потребує певного часу - як для транскрипції антистресових генів, так і для подальшої трансляції мРНК.

Висновки. Отримані дані показують, що у ранній фазі стресу викликаного високими концентраціями Cd^{2+} у листках *A. thaliana* спостерігається зниження активності каталази, що може призводити до розвитку вторинного оксидативного стресу у клітинах. Обидві ізоформи каталази, САТ2 і САТ3, які експресовані у листках 5-тижневих рослин, в однаковій мірі зазнають інактивації.

Подяка. Автори висловлюють щире подяку проф. Р.А. Волкову (Чернівецький національний університет) за участь у обговоренні отриманих результатів.

Список літератури:

1. Балахніна Т.И., Кособрюхов А.А., Иванов А.А. Влияние кадмия на CO_2 -газообмен, переменную флуоресценцию хлорофилла и уровень антиоксидантных ферментов в листьях гороха // Физиол. растений. – 2005. – Т. 52, № 1. – С. 21-26.
2. Доліба І.М., Волков Р.А., Панчук І.І. Метод визначення каталазної активності у рослинному матеріалі // Физиол. биохим. культ. растений. – 2010. – Т. 42. – (у друці).
3. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях – М.: Мир, 1989. – 439 с.
4. Пацула О., Демків О. Каталаза та адаптація рослин соняшника до токсичної дії кадмію та свинцю // Вісник Львів УН-ТУ. – 2003. – Вип. 34. – С. 225-230.
5. Rogozinskiy M.S., Shelifost A.E., Kostyshin S.S., Волков Р.А. Действие ионов тяжелых металлов на растения в культуре *in vitro* // Физиол. биохим. культурн. растений – 1998 – 30, №6 – С. 465-471.
6. Сишиков Д.В., Гришко В.М. Функціонування глутатіонзалежної антиоксидантної системи у гороху, сої та кукурудзи за дії сполук кадмію // Физиол. биохим. культ. растений. – 2004. – Т. 36, № 6. – С. 503-509.
7. Шемет С. А., Феденко В. С. Накопичення фенольних сполук у проростках кукурудзи за токсичної дії іонів кадмію // Физиология и биохимия культ. растений. – 2005. – Т. 37, № 6. – С. 505-511.
8. Azpilicueta C.E., Pena L.B., Tomaro M.L., Gallego S.M. Modifications in catalase activity and expression in developing sunflower seedlings under cadmium stress // Redox Report. – 2008. – Vol. 13, № 1. – P. 40-46.
9. Benavides M.P., Gallego S.M., Tomaro M.L. Cadmium toxicity in plants // Plant Physiol. – 2005. – Vol. 17. – P. 21-34.
10. Bradford M.M. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding // Analyt. Biochem. – 1976. – Vol. 72. – P. 248-254.
11. Cosio C., Vollenweider P., Keller C. Localization and effects of cadmium in leaves of a cadmium-tolerant willow (*Salix viminalis* L.) Part I. Macrolocalization and phytotoxic effects of cadmium // Environ. Exp. Bot. – 2006. – Vol. 58. – P. 64-74.
12. Fornazier R.F., Ferreira R.R., Pereira G.J.G., Molina S.M.G., Smith R. J., Lea P. J., Azevedo R. A. Cadmium stress in sugar cane callus cultures: Effect on antioxidantenzymes // Plant Cell Tissue Organ Cult. – 2002. – Vol. 71. – P. 125-131.
13. Hall J.L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification // J. Exp. Bot. – 2002. – 53, № 366. – P. 1-11.
14. Horemans N., Raeymaeker T., Beek K., Nowocin A., Broos K., Cuypers A., Vangronsveld J., Guised Y. Dehydroascorbate uptake is impaired in the early response of *Arabidopsis* plant cell cultures to cadmium // J. Exp. Bot. – 2007. – Vol. 58. – P. 4307-4317.
15. Neill S.J., Desikan R., Clarke A., Hurst R.D., Hancock J.T. Hydrogen peroxide and nitric oxide as signaling molecules in plants // J. Exp. Bot. – 2002. – 53, № 372. – P. 1237-1247.

16. Orendi G. Expression von Katalasen während der Blattseneszens und unter verschiedenen Stressbedingungen in *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh. - Dissertation Verlag Grauer. – 2001. – 135 s.
17. Panchuk I.I. Volkov R.A., Schoffl F. Heat stress-induced H₂O₂ is required for effective expression of heat shock genes in *Arabidopsis* // Plant Mol. Biol. – 2006 – Vol. 61 – P. 733-746.
18. Paradiso A., Berardino R., de Pinto M.C., di Toppi L.S., Storelli M.M., Tommasi F., De Gara L. Increase in ascorbate-glutathione metabolism as local and precocious systemic responses induced by cadmium in durum wheat plants // Plant Cell Physiol. – 2008. – Vol. 49, № 3. - P. 362–374.
19. Pereira G.J.G., Molina S.M.G, Lea P.J., Azevedo R.A. Activity of antioxidant enzymes in response to cadmium in *Crotalaria juncea* // Plant Soil. – 2002. – Vol. 239. – P. 123–132.
20. Romero-Puertas M.C., Palma J.M., Gomez M., Sandalio L.M. Cadmium causes the oxidative modification of proteins in pea plants // Plant Cell Environ. – 2002. – Vol. 25. – P. 677–686.
21. Romero-Puertas M. C., Palma J. M., Gomez M., Sandalio L. M. Cadmium-induced subcellular accumulation of O₂^{•-} and H₂O₂ in pea leaves // Plant Cell Environ. – 2004. – Vol. 27. – P. 1122–1134.
22. Schutzendubel A., Schwanz P., Teichmann T., Gross K. Cadmium-induced changes in antioxidative systems, hydrogen peroxide content, and differentiation in scots Pine roots // Plant Physiol. – 2001. – Vol. 127. – P. 887-898.
23. Shah K., Nongkynrih J.M. Metal hyperaccumulation and bioremediation // Biologia Plantarum. – 2007. – Vol. 51. – P. 618-634.
24. Ünyayar S., Celik A., Özlem F., Gözel A. Cadmium-induced genotoxicity, cytotoxicity and lipid peroxidation in *Allium sativum* and *Vicia faba* // Mutagenesis. – 2006. – Vol. 21. – P. 77-81.

EFFECT OF CADMIUM ON THE CATALASE ACTIVITY IN *ARABIDOPSIS THALIANA* L. HEYNG

I.M. Doliba, I.V. Kuz, I.I. Panchuk

Changes of catalase activity in Arabidopsis leaves induced by different concentrations of cadmium ions were studied. It was found that the exposure of leaves to 5 mM cadmium chloride for 12 hours leads to a twofold decrease of catalase activity. Both isoenzymes of catalase, CAT2 and CAT3, expressed in Arabidopsis leaves were equally inactivated by high concentrations of cadmium. We suppose that rapid accumulation of cadmium in Arabidopsis cells can lead to inactivation of catalase, which causes secondary oxidative stress.

Key words: Arabidopsis thaliana, cadmium, catalase, hydrogen peroxid.

Одержано редколегією 15.03.2010 р.

ПОТЕНЦІЙНА І РЕАЛЬНА ФЛОРИ ЗРУБІВ БУКОВИХ ЛІСІВ ПІВНІЧНОЇ БУКОВИНИ

С.С. Костишин, А.В. Жук

Чернівецький національний університет ім. Ю.Федьковича, кафедра екології та біомоніторингу

За результатами оцінки екотопів визначено видовий склад потенційної флори зрубів букових лісів і представлений її реальною флорою. Реальна флора досліджуваних зрубів складає тільки 15–17 % від потенційної.

*На всіх досліджуваних зрубках незалежно від типу відновлення на них рослинного покриву, а також належності до різних частин природного ареалу *F. sylvatica*, виявлено переважання лучно-степової ЕЦГ еколого-ценотичної груп. Для всіх досліджуваних ділянок характерний більший, порівняно із потенційною флорою, відсоток видів нітрофільної та борової груп у складі реальної флори. Флористичні втрати потенційної флори на досліджуваних зрубках, передусім стосуються видів, що належать до бореальної та борової ЕЦГ для всіх досліджуваних ділянок, а також лучно-степової – для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву на території СПБ і зрубів у межах ОПБ.*

Результати проведеного нами аналізу таксономічних спектрів свідчать, що потенційна флора для всіх досліджуваних зрубів представлена вдвічі більшою кількістю родин у порівнянні з реальною. Таксономічні втрати потенційної флори стосуються переважно родин, представлених невеликою кількістю видів, які складають приблизно половину від загальної кількості родин, що об'єднують види визначених потенційних флор.

Ключові слова: потенційна флора, реальна флора, екотоп, зруб

Вступ. Під потенційною флорою в сучасній екологічній літературі [3–5] розуміють повний набір регіональних видів рослин, які за своїми екологічними характеристиками відповідають екотопним умовам певної території. З одного боку, уявлення про потенційну флору базуються на поняттях, розроблених у межах флористики [8], а з іншого – на концепції взаємозв'язку між властивостями місцезростань та характеристиками видових популяцій [5].

У зарубіжній літературі [9–12] для позначення потенційної флори використовують термін "actual species pool" (актуальний видовий фонд). Аналізуючи теорію актуального видового фонду, А.А. Савельєв зазначає [6], що реально присутнє на території флористичне різноманіття може і повинно бути доповнене видами, які мають можливість зростати за даних екологічних умов. Така необхідність зумовлена тим, що навіть для однієї ділянки списки видів, зазначених в описах різних авторів або складених у різні пори року, зазвичай відрізняються між собою. Такі описи можна розглядати як вибірку з генеральної сукупності всіх можливих сполучень видів локального актуального фонду.

Існує ряд теоретичних проблем, пов'язаних із визначенням потенційної флори. Серед них – необхідність додаткової розробки питання обмежень списків потенційної флори, які визначаються, зокрема, просторовими характеристиками і

гетерогенністю території [3], а також визначення міри врахування ступеня деградації екотопу [5].

Варте уваги питання представленості потенційної флори реальною в неповночлених біогеоценозах, яскравим прикладом яких є лісові зруби. Зважаючи на актуальність такого роду досліджень та недостатнє висвітлення проблематики у науковій літературі, **мета проведеного дослідження** – проаналізувати ступінь представлення потенційної регіональної флори реальною. Згідно поставленої мети визначено наступні **завдання**: 1) дати екологічну оцінку екотопів зрубів букових лісів за допомогою фітоіндикаційних шкал Д.М. Циганова; 2) розрахувати на її основі потенційну флору досліджуваних ділянок; 3) визначити співвідношення кількості видів потенційної і реальної флори; 4) здійснити еколого-ценотичний аналіз списків потенційної флори досліджуваних зрубів; 5) здійснити порівняльний аналіз еколого-ценотичної структури потенційної і реальної флори; 6) здійснити порівняльний аналіз таксономічних спектрів потенційної і реальної флори.

Об'єкт і методи. Об'єкт дослідження – потенційна і реальна флора різновікових зрубів букових лісів в межах суцільного (СПБ) і острівного поширення бука (ОПБ).

Тривалість спостережень за динамікою заростання зрубів становить 8 років. Дослідженням охоплено суцільні зруби віком від 1 до 8 років.

Наші попередні дослідження [1, 2] виявили на території СПБ зруби, рослинний покрив яких відновлюється за лісовим типом, та зруби, відновлення рослинного покриву яких іде за лучним типом. Тому подальші дослідження проводились у їх порівняльному аспекті.

На основі результатів фітоіндикації нами було визначено максимальні діапазони екологічних режимів факторів кліматопу, едафотопу та освітлення для зрубів із лісовим і лучним типом відновлення в межах СПБ, а також для зрубів на території ОПБ (табл. 1).

Таблиця 1.
Діапазони екологічних режимів факторів екотопів зрубів букових лісів Північної Буковини

	СПБ				ОПБ	
	Зруби із лісовим типом відновлення		Зруби із лучним типом відновлення			
	max	min	max	min	max	min
Lc	1	9	1	9	1	9
Tm	3	15	2	15	2	16
Om	3	13	2	14	2	15
Cr	1	14	1	15	1	15
Kn	2	16	1	15	1	15
Hd	3	20	2	20	3	21
Rc	1	13	1	12	1	13
Tr	1	14	1	17	1	15
Nt	1	11	1	12	1	11

Примітка: Lc – світловий режим; Tm – термічний режим клімату; Om – гумідність клімату; Cr – морозність клімату; Kn – континентальність клімату; Hd – гумідність ґрунту; Rc – кислотність ґрунту; Tr – сольовий режим ґрунту; Nt – вміст в ґрунтах засвоюваних форм нітрогену.

На підставі отриманих екотопних характеристик було складено розрахункові списки потенційної флори досліджуваних ділянок за допомогою комп'ютерної програми "Хоропотенціал" (рис. 1), створеної на основі реєстрів регіональної флори із використанням фітоіндикаційних шкал Д.М. Циганова. Принцип роботи програми полягає у визначенні потенційної флори для конкретної ділянки із базового регіонального флористичного списку шляхом обрання тих видів, екологічна амплітуда яких за кожним фактором відповідає діапазону відповідного чинника конкретного екотопу.

Результати та їх обговорення. У межах СПБ на зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву потенційна флора нараховує 552 види, на зрубів із лучним типом відновлення – 537 видів (табл. 2). Найбільшою кількістю видів (643) характеризується потенційна флора ділянок на території ОПБ. Кількість видів реальної флори тут також більша порівняно зі зрубів в межах СПБ, незалежно від того, за яким типом відбувається на них відновлення.

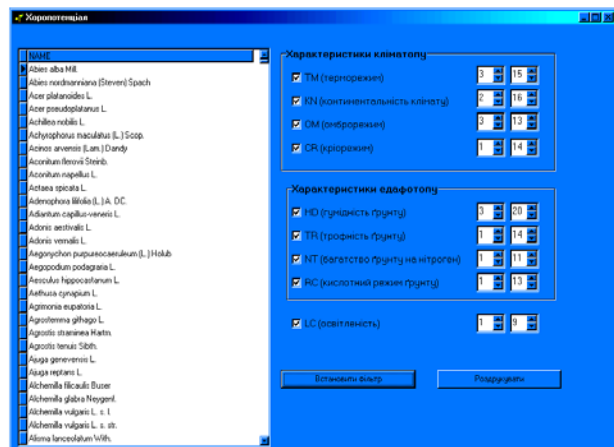


Рис. 1. Інтерфейс робочого вікна комп'ютерної програми "Хоропотенціал", призначеної для визначення потенційної флори із регіональних списків

Представленість потенційної флори реальною на зрубів у межах ОПБ становить 15 %. Флора, представлена на зрубів у межах СПБ, складає 17 % від потенційно визначеної.

Окрім кількісної оцінки представленості потенційної флори реальною, доцільним є її якісний аналіз. Проаналізувати структуру флористичних втрат, оцінити їх можливі причини й очікувану динаміку можна шляхом порівняння еколого-ценотичних спектрів реальної та потенційної флор [3].

Таблиця 2
Представленість потенційної флори реальною на досліджуваних зрубів букових лісів

	СПБ		ОПБ
	Зруби із лісовим типом відновлення	Зруби із лучним типом відновлення	
Кількість видів потенційної флори	552	537	643
Кількість видів реальної флори	92	93	99
Відсоток представленості потенційної флори реальною	17	17	15

Результати аналізу спектрів еколого-ценотичних груп (ЕЦГ) для потенційної та реальної флор досліджуваних зрубів (рис. 2) показали переважання в обох випадках видів лучно-степової групи (Md), незалежно від типу відновлення рослинного покриву і належності до різних частин ареалу *Fagus sylvatica* L. Оскільки ми аналізували флору зрубів тільки на ініціальних стадіях відновної динаміки, такий розподіл видів за ЕЦГ закономірний, через великий внесок до складу угруповання піонерних фітоценоелементів, спільних для різних видових формацій.

Зруби з лісовим типом відновлення рослинно-

го покриття в межах СПБ характеризуються більшою часткою неморальних видів (Nm) серед реальної флори, порівняно з потенційною. Подібна закономірність відмічена нами і для зрубів у межах ОПБ, проте різниця між часткою видів неморальної ЕЦГ реальної і потенційної флори менш значуща.

Кількість видів нітрофільної ЕЦГ (Nt') для всіх ділянок незалежно від типу відновлення рослинного покриття чи належності до різних частин природного ареалу *F. sylvatica* у реальній флорі представлена більшою часткою, порівняно з потенційною. Натомість частка видів, що належать до бореальної (Br) та борової (Pn) груп, більша для потенційної флори. Відсоток водноболотної ЕЦГ (Wt) у складі потенційної та реальної флор приблизно однаковий для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриття в межах СПБ, для зрубів із лучним типом відновлення та на території ОПБ спостерігається незначне його зменшення у склад реальної флори порівняно з потенційною.

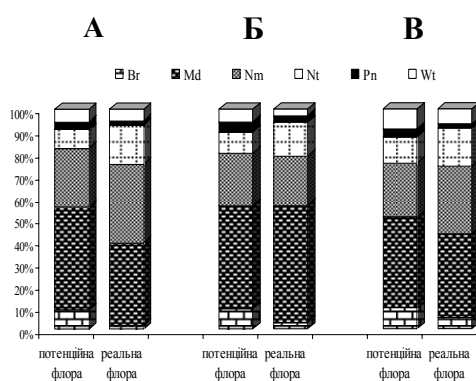


Рис. 2. Еколого - ценотичні спектри потенційної та реальної флор досліджуваних зрубів букових лісів: А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриття в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриття в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ.

Отже, флористичні втрати потенційної флори на досліджуваних зрубках, передусім стосуються видів, що належать до бореальної та борової ЕЦГ для всіх досліджуваних ділянок, а також лучно-степової – для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриття на території СПБ і зрубів у межах ОПБ.

Аналіз таксономічних спектрів досліджуваних ділянок виявив (табл. 3) на зрубках із лісовим типом відновлення рослинного покриття в межах СПБ 85 родин, представлених потенційною флорою, і 39 родин, представлених реальною; на зрубках із лучним типом відновлення – 78 і 33; на зрубках у межах ОПБ – 85 і 37 відповідно.

Нами відмічено, що кількість родин, представлених більш, ніж 5 % від загального числа ви-

дів, однакова для потенційної та реальної флор усіх досліджуваних ділянок незалежно від типу відновлення на них рослинного покриття і належності до різних частин природного ареалу *F. sylvatica*. Проте для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриття в межах СПБ відмічено їх якісну різницю. Так, для реальної флори цих зрубів відзначено переважання видів родин *Asteraceae*, *Fabaceae*, *Lamiaceae*, *Ranunculaceae*, тоді як для потенційної флори притаманне переважання видів родин *Asteraceae*, *Poaceae*, *Lamiaceae*, *Rosaceae*. Реальна флора зрубів із лучним типом відновлення, як і потенційна, характеризується значною часткою видів 5 родин – *Asteraceae*, *Fabaceae*, *Lamiaceae*, *Poaceae* і *Rosaceae*. Ці ж родини представлені найбільшою кількістю видів, як потенційної, так і реальної флори на зрубках у межах ОПБ.

Таблиця 3
Таксономічний склад потенційної флори досліджуваних зрубів букових лісів

	СПБ				ОПБ	
	Зруби з лісовим типом відновлення		Зруби з лучним типом відновлення			
	ПФ	РФ	ПФ	РФ	ПФ	РФ
Загальна кількість родин	85	39	78	33	85	37
Кількість родин, представлених більш, ніж 5% загального числа видів	4	4	5	5	5	5

Примітка: ПФ – потенційна флора; РФ – реальна флора.

Отже, всього шість родин формують ядро всіх досліджуваних зрубів букових лісів (рис. 3). Серед них найбільша частка (10,55–20,43 %) припадає на родину *Asteraceae*, що справджується на всіх зрубках незалежно від типу відновлення рослинного покриття і належності до різних частин природного ареалу *F. sylvatica*. Причому, внесок цієї родини до складу реальної флори більший порівняно з її внеском у потенційну флору. Від 0,56 до 11,83 % коливається частка родини *Fabaceae*, яка також більша у складі реальної флори. Особливо яскраво ця різниця виражена для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриття.

Внесок родини *Lamiaceae* як у потенційну, так і в реалізовану флору досліджуваних зрубів коливається в менших межах (5,27–8,08 %) і не виявляє залежності від типу відновлення рослинного покриття та належності до різних частин ареалу *F. sylvatica*.

Родина *Poaceae* не представлена жодним видом серед списків реальної флори зрубів із лісо-

вим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ, тоді як її частка у таксономічному спектрі потенційної флори для цих зрубів складає 6,59 %. Для зрубів із лучним типом відновлення внесок *Poaceae* у реальну флору дорівнює внескові у потенційну флору і складає 7,53 %. Частка видів даної родини у складі потенційної флори зрубів у межах ОПБ перевищує її частку в реальній флорі приблизно на один відсоток.

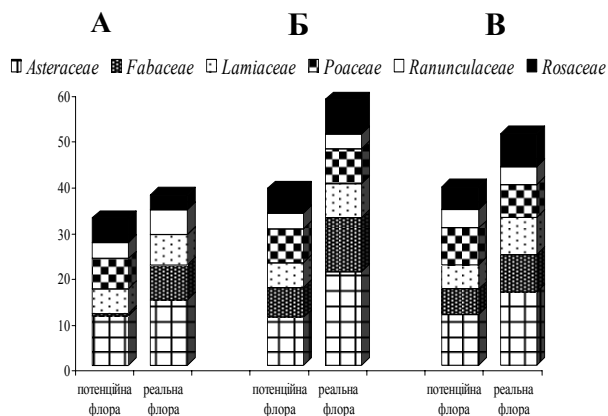


Рис. 3. Внесок найбільш представлених видами родин у таксономічні спектри рослинних угруповань зрубів досліджуваних букових лісів:

А – зруби з лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; Б – зруби з лучним типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ; В – зруби в межах ОПБ.

Мало варіює частка родини *Ranunculaceae* – 3,23–5,49 %. Представники родини *Rosaceae* на зрубках із лісовим типом відновлення рослинного покриву в межах СПБ вносять більший вклад у потенційну флору порівняно з реальною. На зрубках із лучним типом відновлення та в межах ОПБ нами виявлено протилежну тенденцію.

Загальний внесок проаналізованих вище шести родин у потенційну і реалізовану флору досліджуваних зрубів сягає 32,20 і 37,36 % відповідно для зрубів на території СПБ із лісовим типом відновлення, 38,61 і 58,06 % – для зрубів із лучним типом відновлення та 39,06 і 50,51 % – для зрубів в межах ОПБ.

Отже, очевидна різниця внеску окремих родин до складу реальних і потенційних флор досліджуваних зрубів. Майже всі розглянуті нами родини характеризуються більшою часткою у складі реальних флор. Така закономірність пов'язана з таксономічними втратами більшості родин, представлених в потенційній флорі одним-двома видами. Так, потенційна флора зрубів із лісовим типом відновлення на території СПБ налічує 24 родини, представлені тільки одним видом, і 21 родину, представлених двома видами. Для зрубів із лучним типом відновлення виявле-

но 26 і 17 таких родин відповідно, а для зрубів у межах ОПБ – 28 і 19 родин відповідно.

Більшість із цих видів – *Adoxaceae*, *Amaryllidaceae*, *Anacardiaceae*, *Asclepiadaceae*, *Aspleniaceae*, *Betulaceae*, *Cactaceae*, *Cucurbitaceae*, *Ericaceae*, *Grassulaceae*, *Monotropaceae*, *Oleaceae*, *Onocleaceae*, *Ophioglossaceae*, *Oxalidaceae*, *Parnassiaceae*, *Polemoniaceae*, *Polygalaceae*, *Resedaceae*, *Rhamnaceae*, *Rutaceae*, *Santalaceae*, *Saxifragaceae*, *Thymelaeaceae*, *Ulmaceae*, *Valerianaceae*, тощо – відсутні у складі реальної флори.

Родини *Dipsacaceae*, *Gentianaceae*, *Grossulariaceae*, *Malvaceae*, *Pyrolaceae* представлені більш ніж 2 видами і присутні у списках потенційних флор усіх досліджуваних ділянок, проте не виявлені у складі реальних флор.

Окремо варто звернути увагу на родину *Orchidaceae*, якій належить значна частка (3,28–3,77 %) у складі потенційної флори зрубів букових лісів. Однак, у складі реальної флори виявлено тільки одного представника цієї родини – *Epipactis latifolia* (L) All. на зрубках із лісовим типом відновлення в межах СПБ і в зрілому лісі на території ОПБ. Усі види, що належать до цієї родини, червонокнижні, що пов'язано з особливостями їх життєвого циклу [7]. Саме це є причиною низької зустрічності їх у складі реальної флори досліджуваних зрубів.

Таким чином, таксономічні втрати потенційної флори стосуються переважно родин, представлених невеликою кількістю видів. Вірогідність їх трапляння нижча, тоді як імовірність присутності у складі угруповань родин, представлених більшою кількістю видів зростає з кожним наступним видом. Оскільки у отриманих списках потенційних флор кількість родин, представлених 1–2 видами, складає більш, ніж 1/2, переважна їх кількість не представлена реальною флорою.

Висновки. Реальна флора досліджуваних зрубів складає тільки 15–17 % від потенційної.

На всіх досліджуваних зрубках незалежно від типу відновлення на них рослинного покриву, а також належності до різних частин природного ареалу *F. sylvatica*, виявлено переважання лучно-степової ЕЦГ. Для всіх досліджуваних ділянок характерний більший, порівняно із потенційною флорою, відсоток видів нітрофільної та борової груп у складі реальної флори. Флористичні втрати потенційної флори на досліджуваних зрубках, передусім стосуються видів, що належать до бореальної та борової ЕЦГ для всіх досліджуваних ділянок, а також лучно-степової – для зрубів із лісовим типом відновлення рослинного покриву на території СПБ і зрубів у межах ОПБ.

Результати проведеного нами аналізу таксо-

номічних спектрів свідчать, що потенційна флора для всіх досліджуваних зрубів представлена вдвічі більшою кількістю родин у порівнянні з реальною. Таксономічні втрати потенційної флори стосуються переважно родин, представлених невеликою кількістю видів, які складають приблизно половину від загальної кількості родин, що об'єднують види визначених потенційних флор.

Список літератури:

1. Жук А.В. Особливості ініціальних стадій відновлення фітоценозів на зрубках букових лісів / А.В. Жук, С.С. Костишин // Екологія та ноосферологія. – 2007. – Т.18, № 3–4. – С. 7–17.
2. Жук А.В. Фітоіндикаційна характеристика екологічних режимів на різновікових зрубках букових лісів / Жук А.В. // Науковий вісник Чернівецького університету: Зб. наук. праць. Вип. 343 : Біологія. – Чернівці : Рута, 2007. – С.65–71.
3. Оценка и сохранение биологического разнообразия лесного покрова в заповедниках Европейской России. – М. : Научный мир, 2000. – 196 с.
4. Платонова Е.А. Потенциальный состав древесных видов в грядовом ландшафте на примере заповедной территории ботанического сада ПетрГУ / Е.А. Платонова // Hortus Botanicus. – 2001. – № 1. – С. 57–65.
5. Руководство по полевой практике. Методы сбора и первичного анализа геоботанических и демографических данных / О.В. Смирнова, Л.Г. Ханина, М.В. Бобровский и др. / Сохранение и восстановление биоразнообразия – М. : Изд-во научного и учебно-методического центра, 2002. – С. 59–77.
6. Савельев А.А. Биохорологическое разнообразие и моделирование пространственной структуры растительного покрова (геоинформационный подход): Дис. ... д-ра. биол. наук / Казанский гос. ун-т. – Казань, 2004. – 312 с.
7. Судинні рослини флори Чернівецької області, які підлягають охороні: Атлас – довідник / І.І. Чорней, В.В. Буджак, Б.К. Термена та ін.: За ред. І.І. Чорнея. – Чернівці : Рута, 1999. – 140 с.
8. Юрцев Б.А. Эколого-географическая структура биологического разнообразия и стратегия его учета и охраны / Юрцев Б.А. // Матер. конф. БИН РАН и ЗИН РАН "Биологическое разнообразие: подходы к изучению и сохранению". – СПб. – 1992. – С. 7–21.
9. Chase J.M. Community assembly: when should history matter? / Chase J.M. // Oecologia. – 2003. – № 136. – P. 489–498.
10. Laishangbam S. How relevant are the concepts of species diversity and species richness? / Laishangbam S., Dinesh B. // J. Biosci. – 2005. – Vol. 30, № 5. – P. 557–560.
11. Lepš J. Species–pool hypothesis: limits to its testing / J. Lepš // Folia Geobotanica. – 2001. – № 36. – P. 45–52.
12. Peet R.K. Variation in species richness and species pool size across a pH gradient in forests of the Southern Blue Ridge Mountains / Peet R.K., Fridley J.D., Gramling J.M. // Folia Geobotanica. – 2003. – Vol. 38. – P. 391–401.

Робота виконана
за сприяння ДФФД.
Договір №Ф29/562 – 2009.

POTENTIAL AND REAL FLORAS OF BEECH FOREST CLEAR-CUTTINGS IN NORT BUKOVYNA

S.S. Kostyshyn, A.V. Zhuk

Chernivtsy national university by Yuri Fedcovich, Department of ecology and biomonitoring

The species composition of beech forest clear-cuttings' potential flora and its real flora presentation are defined. Real flora of investigated cuts is only 15-17% of potential.

Predominance of meadow-steppe ECG ecological-cenotic group has been found out on all the investigated cuts regardless of the type of vegetation restoring on them and their belonging to different parts of the natural habitat of F. sylvatica. All the studied plots are characterized by higher than a potential flora percentage of species of nitrophylic and pinery groups in the composition of real flora. Floristic losses of potential flora on the investigated cuts primarily refer to species which belong to the boreal and pinery ecological-cenotic groups for all the studied plots, and meadow-steppe – for cuts with the forest type of vegetation recovery on the territory of continuous spread of beech and cuts within limited spread of beech.

The results of the taxonomic analysis of the spectra which we have carried out indicate that the potential flora for all the tested cuts is represented by twice as much number of families in comparison with the real. Taxonomic potential losses of flora relate mainly to the families represented by a small number of species that make up about half of the total number of families that unite species of the identified potential floras.

Key words: potential flora, real flora, ecotope, clear-cutting

Одержано редколегією 04.12.2009

ФІТОЦЕНОРІЗНОМАНІТНІСТЬ ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ: СУЧАСНИЙ СТАН ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЗБЕРЕЖЕННЯ

Б.Є. Якубенко¹, І.П. Григорюк¹, Н.Б. Якубенко¹, О.І. Серга²

¹Національний університет біоресурсів і природокористування України кафедра ботаніки
вул. Героїв Оборони, 15, м. Київ –03041 botaniki@bigmir.net

²Київський національний університет ім. Тараса Шевченка

Розглянуто еколого-ботанічні положення і моделі, які пов'язані з концепціями збереження фітоценорізноманітності Лісостепу України. З позицій системного підходу запропоновані шляхи охорони і реабілітації рослинного покриву за умов посилення антропогенного впливу на низькопродуктивних і вивільнених із фонду землекористування землях.

Ключові слова: охорона фітоценорізноманітності, Лісостеп України.

Дослідження процесів формування, причин збільшення і зменшення фітоценорізноманіття займає в сучасній екології, соціології та ботаніці одне із ключових місць. Фактори середовища і ресурси володіють своїм різноманіттям, яке визначає біотичне різноманіття, і може залежати від абіотичних та біотичних чинників. У результаті посиленого антропогенного впливу природна рослинність за останні десятиріччя досягла неймовірної фрагментації, особливо у Лісостеповій і Степовій зонах України, де лісистість зменшилась до 5 – 12 %. Загальна площа покрита рослинністю за участю природних угідь різного типу не перевищує 20 – 30 %, а по окремих регіонах і місцевостях нижче допустимого порогу збереження гено- та ценогенофонду. Універсальність тези, що низький рівень рослинної заселеності природних фізико-географічних територій не забезпечує підтримання екологічної рівноваги в біосфері, а найголовніше – збереження біорізноманіття природних територій і ландшафтів, не підлягає сумніву. Між окремими природними ценокомплексами, в результаті їх віддаленості, які розмежовані культурними і технологічно порушеними площами, виникає вакуум ценотичної безперервності та однорідності фітостроми. Ця обставина помітно знижує активність і спроможність обміну насінням й діаспори між генетично спорідненими просторово віддаленими ценозами, призводить до ізоляції окремих флороценотичних комплексів, збідненості гено- та ценофонду.

У зв'язку з цим актуального значення набуває проблема заповнення вакууму, який виникає в ланцюгу ценотичної безперервності певними флороценокомплексами природоохоронного, ре-

креаційного та іншого призначення. Такі проміжні флороценокомплекси, що функціонують між віддаленими природними осередками (ізолятами) фітостроми, забезпечують обмін діаспор і формування проміжних ланок, за допомогою яких заповнюється вакуум ценотичної безперервності. Таким чином, створюються містки обміну генетичним матеріалом та шляхи міграції видів з одних флороценокомплексів в інші. Наявна модель крапчатої ценотичної мережі і її розширення за рахунок подальшої дивергентності флороценотичних осередків спричиняє виникнення суцільної ценотичної безперервності. В цьому відношенні вона є одним із шляхів формування екологічної мережі, ареалу природної рослинності, і невід'ємним шляхом збереження, а також збагачення гено-, ценофонду та біорізноманіття.

Одним із аспектів розв'язання проблеми збереження гено- і ценофонду Лісостепу України – використання земельного фонду, що вилучається згідно постанови Кабінету Міністрів та Мінагрополітики України із фонду землекористування як малопродуктивних орних земель, так й антропогенно порушених територій. З огляду на це нами окреслено перспективні шляхи найефективнішого збереження і примноження гено- та ценофонду, яке в умовах Лісостепу України можливе за рахунок використання вивільненого земельного фонду низькопродуктивних земель й переведення їх в розряд природоохоронних.

Широкий діапазон окультуреності і фрагментації агроландшафтів, монодомінантність агрофітоценозів й постійне щорічне відчуження фітомаси, скорочення питомої маси природних комплексів, а також інтенсифікація рекреаційних процесів помітно збіднюють ценофонд та зона-

льну флористичну специфіку. Тому, вивільнені землі з обороту сільськогосподарського користування можуть бути ренатуралізовані через структуру природоохоронної мережі. Такими способами можна зберегти і примножити флористичне багатство за рахунок відновлення материнських лучних чи лучно-степових угруповань, а також проникнення адвентивних, інтродукованих й синантропних видів з прилеглих польових, лучних, лісостепових та інших флороценокомплексів.

Існує положення, що збереження і збагачення гено- та ценофонду вивільнених земельних ресурсів досягають шляхом реабілітації цих територій через природоохоронну мережу. В умовах, коли Урядом України прийнято постанову про вивільнення із фонду землекористування низькопродуктивних орних земель і антропогенно порушених територій площею більше 10 млн. га., функція природоохоронних органів розширюється й набуває нових якостей. Запропоновано включити частину земель у природно-заповідний фонд, а частину реабілітувати та повернути в фонд землекористування або трансформувати в інші угіддя. На нашу думку, частину територій, які вилучено з сільськогосподарського обороту, можна реально реабілітувати завдяки чіткому дотриманню природоохоронного режиму. Виходячи з цього земля “відпочине”, а за рахунок переведення вилучених площ у статус так званої “тимчасової охорони” родючість низькопродуктивних орних земель зростатиме. Цьому сприятиме відновлення і відтворення материнських рослинних угруповань, які утворюють стійкі, сталі та високопродуктивні фітоценози.

Завдяки відмиранню і накопиченню органічної маси у “відпочиваючих” фітоценозах тимчасового природоохоронного режиму й непорушених господарською діяльністю людини відбувається відновлення і збагачення родючості ґрунтів органікою. З відтворенням родючості ґрунтів одночасно проходять сукцесійні зміни рослинного покриву від стадії становлення і формування бур’янової й кореневищної стадії до дернового ґрунтоутворення та досягнення клімаксного стану рослинного покриву. Саме за умов повнішого виявлення клімаксної сукцесії очікується збагачення флористичного складу та ценотичної різноманітності і є одним з реальних шляхів збереження природної флори.

Збагачення гено- і ценофонду вивільнених з сільськогосподарського користування малопродуктивних орних земель можна досягти також шляхом “агrostепу”. При цьому по орних землях розсіюють травонасінну суміш, яку завозять з інших типів степових або лучностепових угруповань.

Одним із найнадійніших методів збагачення і

збереження гено- й ценофонду є вилучення раритетних фітоценозів із фонду землекористування та створення на їх базі нових заповідних ботанічних об’єктів. Нами у фітоценозах природних кормових угідь Лісостепу України виявлено 141 вид рідкісних рослин, у т. ч. зі статусом охорони I – III – 45. Серед них домінують рідкісні і мало репрезентовані в зональному аспекті рослинні угруповання, зокрема *Primula elatior* (L.) Hill., *Helictotrichon desertorum* (Less.) Nevski., *H. pubescens* (Huds.) Pilg., *Puccinellia distans* (Jasq.) Parl., *Briza media* L., *Salvia nutans* L., *Cynosurus cristatus* L., *Glyceria maxima* (C. Hart.) Holmb., *Botriochloa ischaemum* (L.) Keng, *Anemone sylvestris* L., *Trollius europaeus* L., *Thalictrum flavum* L., *Leucantemum vulgare* Lam., *Medicago procumbens* Bess., *Koeleria cristata* (L.) Pers., *Stipa capillata* L., *S. pennata* L. s. str., *Phalaroides urundinacea* (L.) Rausch., *Trifolium montanum* L., *T. alpestre*, *T. rubens* L., *Filipendula vulgaris* Moench, *Bellis perennis* L.

У лісостеповій зоні недостатньо охоплені охороною балкові і схилі лучні та лучно-степові екосистеми, особливо в Північному Лісостепу. Тут доцільно було б включити до природоохоронних ботанічних об’єктів фітоценози, які описані нами [3 – 7, 9 – 11], де збереглися лучні і степові злакові фітоценози – *Festuca rubra* L. s. str., *F. valesiaca* Gaud., *F. sulcata* (Hack.) Nym., *Botriochloa ischaemum* (L.) Keng, *Stipa capillata* L., *Stipa pulcherrima* C. Koch, *Poa angustifolia*; осокові – *Carex praecox* Schreb., *Carex humilis* Leys.; злаково-різнотравні й злаково-бобово-різнотравні угруповання з домінуванням у рослинному покриві *Festuca pratensis* Huds., *Poa pratensis* L., *Medicago sativa* L., *Medicago procumbens* Bess., *Trifolium pratense* L., *T. ambiguum* Bieb., *Lathyrus pratensis* L., *L. tuberosus* L., *Salvia nutans* L., *S. pratensis* L., *Filipendula vulgaris* Moench, *Teucrium chamaedrys* L.

На теренах Лісостепу України збереження гено- і ценофонду забезпечується недостатньо і його фіторізноманіття поступово збіднюється [8]. Для цієї мети нами пропонується використати малопродуктивні орні землі, що вивільнюються із сфери землекористування, а також антропогенно порушені території, залучаючи їх в мережу природоохоронних об’єктів з метою їх ренатуралізації, реабілітації та відновлення з одночасним збагаченням шляхом підсіву трав в оптимізовані умови місцезростання.

Сучасний стан збереження фітоценорізноманітності. Реальне збереження фітоценотичної різноманітності кормових угідь у Лісостепу України нині забезпечується системою природно-заповідних територій (ПЗТ). Сучасна мережа природно-заповідного фонду (ПЗФ) (станом на

1.01.2002 р.) нараховує 7010 територій та об'єктів загальною площею 2557,8 тис. га, що становить 4,5 % території України. Природні рослини біоресурси у Лісостепу охороняються в природних заповідниках “Медобори” і “Канівський”, філіалі Українського степового природного заповідника “Михайлівська цілина”, національному природному парку “Подільські Товтри”, 11 заказниках й 23 пам'ятках природи загальнодержавного значення та багаточисельних заказниках (950), а також пам'ятках природи (1047) місцевого значення. Переважно це ботанічні, ландшафтні, геологічні, гідрологічні і зоологічні об'єкти, площі яких коливаються від 0,5 до 1000 га.

У системі природно-заповідного фонду охорона і збереження фітоценорізноманітності найефективніше реалізуються в категоріях найвищого рангу – біосферних заповідниках (БЗ), природних заповідниках (ПЗ) й національних природних парках (НПП), в яких організовані відповідні інституції за додержанням режимів їх охорони та використання. Нами проаналізована репрезентативність основних типів рослинності кормових угідь Лісостепу України у вказаних категоріях ПЗТ.

У ПЗФ Лісостепу України природні заповідники займають 12,7 тис. га (0,5 % заповідної території), НПП – 261,3 тис.га (10,2 %). Системою ПЗТ вказаних категорій охороною охоплено степовий, лучний і болотний типи рослинності кормових угідь Лісостепу. Аналіз наявності фітоценозів в ПЗТ показав, що найефективніше охороняються типові і рідкісні угруповання степової (відмічені у всіх наявних категоріях ПЗТ) та лучної (у 3 природних заповідниках) рослинності. Найменш представленою є болотна рослинність (НПП, філіал ПЗ).

У лісостеповій зоні України степи охороняються в НПП “Подільські Товтри”, ПЗ “Медобори” і Канівському ПЗ, що знаходяться на Правобережжі, а на Лівобережжі – в “Михайлівській цілині” (філіал Українського степового ПЗ). У більшості ПЗТ степова рослинність не є переважаючим типом рослинності і кількість асоціацій, яка в них охороняється, незначна. Степова рослинність в мережі вказаних об'єктів представлена 14 формаціями (50 % формацій всього степового ценофонду регіону) і відзначається високою репрезентативністю основних зональних формацій різних її типологічних відмін. При цьому третина степових формацій занесена до Зеленої книги України [1]. Найвищою представленістю в ПЗТ відзначаються фітоценози формацій *Festuceta valesiaca*, *Stipeta capillata*, *Stipeta pennata* та *Cariceta humilis*.

Таким чином, оцінюючи рівень охорони сте-

пового фітоценофонду як низький з високим ступенем репрезентативності основних зональних формацій, доцільно відзначити, що в системі ПЗТ високого категоріального рангу регіону не представлений або слабо представлений ряд надзвичайно цінних у науковому відношенні регіональних варіантів степових формацій в умовах Правобережжя України (подільських), які розташовані на крайній західній межі євразійських степів. Ряд степових формацій, що охороняються в Лісостепу (*Stipeta pennata*, *Cariceta humilis* та ін.), нині представлені невеликими фрагментами, причому деяким з них у ПЗ загрожують ценотичні деструкції резерватних сукцесій.

Лучна рослинність у природних заповідниках представлена 18 формаціями, що складає 42 % наявних у регіоні. Найбільша кількість лучних асоціацій охороняється в Михайлівській цілині – 16 асоціацій (10 формацій), Карпатському ПЗ – 13 асоціацій (7 формацій). Хоча лучна рослинність представлена майже в усіх ПЗТ регіону, для більшості формацій рівень забезпечення охороною їх ценофонду є низьким. Це пояснюється тим, що більшість лучних формацій відзначається багатством ценофонду, причому значна частина асоціацій, які охороняються в ПЗТ, дублюється. У двох ПЗТ високого категоріального рангу (НПП “Подільські Товтри”, “Михайлівська цілина”) охороняються фітоценози 7 формацій болотної рослинності (27 % формацій болотного фітоценофонду регіону). Це типові і широко розповсюджені формації евтрофних боліт.

Аналіз стану охорони рослинності кормових угідь засвідчує, що вона є типологічно і синтаксономічно репрезентативною в системі ПЗТ Лісостепу України найвищого соціологічного рангу. Рівень забезпеченості охороною формацій є низьким, оскільки лише 50 % формацій фітоценофонду степової рослинності, 42 % – лучної і 27 % – болотної представлені в системі ПЗТ найвищого соціологічного рангу регіону. Ряд формацій, що охороняються, представлені невеликими фрагментами, або угрупованнями з ослабленим едифікаторним значенням головних компонентів. Деяким трав'янистим фітоценозам загрожують ценотичні деструкції резерватних сукцесій. Водночас в ряді ПЗТ і досі не проведена інвентаризація фітоценофонду. Тому виникає необхідність розширення природно-заповідної мережі з метою охорони, збереження та відтворення трав'янистих екосистем.

Пропозиції щодо розширення мережі природно-заповідної мережі. Функціональна деградація рослинності в регіоні з екологічної точки зору – явище вкрай небажане, яке супроводжується зниженням показників багатства та біопродуктивних характеристик екосистем. При

цьому значно підвищується ризик виникнення структурних деградацій (скорочення кількості видів аж до виключення із складу біоти цілих систематичних груп), коливання показників чисельності, біомаси і представників окремих видів, порушення еволюційно-вирівняної структури ценозів. Тому, охорона рослинного світу – основний метод збереження і відтворення різноманітності фітогено- та фітоценофонду. Головним у цьому напрямку є формування природоохоронної мережі регіону та розробка екомережі.

Аналіз розміщення природно-заповідних об'єктів в регіоні показав, що природні заповідники та національний природний парк знаходяться на території Правобережного Лісостепу і не відображають географічної різноманітності рослинності кормових угідь зони. Заказники і пам'ятки природи загальнодержавного значення також розміщені нерівномірно і не відображають повністю типові й специфічні риси флори та рослинності ботаніко-географічних районів Лісостепу. Ці об'єкти середнього рангу зосереджені переважно на території Західного і Центрального Поділля. На Правобережжі і особливо Лівобережжі Лісостепу України їх значно менше, в яких майже відсутні заплавні луки та болота.

Проведений нами аналіз синтаксономічної представленості в мережі ПЗТ свідчить про низький ступінь формацій рослинності кормових угідь. Стає очевидним, що існуючі в Лісостепу об'єкти ПЗТ створювали без врахування екологічної ролі рослинності, яка в умовах високого сільськогосподарського освоєння даної території, суттєво розчленованого рельєфу, дефіциту вологи і значної її порушеності набуває особливого значення. Не забезпечує існуюча мережа і процесів відновлення вихідної рослинності на деградованих територіях, моніторингу за їх змінами. В зв'язку з цим виникає необхідність в організації в цьому регіоні ряду природоохоронних об'єктів, що значно підвищить репрезентативність видового і ценотичного різноманіття рослинного світу.

Нами запропоновано створити природно-заповідну територію “Козацькі Майдани” місцевого значення. За геоботанічним районуванням України [2], ця територія є складовою частиною Подільсько-Середньодніпровської підпровінції Східноєвропейської провінції Європейсько-Сибірської лісостепової області і входить до Умансько-Канівського геоботанічного округу. В складі природної рослинності тут переважають дубові і грабово-дубові ліси та лучні степи.

Сучасний рослинний покрив Черкащини надзвичайно трансформований і фрагментарний внаслідок інтенсифікації промислового та сільськогосподарського виробництва. Природна рос-

линність збереглася лише по балках, долинах річок та крутосхилах. Одним з унікальних куточків такої живописної малопорушеної природної рослинності є “Козацькі Майдани” (околиця с. Косари Кам'янського району Черкаської області) – своєрідний гірсько-балковий осередок природної рослинності, який розташований серед мережі сільськогосподарських ланів і виділяється у геоморфологічному, ценотичному та флористичному плані. Місцевість являє собою напівзамкнуту систему у вигляді оточуючого валу висотою 10 – 20 м; від нього зі сходу на захід простягаються два неоднорідної форми внутрішні вали, відділені один від іншого звивистими різнопохиленими неширокими улоговинами. В принципі це балковий рельєф з слабо розвинутою системою відрогів другого порядку, де зростають житнякові угруповання, особливо житняково-ковилкові, келерієво-житнякові і типчаково-житнякові й інші генетично споріднених з ними, які властиві для південної підзони типчаково-ковилкових й особливо пустельних степів та пустель.

Практично, майже всі названі рослинні угруповання з домінуванням *Agropyron pectinatum* (Bieb.) Beauv. зустрічаються на північній межі географічного поширення, деякі з них в даній місцевості з поміж інших є найксерофільнішими. Житнякові угруповання для даної місцевості наводяться вперше. Окремі фітоценози (полиново-житнякові), є найпросунутішими на північ з числа пустельних причорноморських галофільних відмін.

Ковилкові угруповання на території урочища “Козацькі Майдани” не мають значного поширення, які властиві лише для першої гряди або, точніше, східного валу. Він є периферійним і його мікроплакори, сідловини і південно-східні схили покриті ковиловими угрупованнями з домінуванням у травостой *Stipa capillata* L. В останньому випадку формуються монодомінантні угруповання з поширеною асоціацією *Stipetum (capillatae) purum*.

У травостой зростають рідкісні види: *Stipa capillata* L., *Elytrigia intermedia* (Host) Nevski, *Botriochloa ischaemum* (L.) Keng., *Otites densiflora* (D'Urv.) Grossh., *Lavatera thuringiaca* L., *Salvia nutans* L., *Phlomis tuberosa* L., *Verbascum phoeniceum* L., *V. orientale* Bieb., *Poa angustifolia* L., *Koeleria cristata* (L.) Pers., *Festuca rubra* L.; із бобових – *Medicago romanica* Prod., *Astragalus onobrychis* L., *A. dasyanthus* Pall., *Coronilla varia* L., *Chamaecytisus austriacus* (L.) Link., *Trifolium montanum* L., *T. alpestre* L., *Vicia angustifolia* Reichard, *Anthyllis macrocephala* Wend.; із різно-трав'я трапляються – *Filipendula vulgaris* Moench, *Dianthus carthusianorum* L., *Achillea stepposa* Klok. et Krytzka, *Consolida paniculata*

(Host) Schur, *Elisanthe viscosa* (L.) Rupr., *Euphorbia stepposa* Zoz, *E. seguieriana* Neck., *Falcaria vulgaris* Bernh., *Hypericum elegans* steph. Ex Willd., *Nepeta parviflora* Bieb., *Plantago stepposa* Kuprian., *Salvia officinalis* L., *Helichrysum arenarium* (L.) Moench., *Hyacinthella leucophaea* (C. Koch) Schur, *Myosotis micrantha* Pall. ex Lehm., *Oxytropis pilosa* (L.) DC, *Potentilla argentea* L., *Veronica steppacea* Kotov, *V. verna* L., *Thymus ucrainicus* (Klok. et Shost.) Klok., *Teucrium chamaedrys* L., *Astragalus dasyanthus* Pall. тощо. У наземному покриві місцями чітко виявлено моховий покрив з *Abietinella abietina* C. Muell., *Brachythecium salebrasum* (Web. et Mohr.) B.S.G., *Tortula ruralis* (Hedw.) Crome, *Syntrichia ruralis* (Brid.).

Наступною надзвичайно характерною для Козацьких Майданів є асоціація *Stipetum (capillatae) festucosum (valesiacaе)*, в якій едифікатор займає до 50 % загального покриття, а співедифікатор – 30 – 40 % з помітною участю 10 – 65 % *Agropyron pectinatum* (Bieb.) Beauv., *Koeleria cristata* (L.) Pers., *Elytrigia intermedia* (Host) Nevski, *Medicago romanica* Prod.

За значної участі першого (20 – 35 %) із супутніх видів виникає верхньосхилова асоціація *Stipetum (capillatae) festucosum (valesiacaе)* – *agropyrosum (pectinatae)* і дещо мезофільніша середньосхилова *Stipetum (capillatae) festucosum (valesiacaе)* – *koeleriosum (cristatae)*. Обидві асоціації малопоширені, але є характерними для цього куточка природи, які можна розглядати як проміжні ланки між типовими ковилово-житняковими і ковилово-келерійовими асоціаціями, що створюють рідкісний степовий комплекс на півдні Лісостепової зони України. Спорадично тут трапляються асоціації *Stipetum (capillatae) botriochlosum (ischaemi)* та *Stipetum (capillatae) agropyrosum (pectinatae)*. Відмінністю цієї асоціації є співдомінування двох дернинних злаків – едифікатора *Stipa capillata* L. з проективним покриттям 30 – 45 % і співедифікатора – *Agropyron pectinatum* (Bieb.) Beauv. з участю 20 – 30 % та значною домішкою *Artemisia austriaca* Jacq. (10 – 15 %), а місцями 20 – 25 %. В результаті виділено самостійну асоціацію *Stipetum (capillatae) agropyroso (pactinatae)* – *artemiosum (austriacaе)*. На окремих ділянках досить помітна участь *Koeleria cristata* (L.) Pers. і *Galium verum* L., *Festuca valesiaca* Gaud., з участю яких генетично зв'язані окремі мікрокомплекси.

Житнякові угруповання з домінуванням в травостої *Agropyron pectinatum* (Bieb.) Beauv. представлені типовою асоціацією *Agropyretum (pectinati) purum*, яка входить до складу складніших житняково-ковилово-різнотравних степових комплексів. У домішці присутня невелика кіль-

кість видів. Із злаків – *Koeleria cristata* (L.) Pers., *Elytrigia intermedia* (Host) Nevski, *Stipa capillata* L., *Poa angustifolia* L., *Festuca rupicola* Heuff. і *F. valesiaca* Gaud.; бобових – *Trifolium montanum* L., *T. alpestre* l., *Astragalus dasyanthus* Pall., *Medicago romanica* Prod., *Vicia angustifolia* Reichard.; осокових – *Carex praecox* Schred.; різнотрав'я – *Salvia nutans* L., *Galium ruthenicum* Willd., *G. verum* L., *Otites densiflora* (D'Urv.), *Phlomis pungens* (Willd.), *Nepeta parviflora* Bieb., *Artemisia austriaca* Jacq.

На південно-західних привершинних мікросхилах південної і південно-східної експозиції нами виявлено ковилово-житнякові угруповання, однієї з найтиповіших асоціацій *Agropyretum (pectinatae) stiposum (capillatae)* з різним ступенем проективного покриття обох співдомінантів. У травостою зростає *Stipa capillata* L., *Agropyron pectinatum* (Bieb.) Beauv., *Elytrigia intermedia* (Host) Nevski, *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth., *Salvia nutans* L., *Seseli campestre* Bess., *Otites densiflora* (D'Urv.), *Scabiosa ochroleuca* L., *Phlomis tuberosa* L., *Senecio jacobaea* L., *Stachys cordata* Klok., *Verbascum phoeniceum* L., *Galium ruthenicum* Willd., *Centaurea diffusa* Lam., *Dianthus carthusianorum* L., *Medicago romanica* Prod., *Vicia angustifolia* Reichard., *Anthyllis macrocephala* Wend., *Jurinea arachnoidea* Bunge, *Hypericum elegans* Steph. ex Willd., *Campanula sibirica* L., *Pimpinella saxifraga* L., *Salvia nemorosa* L., *Trifolium montanum* L., *V. verna* L., *V. steppacea* Kotov, *Taraxacum serotinum* (Waldst. et Kit.) Poir, *T. bessarabicum* (Hornem.) Hand.-Mazz., *Achillea nobilis* L., *Thymus ucrainicus* (Klok. et Shost.) Klok.

На середньо- і верхньосхилових ділянках південної експозиції з різним кутом крутизни поширені келерієво-житнякові угруповання. Характерними асоціаціями тут є *Agropyretum (pectinatae) koeleriosum (cristatae)* та *Agropyretum (pectinatae) koelerioso (cristatae)* – *festucosum (valesiacaе)*, *Agropyretum (pectinatae) festucosum (valesiacaе)*, які генетично споріднені з типчакowo-житняковими угрупованнями. Спорадично трапляються монодомінантні угруповання *Koelerietum (cristatae) purum*. До нього з покриттям 1 – 5 % домішуються *Stipa capillata* L., *Agropyron pectinatum* (Bieb.) Beauv., *Festuca valesiaca* Gaud., *F. rubra* L., *Botriochloa ischaemum* (L.) Keng, *Galium verum* L., *Artemisia austriaca* Jacq., *Trifolium montanum* L., *Medicago romanica* Prod., *Poa bulbosa* L., *Thymus ucrainicus* (Klok. et Shost.) Klok., *Olites parviflora* (Ehrh.) Grossh. Проте найпоширенішими асоціаціями визначено *Koelerietum (cristatae) agropyrosum (pectinatae)*, *Koelerietum (cristatae) agropyroso (pactinatae)* – *festucosum (valesiacaе)*, які приурочені до середньо- і верхньосхилових ділянок. Зрідка трапляються асоціації *Koelerie-*

tum (cristatae) botriochlosum (ischaemi) і *Koelerietum (cristatae) nepetosum (parviflorae)*.

Названі рослинні степові угруповання у сучасному рослинному покриві трапляються рідко, що є відголосами колишніх надзвичайно поширених степів у даному регіоні, які в теперішній час знаходяться у північній межі поширення південно-степових синтаксонів. Цінність даних угруповань полягає не тільки в збереженні ними ценотичної міри впливу на решту видів, але і як осередків інших типових степових видів, які властиві для типових типчаково-ковилиових чи полиново-типчаково-ковилиових степів.

Отже, рослинний покрив урочища “Козацькі Майдани” має флористичну і ценотичну цінність й пропонується для збереження в якості пам’ятки природи.

Серед інших територій природні кормові угіддя, з флористичною, ценотичною і науковою цінністю рекомендується включити в ПЗФ, які описані нами раніше, зокрема “Острів Жуків” в околицях м. Києва [10], “Салтанівська балка” Васильківського району Київської області [7, 9], “Крива балка” с. Сухий яр Ставищенського району Київської області [3], Непівська балка” в околиці с. Косари Кам’янського району [11], “Балка Глибока” в околиці с. Антипівка Золотоніського району Черкаської області [4], засолені луки заплави р. Сули [6], “Товтровий кряж” [5] та інші.

Існуючий в Лісостеповій зоні спосіб використання земель у сільському господарстві знаходиться на межі збалансованості ландшафтів. Тут порушено збалансоване природозберігаюче співвідношення ріллі, лісових насаджень, природних кормових та водно-болотних угідь, тому виниклі у зв’язку з цим проблеми, ріст їх кількості і ступеня виявлення є закономірним підсумком господарської діяльності. Як наслідок, землі сільськогосподарського призначення в регіоні і промислові ландшафти порівняно з територіями природно-заповідного фонду займають значні площі й перевищують їх у десятки разів. Тому, для охорони фітоценотрізноманіття особливого значення набуває стратегія стійкого і збалансованого розвитку, якая в першу чергу, передбачає регламентування господарської діяльності людини в галузях сільського господарства та промисловості. Головним завданням цієї форми охорони природи є узгодження економічних, екологічних і соціальних факторів розвитку для задоволення потреб сучасного й наступного покоління людей та покращення стану навколишнього середовища.

Другим напрямком охорони природи є традиційний підхід – збереження біологічного і ландшафтного різноманіття. Усвідомлення вразливо-

сті окремих ізольованих екосистем, що охороняються в обмеженій кількості, стало поштовхом до формування сучасної парадигми традиційної охорони природи – ідеї екологічної мережі. В основу її методології покладена ідеологія цілісності і саморозвитку природи на основі взаємозв’язку всіх елементів, що суттєво відрізняє її від інших природоохоронних концепцій. Основна мета екомережі – системою екологічних коридорів об’єднати найцінніші в екологічному відношенні ділянки із природною рослинністю, щоб стимулювати умови розселення і міграції видів, забезпечити виживання й відновлення популяцій, зберегти та захистити середовища їх існування.

Висновки. У цьому зв’язку особливого значення набуває розробка екомережі для Лісостепу України, де вилучаються із фонду землекористування значні площі низькопродуктивних орних земель і антропогенно порушених територій, які потребують відновлення вихідної рослинності. Визначальну роль у побудові екомережі відіграють саме території відновлення (ренатуралізації) порушених природних комплексів. До них відносяться схилі землі і розвиток ерозійних процесів, в яких лімітує їх сільськогосподарське використання, яружно-балкові системи, кам’янисті та інші землі, зайняті під низькопродуктивні пасовища й сіножаті, заплави річок, дренажні системи, що знаходяться в занедбаному технічному стані. Ця зона – потенційний резерв території, за рахунок якої можливе розширення екомережі в майбутньому. Оскільки створення екомережі Лісостепу не є одночасним актом, а представляє собою тривалий поетапний процес поступового залучення в екомережу нових біоцентрів і ядер, створення нових екокоридорів, розширення буферних зон навколо них і т.п., то території потенційної ренатуралізації мають домінуюче значення для екомережі. Території, які в теперішній час не задовольняють вимогам, що пред’являються до елементів екомережі, потребують розробки комплексних заходів, що будуть включати відновлення природної рослинності в межах даної ділянки, збагачення фіторізноманітності шляхом інтродукції і підселення популяцій тощо. У перспективі зони ренатуралізації стануть повноправними територіальними елементами екомережі, в зв’язку з чим набудуть актуальності наукові дослідження щодо реальної можливості і доцільності самої ренатуралізації.

Список літератури.

1. Геоботаничне районування Української РСР. – К.: Наук. думка, 1977. – 304 с.
2. Зелёная книга Украинской ССР: редкие, исчезающие и типичные, нуждающиеся в охране растительные сообщества. Под общ. ред. Шеляг-Сосонко Ю.Р. – К.: Наук. думка, 1987. – 216 с.

3. Якубенко Б.Є., Григора І.М., Алейніков І.М., Балабайко В.Ф., Василюк П.М. Геоботанічна характеристика природних кормових угідь Північного Лісостепу України // Захист рослин у сучасних умовах землевпорядкування. Зб. наук. праць НАУ. – К.: Вид-во НАУ, 1996. – С. 114 – 124.
4. Якубенко Б.Є., Григора І.М., Стеценко В.С. Степова рослинність балки Глибокої та прилеглих територій // Науковий вісник НАУ. – 2002. – Вип. 53. – С. 276 – 283.
5. Якубенко Б.Є., Григора І.М., Стеценко В.С. Лучна рослинність північно-західної частини Товтрового кряжа // Ю.Д. Клеопов та сучасна ботанічна наука. Матеріали читань, присвячених 100-річчю з дня народження Ю.Д. Клеопова. – К.: Фітосоціоцентр, 2002. – С. 172 – 179.
6. Якубенко Б.Є., Григора І.М., Стеценко В.С. Галофільна рослинність пониззя водозбору р. Сули та суміжної прибережної зони Кременчуцького водосховища // Науковий вісник НАУ. – 2002. – Вип. 57. – С. 268 – 276.
7. Якубенко Б.Є. Балкові рослинні угруповання Лісостепу України // Науковий вісник НАУ. – 2003. – Вип. 65. – С. 55 – 70.
8. Якубенко Б.Є., Григора І.М.. Перспективи збереження та збагачення генофонду і ценофонду Лісостепу України // Бюлетень Нікітського державного ботанічного саду. – 2003. – Вип. 88. – С. 24 – 28.
9. Якубенко Б.Є. Степові угруповання балкових угідь Лісостепу України // Аграрна наука і освіта. – 2004. – 5. – № 3 – 4. – С. 32 – 37.
10. Якубенко Б.Є. Центральні заплавні луки р. Дніпра в околиці Жукова острова і прилеглих територій // Аграрна наука і освіта. – 2005. – 6. – № 3 – 4. – С. 32 – 42.
11. Якубенко Б.Є., Григора І.М. Еколого-ценотична оцінка балкових степів Черкащини // Аграрна наука і освіта. – 2005. – 6. – № 1 – 2. – С. 14 – 23.

PHYTOCOENODIVERSITY OF THE FOREST STEPPE OF UKRAINE: CONDITION AND THE PRESERVATION PERSPECTIVES.

B. Jakubenko, I. Grygoriuk, N. Jakubenko, O. Serga

It is given existence ecological-botanical states and models, which are linked to conceptions of the phytocoenodiversity of the Forest Steppe of the Ukraine. From the position of system approach it is offer the ways of the preservation and rehabilitation of the plant cover from the conditions of anthrop influence on the soils with low productivity and which free soils fund are.

Keywords: *conservation phytocoenodiversity, the Forest Steppe of Ukraine.*

Одержано редколегією 04.11.2009

ПІВНІЧНОАМЕРИКАНСЬКІ ВИДИ У ФЛОРИ м. ЧЕРНІВЦІ

К.В. Коржан, І.І. Чорней

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

Наводиться інформація про північноамериканські адвентивні види, що зростають на території м. Чернівці. Проаналізовано їх розподіл за типами екосистем та екотонів, наведено порівняльний аналіз екотонної приуроченості цих видів. Подано дані про ступінь натуралізації та першу згадку цих видів на території м. Чернівці.

Вперше для Чернівців зазначені *Asclepias syriaca*, *Elodea canadensis*, *Oxybaphus nyctagineus* і *Rudbeckia hirta*.

Ключові слова: адвентивні види, північноамериканські види, урбановфлора, екотон

Вступ. З кожним роком в Україні збільшується кількість і зростає вплив адвентивних видів на навколишнє середовище. Зараз спонтанна фракція адвентивної флори нараховує принаймні 830 видів судинних рослин, що складає щонайменше 14 % від загальної кількості видів флори країни [3].

Для синантропної флори України характерним є переважання видів давньосередземноморського походження й їх більш тривале існування в межах країни, але найширшою амплітудою адаптації володіють північноамериканські види. Останні проникають до складу рослинного покриву різноманітних екотонів, в тому числі й природних, що можна пояснити близькістю екологічних вимог цих видів, що належать до однієї (Голарктичної) флористичної області [9].

Об'єкти та методи досліджень. Об'єкт наших досліджень флора вищих судинних рослин м. Чернівці. Предмет – адвентивні види урбановфлори Чернівців. Дослідження проводились маршрутним методом упродовж 2006-2009 рр.

Ступінь натуралізації адвентивних видів наводимо за класифікацією Я. Корнася з доповненнями В.В. Протопопової [14].

Номенклатура таксонів наводиться згідно зведення S.L. Mosyakin, M.M. Fedoronchuk [14].

Результати та їх обговорення. Спеціальні дослідження адвентивної фракції флори м. Чернівці проводила Н.Я. Хлистун. За її даними в Чернівцях зростають 102 заносних види [10].

На основі аналізу літературних даних [10-13, 16], матеріалів гербарію Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича (CHER) та власних польових досліджень встановлено, що на сьогоднішній день на території міста налічується близько 260 адвентивних видів з різних частин світу. З них 32 (*Acer negundo* L., *Amaranthus albus* L., *A.*

retroflexus L., *A. blitoides* S.Watson, *Asclepias syriaca* L., *Amorpha fruticosa* L., *Bidens frondosa* L., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Aster novae-angliae* L., *Conyza canadensis* (L.) Cronq., *Helianthus annuus* L., *H. × laetiflorus* Pers., *H. subcanescens* (A.Gray) E.E.Watson, *H. tuberosus* L., *Iva xanthiifolia* Nutt., *Phalacrologium annuum* (L.) Dumort., *Rudbeckia hirta* L., *R. laciniata* L., *Solidago canadensis* L., *Cucurbita pepo* L., *Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. & A.Gray, *Sicyos angulata* L., *Lepidium densiflorum* Schrad., *Phytolacca americana* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Elodea canadensis* Michx., *Oxybaphus nyctagineus* (Michx.) Sweet, *Oenothera biennis* L., *Xanthoxalis dillenii* (Jacq.) Holub, *Panicum capillare* L., *Juncus tenuis* Willd.) північноамериканського походження. Вони належать до 26 родів та 14 родин. Для порівняння, кількість неаборигенних видів рослин з Північної Америки на території Київської агломерації становить 97 видів [8], у малих містах Східного Полісся – 51 [4], у Сімферополі – 31 [5].

На території м. Чернівці нами було виділено 7 типів екосистем першого рівня [7]. За результатами аналізу приуроченості північноамериканських видів до різних типів екосистем встановлено, що всі вони є компонентами рослинного покриву екосистем антропогенного походження, й лише 8 з них зустрічаються в межах інших типів екосистем: трав'янистих та чагарничково-трав'янистих екосистем мезофітного типу (6 видів); трав'янистих та чагарничково-трав'янистих екосистем ксерофітного типу (3 види) та екосистем з домінуванням фанерофітів (2 види). До їх числа належать: *Acer negundo*, *Ambrosia artemisiifolia*, *Conyza canadensis*, *Echinocystis lobata*, *Juncus tenuis*, *Phalacrologium annuum*, *Robinia pseudoacacia* та *Solidago canadensis*. Таким чином, всі ці види за ступенем

натуралізації належать до групи агріофітів.

Антропогенні зміни рослинного покриву мають постійний характер, а синантропні рослини, в тому числі й адвентивні види, займають дедалі ширший спектр екоотопів, оскільки аборигенні рослини вже не можуть існувати на докорінно змінених екоотопах [4]. Тому при вивченні урбанофлор необхідним є екотопологічний аналіз. На території міста нами було виділено такі групи екоотопів: типово міські; міські з елементами природних; природні з включенням штучних елементів та природні [6]. Найбільше представленими є антропогенні екоотопи.

В межах міста Чернівці нами були виділені наступні екоотопи антропогенного характеру: звалища, засмічені пустирі, будівельне сміття, пристінні щілини, щілини в асфальті, щілини в бруківці, насипи, місця недавнього ремонту або прокладки підземних комунікацій, пристовбурні кола на вулицях, палісадники, сади, клумби, газони, сквери, дамби, подвір'я будинків, незаасфальтовані узбіччя вулиць, пустирі, стежки, спортмайданчики, залізничні насипи. Крім вище зазначених – до антропогенних екоотопів міста можна включити городи, живоплоти, дитячі майданчики, гаражні кооперативи, пляжі, дахи будівель [6]. Особливу увагу при дослідженні антропогенних екоотопів слід зосередити на їх вивченні в межах «старого міста», де окрім вище зазначених можна виділити екоотопи вертикальних кам'яних стінок [2].

Нами проведено порівняння екоотопів, які північноамериканські види займають у себе на батьківщині, з тими до складу яких вони проникають у Чернівцях.

Acer negundo – агріофіт, перші гербарні збори з території Чернівців датовані 1910 р. (CHER). Зараз в межах міста зустрічається у таких екоотопах: лісосмуги, засмічені пустирі, пристінні щілини, пристовбурних колах (у вигляді проростків), вздовж незаасфальтованих узбіч вулиць, на залізничних насипах, вздовж річок, ювенільні особини трапляються на газонах і клумбах. На території Північної Америки вид зростає переважно вздовж долин річок [15].

Рід *Amaranthus* L. у флорі Чернівців представлений 3 видами: *A. albus*, *A. retroflexus* та *A. blitoides*. За ступенем натуралізації всі вони є епекофітами. На території міста їх вперше виявлено у 2003 р. [10, 11]. В межах міста проникають до складу наступних екоотопів: насипи, місця недавнього ремонту асфальту, незаасфальтовані узбіччя вулиць, поодинокі або невеликі групи зустрічаються на клумбах, газонах, у пристовбурних колах, на дачах, але

найбільш чисельні угруповання вони формують на території засмічених пустирів та вздовж залізничних колій. В межах свого природного ареалу ці види ростуть на порушених ділянках, полях та вздовж доріг [20, 26].

Asclepias syriaca – епекофіт, у Чернівцях вперше був знайдений у 2009 р., (CHER). Виявлено лише один локалітет: на залізничному насипі станції «Чернівці-Південна», де цей вид трапляється поодинокими особинами. На батьківщині він зростає на полях, у лісах, вздовж автодоріг та залізничних колій [27].

Ambrosia artemisiifolia, *Conyza canadensis*, *Phalacrologium annuum* та *Solidago canadensis* за ступенем натуралізації є агріофітами, оскільки зустрічаються як в межах природних так і напівприродних угруповань. *Ambrosia artemisiifolia* на території м. Чернівці вперше було виявлено у 2000 р. (CHER), *Conyza canadensis* наводить Ф. Гербіх у 1859 р. [11], *Phalacrologium annuum* – К. Рудольф у 1911 р. [16], *Solidago canadensis* – І. Артемчук у 1948 р. (CHER). Ці види трапляються в парках, скверах, на газонах, клумбах, у садах та лісосмугах, на звалищах, засмічених пустирях, в місцях недавнього ремонту, у пристінних щілинах, тріщинах асфальту та бруківки, вздовж незаасфальтованих узбіч вулиць, на городах, вздовж залізничних колій та автошляхів. Їх можна віднести до групи трансформерів урбанофлори м. Чернівці. У Північній Америці види займають подібні екоотопи: поля, узбіччя доріг, зростають вздовж залізничних колій на залізничних насипах [22, 23, 27].

Lepidotheca suaveolens – епекофіт, перший гербарний зразок датується 1945 р. (CHER). Зустрічається на клумбах, газонах, на звалищах, в межах засмічених пустирів, в місцях недавнього ремонту, тріщинах асфальту та бруківки, вздовж незаасфальтованих узбіч вулиць, на городах, вздовж залізничних колій та автошляхів.

Рід *Helianthus* L. у флорі м. Чернівці представлений 4 видами: *H. annuus*, *H. × laetiflorus*, *H. subcanescens* та *H. tuberosus*. За ступенем натуралізації всі вони є ергазіофітами. Для території м. Чернівці *H. annuus* та *H. × laetiflorus* вперше наводяться у 2003 р. [10], *H. subcanescens* знайдено у 2000 р. (CHER), *H. × laetiflorus* – у 2003 р. (CHER). Ці види трапляються на звалищах, засмічених пустирях, на незаасфальтованих узбіччях доріг, клумбах, але їх масове розповсюдження відмічено вздовж залізничних колій. Найбільш поширені в межах міста *H. tuberosus* та *H. × laetiflorus*. На території Північної Америки ці види зростають у складі рослинного покриву таких самих екоотопів [19].

Iva xanthiifolia – зростає вздовж доріг, незаасфальтованих узбіч вулиць, на стихійних смітниках, вздовж залізниць. За ступенем натуралізації належить до епекофітів. Вперше на території міста виявлений у 1957 році (CHER).

Види роду *Rudbeckia* в основному зростають на клумбах і газонах, але інколи дичавіють. *R. laciniata* L. (ергазіофіт) трапляється як біля клумб, так і на газонах, *R. hirta* L. (ергазіофіт) – лише біля клумб. У себе на батьківщині вони ростуть в межах порушених екотопів, вздовж долин річок, на берегах водойм, на полях [25, 29].

Echinocystis lobata (агріофіт, вперше зібраний у Чернівцях у 2000 р. (CHER) та *Sicyos angulata*, ергазіофіт, який знайдений ще у 1913 р. (CHER), на території Північної Америки зростають переважно вздовж річок [18]. В межах Чернівців виявлені не лише на зволжених ділянках, а й вздовж залізничних колій та огорожах.

Cucurbita pepo (ергазіофіт, як здичавілий у Чернівцях вперше зібраний у 2000 р. (CHER), походить з південної частини Північної Америки, де вирощується як кормова рослина. Культивується по всій території України, інколи дичавіє [1]. У Чернівцях трапляється на закинутих городах та вздовж залізничних колій.

Robinia pseudoacacia (агріофіт, як здичавілий у Чернівцях вперше згадується у 1911 [16]). Знайдений у складі деревних насаджень ландшафтного заказника загальнодержавного значення «Цецино», трапляється в здичавілому стані у лісосмугах, парках, скверах, ювенільні особини виявлені на клумбах та газонах. На території Північної Америки зростає у піщаних преріях, лісах, дубових саванах і також добре почуває себе на порушених екотопах [17].

Oxybaphus nyctagineus – епекофіт, вперше у Чернівцях виявлено у 2009 р. на залізничній станції «Садгора», вздовж залізничного полотна.

Eloдея canadensis – агріофіт, у 2009 р. зібраний на території міста у ставку по вул. Нововіницький.

Розповсюдження таких видів як *Amorpha fruticosa*, *Bidens frondosa*, *Aster novae-angliae*, *Phytolacca americana*, *Juncus tenuis* та *Lepidium densiflorum* в межах екотопів м. Чернівці потребує уточнення.

Таким чином, північноамериканські адвентивні види на території Чернівців займають як правило екотопи подібні до тих, в яких вони зростають у себе на батьківщині. Виняток складає лише *Acer negundo*, який у Північній Америці росте на узбережжях та вздовж річок, а у нас трапляється в межах як природних, так і антропогенних екотопів.

Висновки. Отже, за результатами аналізу

літературних даних, матеріалів гербарію та власних досліджень було встановлено, що на території м. Чернівці є 32 адвентивних види північноамериканського походження, що належать до 27 родів з 14 родин. За ступенем натуралізації 1 вид є ефемерофітом (*Panicum capillare* L.), 9 – епекофітів, 7 – агріофітів та 15 – ергазіофітів.

Вперше для адвентивної фракції флори міста Чернівці наводяться такі види як: *Asclepias syriaca*, *Eloдея canadensis*, *Oxybaphus nyctagineus*, *Rudbeckia hirta*.

Список літератури:

1. Вісюліна О.Д. Родина Гарбузові – Cucurbitaceae Juss. // Флора УРСР. Під ред. М.І. Котова, А.І. Барбарич, Т.Х. – К.: В-во АН Української РСР, 1961. – С. 380-398
2. Губарь Л.М. Флора антропогенних екотопів історичних міст Острога, Нетішина та Славути // Науковий вісник Чернівецького національного університету. Збірник наукових праць. – Вип. 194. Біологія. – Чернівці: «Рута», 2004– С. 112-116.
3. Губарь Л.М. Урбанofлори східної частини Малеого Полісся (на прикладі Острога, Нетішина, Славути та Шепетівки). – автореф. дис. ... канд. біол. наук. – Київ, 2006. – 21 с.
4. Дудкін О.В., Єна А.В., Коржнев М.М. та ін. Оцінка і напрямки зменшення загроз біорізноманіттю України. – К.: Хімджест, 2003. – 400 с.
5. Єпіхін Д.В. Сучасний стан рослинного покриву м. Сімферополя. – автореф. дис. ... канд. біол. наук. – Ялта, 2008. – 20 с.
6. Коржан К.В. Класифікація екотопів м. Чернівці // Матеріали V міжнародної наукової конференції студентів та аспірантів «Молодь і поступ біології». – Львів, 2009. – Т.1. –С.16-17.
7. Коржан К.В., Чорней І.І. Класифікація екосистем як основа вивчення фіторізноманіття м. Чернівці // Науковий вісник Чернівецького національного університету. Збірник наукових праць. – Вип. 145. Біологія. – Чернівці: «Рута», 2008. – С. 46-49.
8. Мосякін С.Л., Яворська О.Г. Оцінка процесів натуралізації здичавілих інтродуцентів північноамериканського походження на території Київської агломерації // Науковий вісник Чернівецького національного університету. Збірник наукових праць. – Вип. 416. Біологія. – Чернівці: «Рута», 2008. – С. 15-20.
9. Протопопова В.В. Синантропна флора України и пути ее развития. – К. Наук.

- думка, 1991. – 204 с.
10. Хлистун Н.Я. Адвентивна флора м. Чернівці. – автореф. дис. ... канд. біол. наук. – Київ, 2006. – 20 с.
 11. Хлистун Н.Я. Експансія американських видів в урбанофлору міста Чернівці // Наукові осеро́ви збереження біотичної різноманітності / Тематичний збірник Інституту екології Карпат НАН України. – Вип.5. – Львів: «Ліґа-Прес», 2004. – С.206-209.
 12. Herlich F. Flora der Bukowina. – Leipzig, 1859. – 460 s.
 13. Knapp J. A. Die bicher behanuten Pflanze Goliciens aun der Bucovina. Wien, 1872. – 267s.
 14. Mosyakin S., Fedoronchuk M. Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. – Kiev, 1999. – 346 p.
 15. Ronald P. Overton. *Acer negundo* L. – режим доступу до статті: http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics_manual/Volume_2/acer/negundo.htm
 16. Rudolph K. Vegetationsskizze der Umgebung von Chernowitz // Verh der k. h. zool.-bot. Gesell, Wien, 1911. – 61. – P.64-117.
 17. <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=572>
 18. <http://wisplants.uwsp.edu/scripts/detail.asp?SpCode.-Echlob>
 19. <http://wisplants.uwsp.edu/scripts/detail.asp?SpCode=HELTUB>
 20. <http://www.npwrc.usgs.gov/resource/plants/flora/mw/species/amarretr.htm>
 21. <http://www.npwrc.usgs.gov/resource/plants/wildflwr/species/solicana.htm>
 22. <http://www.rook.org/earl/bwca/nature/herbs/solidagocan.html>
 23. www.eflora.org.florataxon.aspx?flora_id=1&taxon_id=200023888
 24. www.eflora.org.florataxon.aspx?flora_id=1&taxon_id=220004673
 25. http://www.floridata.com/ref/R/rudb_hir.cfm
 26. www.missouriplants.com/Greenalt/Amarathus_albus_page.html
 27. www.missouriplants.com/Others/Asclepias_syriaca_page.html
 28. www.missouriplants.com/whitealt/Conyza_candensis_page.html
 29. www.missouriplants.com/yelowalt/Rudbeckia_laciniata_page.html

*Дослідження проведені за підтримки
Державного фонду фундаментальних досліджень
проект №25.6/015*

THE NORTH AMERICAN ALIEN SPECIES OF THE CHERNIVTSY FLORA

K. Korzhan, I. Chorhej

The information about some North American alien species on the territory of Chernivtsy is given. The data about their distribution, influence on the natural flora and level of their naturalization are present.

*Such species as *Asclepias syriaca*, *Elodea canadensis*, *Oxybaphus nyctagineus* ad *Rudbeckia hirta* are notified to the territory of Chernivtsy at first.*

Key words: alien species, North American species, the urban flora, ecotop.

Одержано редколегією 12.04.2009

СИСТЕМАТИЧНИЙ ТА БІОМОРФОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ МОХОПОДІБНИХ ЛАНДШАФТНОГО ЗАКАЗНИКА ЗАГАЛЬНОДЕРЖАВНОГО ЗНАЧЕННЯ «ЦЕЦИНО»

С.Г. Літвіненко, М.О. Батечко

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, м. Чернівці

На основі систематичного аналізу мохоподібних (надвідділ *Bryobionta*) ландшафтного заказника загальнодержавного значення «Цецино» встановлено, що досліджувана бріофлора налічує 57 видів із 44 родів 26 родин, 4 класів, 2 відділів. Домінують представники відділу *Bryophyta*. Найчисельнішими за кількістю видів є родини *Brachytheciaceae* та *Amblystegiaceae*. Домінуючими за кількістю видів родами є *Brachythecium* Schimp. і *Plagiomnium* T.J. Кор. За формами росту, виділено 5 біоморфологічних груп мохоподібних. Домінують мохи з килимовими формами росту. Розподіл мохоподібних на групи залежно від субстрату, на якому вони зростають, дозволив виділити 6 груп. Домінуючими серед них є європейні мохи (21 вид).

Ключові слова: бріофлора ландшафтного заказника «Цецино», систематичний склад, форми росту.

Вступ. Одним із важливих критеріїв непорушеності фітоценозів є таксономічний склад та біоморфологічні особливості мохоподібних.

Дослідження бріофлори на заповідних територіях України є актуальними. Свідчення цього – наукові праці С. В. Гапона [4] та О.П. Куринчука [5], де висвітлюються результати досліджень бріофлори територій регіональних ландшафтних парків; С. Нипорко [7], В.М. Вірченко та В.М. Любченко [3], Л.Я. Партики [8], присвячені аналізу бріофлори заповідників; В.М. Вірченко [2], в якій аналізуються зміни у таксономічному складі бріофлори та особливості поширення мохів лісопаркової зони м. Києва.

Ландшафтний заказник загальнодержавного значення «Цецино» (площею 430 га) розташований в околицях м. Чернівці (21-25 квадрати Ревнянського лісництва). Основу рослинного покриву заказника складають букові різновікові праліси, представлені чистими і змішаними деревостанами I класу бонітету. У їхньому складі виділені угруповання *Fagetum (sylvaticae) galiosum (odorati)*, *F. caricosum (pilosae)*, *Querceto (roboris)* – *Fagetum (sylvaticae) galeobdolosum (lutei)*, *Q. – F. (nudum)*, *Quercetum (petraea) galiosum (odorati)* та *Q. nudum* (цит. по [6]).

Об'єкт та методи досліджень. Об'єктом досліджень була бріофлора ландшафтного заказника «Цецино». Збір матеріалу проводили протягом 2003-2007 рр. Назви таксонів наведені за М.Ф. Бойко [1], автори назв таксонів – за [11]. Систематичний аналіз здійснювали за вказівками В.М. Шмідта [10].

Результати та їх обговорення. За даними гербарію Чернівецького національного університету (CHER), для території Буковини наводяться 22 види мохоподібних; з них для околиць м. Чернівці – 12 (видові назви подаємо за тими, які вказані у картотеці гербарію): *Eurhynchium striatum*

(Schreb.) Schimp., *Eurhynchium praelongum* (L. Hedw.) Bryol. eur., *Bryum argenteum* L., *Ceratodon purpureus* (L.) Brid., *Pleurozium schreberi* (Willd.) Mitt., *Scleropodium purum* (L.) Limpr., *Fissidens bryoides* (L.) Hedw., *Leucobryum glaucum* (L.) Schimp., *Mnium cuspidatum* Leyss., *M. stellare* Reich, *Pterygoneurum cavifolium* (Ehrh.) Jur., *Syntrichia papillosa* (Wils.) Moenk. Збори датовані 1920-1925 рр., дослідники – А. Mühldorf, М. Guşuleac.

За даними наших досліджень, бріофлора ландшафтного заказника «Цецино» налічує 57 видів із 44 родів 26 родин, 12 порядків, 4 класів, 2 відділів. З них відділ *Marchantiophyta* представлений 2 класами, 5 порядками, 7 родинами, 7 родами і 7 видами; решта представників відносяться до відділу *Bryophyta*.

Найчисельнішими за кількістю видів є родини *Brachytheciaceae* та *Amblystegiaceae*. Одним видом у бріофлорі заказника «Цецино» представлені 16 родин, тобто 61,5 % від загальної кількості родин бріофлори заказника (табл. 1).

Домінуючими за кількістю видів родами є *Brachythecium* Schimp. і *Plagiomnium* T.J. Кор. Більшість родів (34, або 72,3 % від загальної кількості родів бріофлори заказника) представлені 1 видом.

Перші 6 провідних родин бріофлори заказника «Цецино» містять 54,55 % від загальної кількості родів та 57,9 % видів (табл. 2).

Основні «пропорції бріофлори» ландшафтного заказника «Цецино» наступні: середня кількість видів у роді – 1,30, у родині – 2,20, середня кількість родів у родині – 1,70 (табл. 3).

Залежно від умов місцезростань мохоподібні змінюють форму, щільність та висоту дернин. Дослідження структурно-функціональних показників мохового покриву є важливим для прогнозування розвитку бріофлори в умовах антропо-

генно трансформованого середовища і використання адаптаційних реакцій рослин як біомаркерів екологічного стану ценозів [9].

Таблиця 1
Систематичний склад бріофлори ландшафтного заказника «Цецино»

Родина	Рід	Кількість видів
Відділ <i>Marchantiophyta</i> Клас <i>Marchantiopsida</i>		
<i>Marchantiaceae</i>	<i>Marchantia</i> L.	1
<i>Ricciaceae</i>	<i>Riccia</i> L.	1
Клас <i>Jungermanniopsida</i>		
<i>Geocalycaceae</i>	<i>Lophocolea</i> (Dum.) Dum.	1
<i>Plagiochilaceae</i>	<i>Plagiochila</i> (Dum.) Dum.	1
<i>Porellaceae</i>	<i>Porella</i> L.	1
<i>Radulaceae</i>	<i>Radula</i> Dum.	1
<i>Pelliaceae</i>	<i>Pellia</i> Raddi	1
Відділ <i>Bryophyta</i> Клас <i>Polytrichopsida</i>		
<i>Polytrichaceae</i>	<i>Atrichum</i> Hedw.	1
	<i>Polytrichum</i> Hedw.	1
Клас <i>Bryopsida</i>		
<i>Amblystegiaceae</i>	<i>Amblystegium</i> Schimp.	2
	<i>Hygroamblystegium</i> Loeske	1
	<i>Campyliadelphus</i> (Kindb.) R.S. Chopra	1
	<i>Campylium</i> (Sull.) Mitt.	1
	<i>Drepanocladus</i> (Muell. Hall.) G.Roth.	2
	<i>Hygroamblystegium</i> Loeske	1
	<i>Calliergon</i> (Sull.) Kindb.	1
<i>Calliergonaceae</i>	<i>Calliergonella</i> Loeske	1
<i>Hypnaceae</i>	<i>Campylophyllum</i> (Schimp.) M.Fleisch.	1
	<i>Pylaisia</i> Schimp., nom. cons.	1
	<i>Hypnum</i> Hedw.	1
		1
<i>Brachytheciaceae</i>	<i>Brachythecium</i> Schimp.	4
	<i>Brachytheciastrum</i> Ignatov & Huttunen	1
	<i>Sciuro-hypnum</i> Hampe	1
	<i>Cirriphyllum</i> Grout	1
	<i>Pseudoscleropodium</i> (Limpr.) M.Fleisch.	1
	<i>Eurhynchiastrum</i> Ignatov & Huttunen	1
	<i>Oxyrrhynchium</i> (Schimp.) Warnst.	1
	<i>Eurhynchium</i> Schimp.	2
	<i>Kindbergia</i> Ochyra	1
		1
		1
<i>Leskeaceae</i>	<i>Pseudoleskeella</i> Kindb.	1
<i>Hylocomiaceae</i>	<i>Pleurozium</i> Mitt., nom. cons.	1
	<i>Rhytidadelphus</i> (Limpr.) Warnst.	2
<i>Plagiotheciaceae</i>	<i>Plagiothecium</i> Schimp.	2
<i>Pylaisiadelphaceae</i>	<i>Platygyrium</i> Schimp., nom. cons.	1
<i>Thuidiaceae</i>	<i>Thuidium</i> Schimp.	2
<i>Bryaceae</i>	<i>Bryum</i> Hedw.	2
<i>Mielichhoferiaceae</i>	<i>Pohlia</i> Hedw.	1
<i>Plagiomniaceae</i>	<i>Plagiomnium</i> T.J.Kop.	3
<i>Meesiaceae</i>	<i>Leptobryum</i> (Bruch & Schimp.) Wilson	1
<i>Mniaceae</i>	<i>Mnium</i> Hedw.	1
<i>Cinclidaceae</i>	<i>Rhizomnium</i> (Broth.) T.J.Kop.	1
<i>Pottiaceae</i>	<i>Tortella</i> (Muell. Hall.) Limpr.	1
<i>Fissidentaceae</i>	<i>Fissidens</i> Hedw.	1
<i>Dicranaceae</i>	<i>Dicranella</i> (Muell. Hall.) Schimp.	2

Таблиця 2
Спектр провідних родин мохоподібних заказника «Цецино»

№	Родина	Кількість родів		Кількість видів	
		абсолютне число	у %	абсолютне число	у %
1.	<i>Brachytheciaceae</i>	9	20,45	13	22,81
2.	<i>Amblystegiaceae</i>	6	13,64	8	14,04
3.	<i>Hypnaceae</i>	4	9,09	4	7,02
4.	<i>Hylocomiaceae</i>	2	4,55	3	5,26
5.	<i>Polytrichaceae</i>	2	4,55	2	3,51
6.	<i>Plagiomniaceae</i>	1	2,27	3	5,26
	РАЗОМ	24	54,55	33	57,9

Таблиця 3
Пропорції бріофлори ландшафтного заказника «Цецино»

Клас	Кількість родин		Кількість родів		Кількість видів		Пропорції флори	Родовий коефіцієнт
	число	%	число	%	число	%		
<i>Marchantiopsida</i>	2	7,69	2	4,55	2	3,51	1:1:1	1
<i>Jungermanniopsida</i>	5	19,23	5	11,36	5	8,77	1:1:1	1
<i>Polytrichopsida</i>	1	3,85	2	4,55	2	3,51	1:2:2	1
<i>Bryopsida</i>	18	69,23	35	79,54	48	84,21	1:1,9:4,8	2,5
Разом	26	100	44	100	57	100	1:1,7:2,2	1,3

За формами росту досліджувані види поділені на 5 біоморфологічних груп. Найбільше видів характеризуються килимовими формами росту (табл. 4). У даній групі домінують мохоподібні з плоскокилимовою формою росту (75,9 % від кількості видів групи). Це як представники відділу *Marchantiophyta* (*Lophocolea heterophylla* Dum., *Plagiochila porelloides* Dum., *Porella platyphylla* Pfeiff., *Radula complanata* Dum.), так і представники відділу *Bryophyta* (*Amblystegium serpens* (Hedw.) Schimp., *A. subtile* (Hedw.) Schimp., *Campyliadelphus chrysophyllus* (Brid.) R.S. Chopra, *Campylium stellatum* (Hedw.) Lange et C.E. O.Jensen, *Campylophyllum calcareum* (Crundw. & Nyhdm) Hedenäs, *Pylaisia polyantha* (Hedw.) Schimp., *Hypnum cupressiforme* Hedw., *Brachythecium glareosum* (Bruch ex Spruce) Schimp., *Brachytheciastrum velutinum* (Hedw.) Ignatov & Huttunen, *Pseudoleskeella nervosa* (Brid.) Nyholm, *Plagiothecium nemorale* (Mitt.) A.Jaeger, *P. denticulatum* (Hedw.) Schimp., *Platygyrium repens* (Brid.) Schimp. та ін.). Серед них трапляються мезогігрофіти, мезофіти, гігромезофіти та ксеромезофіти.

У вигляді вертикально-галузистого килима ростуть 4 види, які оселяються на ґрунті та гниючій деревині (*Pseudoscleropodium purum* (Hedw.) M.Fleisch.), на гниючій деревині (*Eurhynchiastrum pulchellum* (Hedw.) Ignatov & Huttunen, *Kindbergia praelonga* (Hedw.) Ochyra),

рідше – на виступаючому корінні дерев (*Brachythecium mildeanum* (Schimp.) Schimp.). У вигляді крокуючого килима росте *Cirriphyllum piliferum* (Hedw.) Grout.

Таблиця 4
Розподіл мохоподібних заказника «Цецино» за формами росту

Форма росту	Відділ <i>Marchantiophyta</i>		Відділ <i>Bryophyta</i>	
	число	у %	число	у %
Килимова	6	85,71	23	46
Плетивна	-	-	12	24
Дерниста	-	-	13	26
Дерниста подушка	-	-	1	2
Поодинокі особини	1	14,29	1	2

Плетивними формами росту характеризуються лише представники відділу *Bryophyta*. Серед них домінують рихлоплетивні форми (50 %) – *Hygroamblystegium varium* (Hedw.) Monk., *Eurhynchium striatum* Schimp., *E. angustirete* (Broth.) T.J.Kop., *Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt., *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst., *Rh. triquetrus* (Hedw.) Warnst., які оселяються на ґрунті й гниючій деревині. Формами росту щільне плетиво характеризуються *Calliergon cordifolium* (Hedw.) Kindb., *Drepanocladus polygamus* (Schimp.) Hedenäs, пірчасто-галузисте плетиво – *Thuidium tamariscinum* (Hedw.) Schimp. та *Th. delicatulum* (Hedw.) Schimp. Форма росту розгалужено-гіллясте плетиво властива для *Calliergonella cuspidata* (Hedw.) Loeske та *Hygroamblystegium tenax* (Hedw.) Jernp. Щільноплетивні і розгалужено-гіллястоплетивні мохоподібні ростуть на субстратах підвищеної зволоженості.

Дернисті форми росту притаманні переважно акрокарпним представникам відділу *Bryophyta*. Серед них домінують справжньодернисті (53,85 %) і рихлодернисті (30 %) мохи – *Polytrichum commune* Hedw., *Bryum capillare* Hedw., *Pohlia nutans* (Hedw.) Lindb., *Mnium stellare* Hedw., *Tortella inclinata* (R.Hedw.) Limpr., *Fissidens taxifolius* Hedw. (справжньодернисті); *Rhizomnium punctatum* (Hedw.) T.J.Kop. і види роду *Plagiomnium* T.J.Kop. (рихлодернисті форми). У вигляді щільної дернини трапляється *Dicranella heteromala* (Hedw.) Schimp., відкритої дернини – *Atrichum undulatum* (Hedw.) P. Beauv.

Формою росту дерниста подушка характеризується *Leptobryum piriforme* (Hedw.) Wilson. Поодинокими особинами в угрупованнях серед інших мохів зростає *Bryum pseudotriquetrum* (Hedw.) P.Gaertn.

Досліджувані мохоподібні трапляються на різних субстратах, залежно від чого поділені нами на 6 груп. Найбільшою кількістю видів представлені евритопні мохи, які виявлені на кількох рі-

зних субстратах – на оголеному ґрунті, гниючій деревині, камінні біля потоку та на виступаючому корінні дерев: *Atrichum undulatum* (Hedw.) P. Beauv., *Amblystegium serpens* (Hedw.) Schimp., *A. subtile* (Hedw.) Schimp., *Campylophyllum cal-careum* (Crundw. & Nyhdm) Hedenäs, *Brachythecium mildeanum* (Schimp.) Schimp., *B. rutabulum* (Hedw.) Schimp., *B. glareosum* (Bruch ex Spruce) Schimp., *B. salebrosum* (Hoffm. ex F.Weber & D.Mohr) Schimp., nom. cons., *Brachytheciastrum velutinum* (Hedw.) Ignatov & Huttunen, *Pseudoscleropodium purum* (Hedw.) M.Fleisch., *Eurhynchium striatum* (Hedw.) Schimp., *Bryum capillare* Hedw., *Plagiomnium affine* (Blandow. & Funck) T.J. Kop., *P. undulatum* T.J.Kop., *Leptobryum piriforme* (Hedw.) Wilson, *Dicranella heteromalla* (Hedw.) Schimp. тощо. До епігейних віднесено 19 видів мохів. Враховуючи різноманітність ландшафтів заказника «Цецино», серед мохів-епігеїв нами виділено 2 підгрупи: лісові та епігеї узлісь і луків. Лісовими епігейними мохами є 11 видів, зокрема *Marchantia polymorpha* L., *Pellia epiphylla* (L.) Corda, *Calliergon cordifolium* (Hedw.) Kindb., *Polytrichum commune* Hedw., *Plagiothecium nemorale* (Mitt.) A. Jaeger, *Pohlia nutans* (Hedw.) Lindb., *Rhizomnium punctatum* (Hedw.) T.J.Kop., *Fissidens taxifolius* Hedw., *Dicranella varia* (Hedw.) Schimp. тощо. Оскільки підстилка у буковому лісі перегниває дуже повільно, вказані представники оселяються лише на оголеному ґрунті, тому ступінь покриття ними ділянок невеликий.

Мохи-епігеї узлісь та лук налічують 8 видів, зокрема, *Lophocolea heterophylla* (Schrader) Dum., *Campyliadelphus chrysophyllus* (Brid.) R.S. Chopra, *Cirriphyllum piliferum* (Hedw.) Grout, *Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt., *Rhytidiadelphus triquetrus* (Hedw.) Warnst., *Thuidium tamariscinum* (Hedw.) Schimp., *Tortella inclinata* (R. Hedw.) Limpr. тощо.

Епіфітні мохи у заказнику «Цецино» найчастіше трапляються в нижній частині стовбура дерев та на виступаючому із ґрунту корінні. Це *Radula complanata* (L.) Dum., *Plagiochila porelloides* Dum., *Amblystegium serpens* (Hedw.) Schimp., *Campylium stellatum* (Hedw.) Lange at C.E. O.Jensen, *Pylaisia polyantha* (Hedw.) Schimp., *Hypnum cupressiforme* Hedw., *Sciuro-hypnum populeum* (Hedw.) Ignatov & Huttunen, nom.cons., *Pseudoleskeella nervosa* (Brid.) Nyholm, *Platygyrium repens* (Brid.) Schimp., *Bryum pseudotriquetrum* (Hedw.) P.Gaertn. at al. Рідше мохи-епіфіти поселяються у середній частині стовбурів дуба, бука та ясеня – *Porella platyphylla* Pfeiff., *Brachythecium salebrosum* (Hoffm. ex F.Weber & D.Mohr) Schimp., nom.cons.

Із водних мохів на досліджуваній території

нами виявлено *Riccia fluitans* L. emend. Lorbeer. Мохи заболочених ділянок представлені *Drepanocladus aduncus* (Hedw.) Warnst., *D. polygamus* (B.S.G.) Hedenas, *Hygroamblystegium tenax* (Hedw.) Jenn., *Calliergonella cuspidata* (Hedw.) Loeske.

Таким чином, нами встановлено, що бріофлора ландшафтного заказника «Цецино» представлена кількома біоморфологічними групами, а представники її трапляються на різних субстратах. Ці дані є свідченням значної видової різноманітності бріофлори досліджуваної території і вказують на наявність різноманітних екоотопів у межах заказника «Цецино».

Список літератури

1. Бойко М.Ф. Чекліст мохоподібних України (таксономічний огляд, надвидові таксони) // Чорноморський ботанічний журнал. – 2008. – т.4, № 2. – С. 151-160.
2. Вірченко В.М. Мохоподібні лісопаркової зони м. Києва. – К.: Знання України, 2006. – 32 с.
3. Вірченко В.М., Любченко В.М. Мохоподібні Канівського природного заповідника // Укр. ботан. журн. – 1996. – 53, № 3. – С. 264-273.
4. Гапон С.В. Мохоподібні Диканського регіонального ландшафтного парку та їх участь в утворенні бріоугруповань // Укр. ботан. журн. – 2007. – 64, № 2. – С. 247-257.
5. Куринчук О.П. Мохоподібні регіонального ландшафтного парку «Прип'ять-Стохід» // М-ли І Міжнар. наук.-практ. конф. «Науковий потенціал світу'2004». – т. 1. Біологія. – Дніпропетровськ: Наука і освіта, 2004. – С. 5-6.
6. Ландшафти міста Чернівці: Монографія / За ред. В.М. Гуцуляка. –Чернівці: Рута, 2006. – 168 с.
7. Нипорко С. Ареалогічний аналіз та розподіл за субстратами печіночних мохів природного заповідника «Горгани» // Матеріали конфер. молодих вчених-ботаніків України «Актуальні питання ботаніки та екології». – Ніжин, 1999. – С. 50-51.
8. Партика Л.Я. Мохоподібні природно-заповідних територій центральної частини південного берега Криму // Укр. ботан. журн. – 1994. – 51, № 213. – С. 217-224.
9. Рабик І.В., Щербаченко О.І., Данилків І.С. Стан мохового покриву на дегазованих територіях, які утворюються внаслідок добування природних сірчаних відкладів // Матеріали конф. «Біологія: від молекули до біосфери». – Харків, 2007. – С. 408-409.
10. Шмидт В.М. Статистические методы в сравнительной флористике. – Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 1980. – 176 с.
11. Hill M.O., Bell N., Bruggeman-Nannenga M.A., Brugges M., Cano M.J., Enroth J., Flatgerg K.I., Frahm J.-P., Gallego M.T., Garilleti R., Guerra J., Hedena L., Holyoak D.T., Hyvonen J., Ignatov M.S., Lara F., Mazimpaka V., Munoz J., Soderstrom P. An annotated checklist of the mosses of Europe and Macaronesia // Journal of Bryology. – 2006. – vol. 28. – P. 198-267.

SYSTEMATIC AND BIOMORPHOLOGICAL ANALYSES OF MOSSES OF LANDSCAPE RESERVATION “CECINO”

S.G. Litvinenko, M.O. Batechko

As a result of our expeditions 57 species of Bryobionta of landscape reservation “Cecino” are found. They are belongs to 44 genus, 26 families, 4 classis. Mosses of Bryophyta are dominated. Leading in the species’ quantity are Brachytheciaceae and Amblystegiaceae families. Leading genus in the species’ quantity are Brachythecium Schimp. and Plagiomnium T.J.Kop. In relation to the morphological special features (growth form) 5 groups of mosses are noticed. Most of them are epiphytic mosses which formed carpet growth form. Mosses with flat-carpet growth form are dominated among them. 6 groups of Bryobionta different for their growing substrate are noticed. Mosses which growing in several substrates are dominated among them (21 species).

Key words: brio flora of landscape reservation “Cecino”, systematic stock, growth forms.

Одержано редколегією 05.02.2009

ДЕЯКІ АСПЕКТИ ФОРМУВАННЯ ЛОКАЛЬНОЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ МЕРЕЖІ (НА ПРИКЛАДІ ТЕРИТОРІЇ «СТРІЛЕЦЬКИЙ КУТ», ЧЕРНІВЕЦЬКА ОБЛАСТЬ)

І.І. Чорней¹, В.В. Буджак¹, І.В. Скільський²

¹Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, м. Чернівці

²Чернівецький краєзнавчий музей

З'ясовано основні шляхи формування локальної екологічної мережі на прикладі території «Стрілецький Кут», як основи для розробки та формування регіональної схеми екомережі. Детально охарактеризовано основні структурні одиниці екомережі (ключові території, сполучні території, відновлювальні території) та досліджено раритетний компонент флори та фауни цих елементів.

Запропоновано ключові етапи в рамках стратегії проектування екомережі на локальному рівні та проект плану заходів із формування та підтримки локальної екомережі «Стрілецький Кут» на період до 2015 р.

Ключові слова: екомережа, Стрілецький Кут, ключові території, сполучні території, відновлювальні території

Вступ. Загальновідомо, що однією з найбільш ефективних форм охорони цінних природних об'єктів і територій є їх заповідання. Створення заповідних територій необхідне для збереження, насамперед, рідкісних і зникаючих видів рослинного та тваринного світу, унікальних ландшафтних ділянок, геологічних і палеонтологічних об'єктів тощо. Особливе значення для подальшого розвитку заповідної справи мають наукові дослідження з проблем удосконалення економічних, правових, екологічних і організаційних засобів збереження та відновлення біологічного різноманіття та природних комплексів, розробка критеріїв наукової, екологічної, рекреаційної й соціальної оцінки охоронюваних територій, проведення середньо- і великомасштабного вивчення й картографування природних комплексів та їх компонентів, розроблення наукових основ охорони довкілля, збереження різних типів природних комплексів і створення геоінформаційних систем [15]. Надзвичайно важливе місце в цьому аспекті займає створення та функціонування екологічної мережі. Адже її основою як в окремих регіонах, так і в Україні загалом є заповідні об'єкти різного рангу, що забезпечує екологічну рівновагу.

Ідея екологічної мережі – одна з найбільш фундаментальних ідей останніх десятиліть у сфері теоретичної та прикладної екології. Її основна суть полягає у створенні з'єднаних між собою природних ділянок [27]. Така мережа включає ключові території «екологічні ядра» (заповідні території), сполучні території («екологічні коридори») – цінні природні ділянки, що поєднують між собою ядра, та «буферні зони» – території, які слугують для захисту екоядер і екокоридорів від зовнішнього впливу. Створення екологічної мережі дає змогу забезпечити збере-

ження як біорізноманіття та екосистем в цілому, так і ценотичної повночленності, компонентів популяцій і збереження генофонду цінних представників флори і фауни зокрема. Основними її складовими є заповідні території різного рангу, а також усі інші ділянки природного рослинного покриву [9].

Формування екомережі як системи природних, напівприродних та антропогенно перетворених територій, яка повинна забезпечити збереження всього комплексу екосистем, біологічних видів та їхнього генетичного різноманіття є довготривалим процесом. Він потребує вирішення значної кількості завдань. Серед них важливе місце займає наукове забезпечення створення та функціонування екомережі. Ботанічні й зоологічні дослідження необхідні з метою реалізації таких завдань [25]:

- формування оптимальних схем національної, регіональних і локальних екомереж, їх удосконалення й узгодження з Всеевропейською екомережею;
- розроблення й удосконалення критеріїв виокремлення елементів екомережі, їх оптимальної конфігурації;
- постійне спостереження за станом рослинного (флора, синтаксономічний склад) та тваринного (фауна, населення) світу в межах різних елементів екомережі.

Розроблення регіональної схеми екомережі необхідного рівня глибини з детальною характеристикою всіх її елементів неможливе без формування локальних екомереж [27]. Тому після першої стадії, результатом якої є розробка перспективної попередньої схеми регіональної екомережі з відповідними територіальними елементами (ключові території, сполучні території, буферні зони, відновлювальні території), наступ-

ним етапом повинна бути розробка детальних схем локальних екомереж. При проектуванні таких схем наводиться різностороння характеристика всіх їх складових [14]. Отже, головне завдання нашої роботи полягало в тому, щоб з'ясувати основні шляхи формування локальної екологічної мережі на прикладі території «Стрілецький Кут» (околиці однойменного села в Кіцманському районі та прилеглі ділянки).

Результати й обговорення. Локальна територія «Стрілецький Кут» знаходиться в межах двох природних районів Прут-Сіретської підвищеної погорбованої лісо-лучної фізико-географічної області [8]. Їх коротку характеристику наводимо нижче.

Чернівецький вододільний горбисто-грядовий лісовий природний район утворює центральну частину Прут-Сіретської міжрічної височини і займає 13% її площі. Межі чіткі: на півночі – р. Прут, на заході, півдні та сході – круті схили височини. Висоти змінюються від 170–180 м н. р. м. в руслі р. Прут до 537 м – г. Цецина. Поверхня структурно-скульптурної височини інтенсивно розчленована поперечними і поздовжніми долинами та балками, схили яких ускладнені багатоярусними зсувами. В умовах надмірного зволоження сформувалися хвойно-широколистяні лісові довкілля. Ліси в районі займають до 47% площі, орні угіддя – до 25%, луки – до 14%, населені пункти – до 12% [1].

Брусницький грядово-котловинний лісолучний природний район займає до 17% площі території Чернівецької області. Його межі добре виражені: на заході і півночі – річки Черемош і Прут, на сході – круті схили Чернівецької височини, на півдні – схили Брусницької височини, що піднімається над терасами р. Сірет. Висоти змінюються від 180–200 м н. р. м. на півночі біля русла р. Прут до 480–490 м на півдні у смузі вузьких крутосхиливих гряд. Поверхня асиметрична: північний схил широкий і складно терасований, який утворює смугу терасових і високих рівнин, південний схил – високий, вузький, круто обривається до терас р. Сірет. Поверхня інтенсивно розчленована долинами притоків Пруту і багатоярусними зсувами. Клімат тут теплий, помірно вологий. Гідротермічні умови сприятливі для панування широколистяних лісів і мезофільних злаково-різнотравних луків, а також для формування дерново-підзолистих поверхнево оглених ґрунтів. Унаслідок цього фоновим тут є тип лучно-широколистяних лісових довкілля. На терасах Пруту і Черемошу, алювій яких перекритий лесоподібними суглинками, відчувається вплив сусідніх подільських районів, тобто поширені лісостепові ландшафти. Орні угіддя в районі займають до 46%, ліси – до 23%, населені пункти –

до 18%, луки – близько 10% площі [1].

Нами узагальнені матеріали польових досліджень, зібрані протягом останніх двох десятиліть, а також опрацьовані найрізноманітніші літературні джерела та музейні колекції (гербарії). Екомережа в межах локальної території «Стрілецький Кут» складається з наступних основних елементів.

Ключові території

Основними структурними елементами екомережі є ключові території (біоцентри), які відповідно до територіального рівня можуть бути біосферними, континентальними, національними, регіональними й місцевими [27]. Значна частина локальної екомережі «Стрілецький Кут» розташована в межах регіонального ландшафтного парку «Чернівецький» – ключової території регіонального рівня [5–7].

Біоцентр (природне ядро локальної екомережі) – це територіально замкнута ділянка із природною або близькою до неї рослинністю, важлива для збереження генофонду ландшафту, яка має оптимізуючий вплив на прилеглі території [27]. В умовах агроландшафту в якості біоцентрів можуть бути окремі (острівні) ліси, гаї, ділянки степів і лук, боліт та іншої природної рослинності. В урболандшафті – це парки, лісопарки, сквери, присадибні зелені насадження [19]. У межах локальної екомережі «Стрілецький Кут» на території, покритій лісом, на предмет відповідності вимогам, які застосовуються до природних ядер, слід передусім перевірити об'єкти природно-заповідного фонду. Такими об'єктами в межах локальної екомережі (рис. 1) є заказник «Цецино», заповідне урочище «Ринва» та пам'ятка природи «Буково-дубова ділянка» [4; 11; 18]. Нижче наводимо їх загальну характеристику.



Рис. 1. Розташування ключових територій локальної екомережі «Стрілецький Кут»: 1 – Цецино, 2 – Прутська, 3 – Ринва, 4 – Спаська, 5 – Бовчиха, 6 – Дубово-букова ділянка.

Цецино – ключова територія регіонального рівня. Це ландшафтний заказник загальнодержавного значення. Знаходиться в Рівнянському

лісництві (кв. 21–25), площа 430,0 га [17; 26]. Згідно типології ключових територій за площею належить до відносно великих, за формою – до прямокутних з перевагами для видів внутрішнього ядра. Являє собою лісовий масив, який вкриває привершинну частину г. Цецина (її північно-західні, північні, північно-східні та південно-східні макросхили, густо розсічені ярами й ускладнені зсувами) – найвищої точки (537 м н. р. м.) Чернівецької височини і Буковинського Передкарпаття [19]. Основу рослинності заповідного об'єкта складають букові різновікові праліси, представлені чистими і змішаними деревостанами I класу бонітету [24]. Біля підніжжя схилу в западинах, на зволжених місцях трапляються фрагменти лісів формації вільхи чорної. Заказник «Цецино» належить до числа найбільш цінних у соцологічному відношенні заповідних об'єктів Буковини, які забезпечують охорону лісових екосистем. Необхідно також зазначити, що заказник є одним з популярних місць відпочинку жителів Чернівців, поряд розташовані дачні ділянки [26]. У зв'язку з цим він зазнає відчутної рекреаційної дигресії, що негативно впливає на стан збереження видів та угруповань, які тут охороняються [19].

«Прутська» – ключова територія локального рівня. Зазначена ділянка є частиною Прутського долинно-річкового екокоридору [5]. Загалом, часто в межах сполучних територій регіонального, міжрегіонального та національного рівнів знаходяться низка біоцентрів (природних ядер локальної екомережі), а також локальних сполучних територій. Таким чином, забезпечується міграційна зв'язаність таких значних за площею і, як правило, фрагментованих ділянок, якими є сполучні території регіонального, міжрегіонального та національного рівнів. Прутська ключова територія локальної екомережі «Стрілецький Кут» якраз і є частиною сполучної території регіонального та міжрегіонального рівнів [19]. Русло р. Прут на цій ділянці має ще гірський характер. Дно його кам'янисте. Галечникові та піскові острови місцями ділять русло на рукави. Аналогічні невеликі наноси поширені також у прирусловій частині долини річки. На таких островах і притерасових наносах поширені чорновільшняки з домішкою вільхи сірої, а також вербові ліси. Іноді трапляються зарості мірикарії германської. Часто тут також зустрічаються піонерні трав'янисті угруповання, які складаються з різних за походженням видів. Гірські води приносять насіння гірських рослин, а з прилеглих схилів сюди потрапляє насіння багатьох лучних флористичних елементів. У прирусловій частині наявні стариці, де трапля-

ються різні гідрофільні види рослин. Загалом, рослинність долини р. Прут у межах Прутської ключової території, яка є частиною Прутської сполучної території, є генетично неоднорідною і репрезентована різними рослинними комплексами: лісовим, лучним, болотним, водним, псамофітним, які включають чимало ценотичних відмін [24].

«Ринва» – ключова територія локального рівня. Це заповідне урочище знаходиться в Ревнянському лісництві (кв. 8, л. д. 2 і 7); його площа сягає 33,0 га [11; 16]. Згідно типології природних ядер за площею належить до середніх, за формою – до прямокутних з перевагами для видів внутрішнього ядра. Займає схил північної експозиції крутизною 10–15° та його підніжжя. Заповідна ділянка має передусім лісівниче значення. Тут охороняється корінний буковий деревостан віком 100–120 років. У складі деревостану до традиційних супутників бука належать дуб звичайний, граб звичайний, клен гостролистий, явір, черешня й інші. На території заповідного урочища окремими біогрупами по 30–40 дерев ростуть лісокультури модрина європейської та сосни звичайної. Крім того, у складі деревостану трапляються поодинокі дерева береки [27].

Ревнянська ключова територія локального рівня. Це проектований ботанічний заказник. Згідно типології природних ядер за площею належить до середніх, а за формою – до «зубчастих», яка сприятлива для узлісних видів і для міграційних представників фауни. Являє собою сінокісну луку, оточену лісом зі складним мікрорельєфом. Стрімкі схили тут чергуються з виположеними ділянками і заболоченими западинами. Екотопічне різноманіття сприяє формуванню ценотичного різноманіття. Рослинність цього урочища являє собою мозаїку справжніх та остепнених лучних ділянок, заболочених лук, евтрофних і мезотрофних боліт [19]. Загалом, урочище «Спаська», з урахуванням флористичного багатства, є однією з найцінніших у соцологічному відношенні лучних ділянок Буковинського Передкарпаття.

«Бовчиха» – ключова територія локального рівня. Це проектований іхтіологічний заказник [19]. Зазначена ділянка є частиною Прутської ключової території локального рівня і Прутської долинно-річкової сполучної території. Русло р. Прут на цій ділянці має ще гірський характер [5]. Дно його кам'янисте. Галечникові і піскові острови місцями ділять русло на рукави. Такі невеличкі галечникові і піскові наноси поширені також у прирусловій частині долини річки. Вони є зручним місцем для нересту багатьох цінних промислових, а також рідкісних і зникаючих видів риби [13].

«Дубово-букова ділянка» – ключова територія локального рівня. Це ботанічна пам'ятка природи місцевого значення, яка знаходиться в Ревнянському лісництві (кв. 5, л. д. 2) [11; 16]. Згідно типології природних ядер за площею належить до маленьких, за формою – до прямокутних з перевагами для видів внутрішнього ядра. Заповідна ділянка являє собою букову діброву з домішкою граба звичайного. Трав'яний покрив зріджений у зв'язку з добре розвинутим підросом бука. Відбувається поступова заміна буково-дубового насадження на дубово-букове. Середній вік дуба понад 200 років, бука – більше 100 років. Повнота насадження 0,4–0,6. Крім лісівничого значення як еталонне насадження корінного типу, наукового – як об'єкт для спостереження взаємодії дуба і бука, має неабияке естетичне значення [19].

Сполучні території

Сполучна територія (екологічний коридор) – це ділянка видовженої форми з природною або близькою до неї рослинністю, уздовж якої можливе розселення (міграція) видів, обмін генетичним матеріалом та інші зв'язки між біоцентрами [28]. З урахуванням ієрархічного характеру екомережі, екологічні коридори ділять на три масштабних типи: локальні, внутрірегіональні й міжрегіональні (національного, континентального значень тощо).

Локальні екологічні коридори в більшості випадків невеликі за довжиною і шириною. Але це залежить від характеру ландшафту і рівня антропогенної перетвореності ділянки, в межах якої здійснюється проектування локальної екомережі [9]. В агроландшафті – це заліснені або залужені схили і днища лінійних ерозійних форм (ярів, балок), водоохоронні зони річок, самі річкові долини і, загалом, будь-які видовжені ділянки з природним рослинним покривом. У міському ландшафті роль екокоридорів можуть виконувати алеї, бульвари, озеленені вулиці, по яких можлива міграція, наприклад, птахів і комах від одного біоцентра до іншого.

Крім забезпечення міграції і розселення видів, сполучні території виконують наступні функції: бар'єрна (затримка поверхневого водного стоку з речовинами, якими він забруднений), екотопічна (місцезростання й місце проживання багатьох видів рослин і тварин, перш за все «узлісних»), оптимізуючого впливу на прилеглі сільськогосподарські угіддя, естетична, водоохоронна та протиерозійна [28].

Під час проектування екомереж основні зусилля повинні бути пов'язані з визначенням екокоридорів, кожен з яких є досить унікальним за умовами міграції та розселення видів й іншими виконуваними функціями [5–7]. У зв'язку з цим,

необхідна типологія екокоридорів за ознаками, важливими для проектування. Функціонування екокоридорів суттєво залежить від їхніх геометричних і метричних особливостей [27]. З геометричних особливостей важливе значення має характер територіальної цілісності екокоридору. У зв'язку з цим виділяють екокоридори суцільні й архіпелагоподібні.

Екокоридори локальної екомережі переважно мають суцільний характер, іноді вони можуть бути архіпелагоподібного типу з невеликими «розривами» відстанню до 200 м. З метричних особливостей екокоридорів найбільше значення має їхня ширина. Вона визначає: різноманіття едафічних умов усередині екокоридору; кількість особин і видів, які можуть мігрувати по ньому; наявність узлісного ефекту; можливість для окремих особин і популяцій поселятися всередині екокоридору і не мігрувати за його межі.

Пропонується наступна типологія екокоридорів за шириною [28]: лінійні – ширина до 200 м, мають локальне значення; вузькі смугові – ширина 200–500 м, мають локальне значення; широкі смугові – ширина 0,5–2,0 км, мають внутрірегіональне значення; вузькі поясні – ширина 5–15 (20) км, мають внутрірегіональне і частково міжрегіональне значення; широкі поясні – ширина 15(20)–100 км, мають міжрегіональне значення; надширокі поясні – ширина понад 100 км, мають міжрегіональне (біосферне) значення. В екокоридорах лінійного типу практично відсутня різниця між його осьюовою і периферійною частинами. Ширина смугових коридорів дозволяє сформуватися його специфічній внутрішній (осьовій) зоні та периферійним, де проявляється крайовий (узлісний) ефект. Поясні екокоридори в більшості випадків складаються з мережі лінійних, вузьких і широких смугових екокоридорів, сукупність яких забезпечує виконання міграційних функцій у регіональному та міжрегіональному масштабах [28].

За розташуванням розрізняють такі типи екокоридорів: плакорні, долинні, яружно-балочні, схиліві, заплавні, терасні й літоральні. За домінуючою функцією, яку вони виконують, існує наступна типізація: біотично-міграційні, протиерозійні, водозахисні, схилостабілізуючі, протишумові та протидефляційні.

Головним критерієм, за яким виділяються екокоридори, є міграційний [9]. Це пов'язано з тим, що основна функція екокоридорів – забезпечення просторових зв'язків між біоцентрами (природними ядрами). Для цього необхідно дотриматися таких умов [28]:

- довжина екокоридору не перевищує віддалі, на яку мігрують більшість видів з біоцентрів;

- ширина коридору дозволяє популяціям ефективно використовувати його як канал міграції і розселення;

- едафічні умови екокоридору аналогічні або близькі до едафічних умов тих біоцентрів, які вони зв'язують;

- всередині екокоридору немає міграційних бар'єрів та інших факторів, які перешкоджають міграції й розселенню більшості видів.

Відповідно до наведених вище факторів Ю.Р. Шеляг-Сосонко зі співавторами [28] сформулював критерії вибору території екокоридорів: ефективної довжини, ефективної ширини, екологічності, територіальної зв'язаності та гідроекологічності.

Разом з тим, екокоридори можуть мати й самостійне значення як центри біологічного та ландшафтного різноманіття. Це стосується передусім русел і долин річок, а в нашому випадку, зокрема, Прутського долинно-річкового екокоридору, який виступає біоцентром (ключовою територією) на локальному рівні [14].

У складі екомережі локального рівня «Стрілецький Кут» виділені наступні екокоридори (рис. 2).



Рис. 2. Розташування сполучних територій локальної екомережі «Стрілецький Кут»: I – Прутська, II – Екотонна, III – Цецинсько-Спаська, IV – Спасько-Прутська, V – Стрілецько-Прутська, VI – Цецинсько-Прутська.

Прутська (регіональна) заплавно-русова сполучна територія. Зазначена ділянка є частиною Прутського природного ядра локального рівня [5]. Загалом, як вже зазначалося вище, часто в межах екокоридорів різних рівнів знаходиться низка біоцентрів (природних ядер локальної екомережі), а також локальних екокоридорів. У відповідний спосіб забезпечується міграційна зв'язаність таких значних за площею і, як правило, фрагментованих ділянок. Прутське природне ядро локальної екомережі «Стрілецький Кут» саме і є частиною екокоридору регіонального та міжрегіонального рівнів [19].

Екотонна (локальна) схилово-терасова

сполучна територія. Охоплює узлісся, прилеглі лучні ділянки, схили, часто порослі чагарниками [14]. Домінуючими є екотонні угруповання. Виконує такі функції: міграційну, екологічну, оптимізуючого впливу на прилеглі сільськогосподарські угіддя, естетичну, водоохоронну і протиерозійну. За характером територіальної цілісності є переважно суцільним, за шириною місцями є вузьким, а місцями широким смуговим. За розташуванням – це терасовий екокоридор, якому притаманні майже всі основні функції екокоридорів.

Цецинсько-Спаська (локальна) горбисто-грядова сполучна територія. Більша частина території вкрита лісом. В основному це букові ліси. Часто як домішка трапляється дуб звичайний. Місцями є невеличкі лучні ділянки, уздовж доріг формуються екотонні угруповання узлісного типу. Вони є початком екокоридору регіонального рівня, який пролягає лісами Чернівецької височини. Крім міграційної, виконує функції: екологічну, естетичну, водоохоронну та протиерозійну. За територіальною цілісністю належить до суцільних екокоридорів. Згідно типології екокоридорів за шириною належить до вузьких смугових. За розташуванням належить до схилових екокоридорів.

Спасько-Прутська (локальна) долинно-річкова сполучна територія «Ревняк». Стрілецько-Прутська (локальна) долинно-річкова сполучна територія. Цецинсько-Прутська (локальна) долинно-річкова сполучна. Зазначені екокоридори пролягають долинами малих річок (потоків) – правих приток р. Прут. Їхні витoki й верхня частина течії розташовані в межах лісових масивів, а середня й нижня частини протікають через лучні схили, села, перші надзаплавні тераси та заплаву р. Прут.

Буферні зони, відновлювані території

Для повноцінного виконання відповідних функцій уздовж виділених екокоридорів необхідне облаштування буферних зон і відновлюваних територій.

Буферні зони – забезпечують захист територіальних елементів екомережі. Вони повинні попереджувати або пом'якшувати зовнішні загрози для екокоридорів і природних ядер. У зв'язку з цим вони мають бути різними за шириною, режимом господарського використання й охорони залежно від типу екокоридору чи природного ядра [28].

Зони відновлення – території, які в даний період не відповідають вимогам ні буферних зон, ні екокоридорів, ні природних ядер, але при певних перетвореннях можуть ними стати. Зони відновлення є потенційним резервом, за рахунок якого можливе розширення екомережі в майбут-

ньому [28]. Зокрема, в лісових масивах – це вирубки, де ще не сформувався зімкнутий деревостан. У долинах річок – ділянки зі зруйнованим природним рослинним покривом, але існуючою можливістю його відновлення. Таким чином, буде забезпечено більш повноцінне функціонування екокоридору, природного ядра чи буферної зони.

Для того, щоб та чи інша ділянка відповідала критеріям природних ядер, екокоридорів чи буферних зон, часто необхідно провести певні заходи:

- відновлення природної рослинності шляхом залуження чи заліснення;
- реінтродукція (реакліматизація) окремих видів (як правило це стосується рідкісних і зникаючих);
- зміна режиму чи способів господарської діяльності на цій ділянці (зменшення пасовищного навантаження, заміна випасу сінокошенням, переведення з лісів другої групи в першу, заміна суцільних рубок на поступові).

Нижче наводимо стислу характеристику пропонуваніх для локальної екомережі «Стрілецький Кут» відновлюваних територій (рис. 3):



Рис. 3. Розташування відновлюваних територій локальної екомережі «Стрілецький Кут» (пояснення в тексті).

- Вт. 1 – являє собою суцільну вирубку;
 Вт. 2 – ділянка з сильно розвинутими ерозійно-зсувними процесами;
 Вт. 3 – ділянка з сильно розвинутими ерозійно-зсувними процесами;
 Вт. 4 – кар'єр для добування глини для цегляного заводу;
 Вт. 5 – ділянка з розвинутими ерозійно-зсувними процесами;
 Вт. 6 – сільськогосподарські угіддя (рілля);
 Вт. 7 – територія, яка раніше використовувалась як автодром;
 Вт. 8 – старий запущений сад;
 Вт. 9 – стихійне сміттєзвалище на місці гравійно-піщаного кар'єру.

Раритетна флора

Розташування Чернівців на межі двох фізико-географічних країн – Східно-Європейської платформенно-рівнинної та Карпатської гірсько-складчастої, межа яких проходить по р. Прут, зумовлює значне екологічне різноманіття цієї території і, відповідно, синтаксономічне багатство рослинного покриву (зокрема, й у межах західних околиць міста). Тут наявні угруповання лісового, лучного й болотного типів рослинності, водні та прибережно-водні фітоценози, невеличкі ділянки степової рослинності, а також порівняно значні за площею синантропні угруповання. Таке ценотичне різноманіття зумовлене, крім того, наявністю ділянок із природним рослинним покривом й антропогенно перетвореним [24].

За результатами опрацювання кількох десятків літературних джерел і матеріалів, що зберігаються у фондах гербаріїв Чернівецького національного університету ім. Юрія Федьковича (CHER), Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України (KW), Державного природознавчого музею НАН України (LWS), а також на основі даних, отриманих під час проведення польових досліджень, у межах локальної пробної території «Стрілецький Кут» виявлено низку видів судинних рослин, які занесені на сторінки третього видання Червоної книги України [20], до Європейського червоного списку [30], Червоного списку Міжнародного Союзу охорони природи (МСОП) [29], в Додаток I до Бернської конвенції [3] та до Конвенції про міжнародну торгівлю видами дикої фауни і флори, що знаходяться під загрозою зникнення (CITES) [2] (табл. 1). Крім того, тут встановлена наявність флористичних елементів, які підлягають регіональній охороні [25] (табл. 2).

Таблиця 1

Судинні рослини локальної екомережі «Стрілецький Кут», які підлягають охороні за національними та міжнародними критеріями

Вид	Созологічний статус				
	ЧКУ	ЄСЧ	ЧС МСОП	БЕРН	CITES
<i>Diphasiastrum complanatum</i> (L.) Holub	+	–	–	–	–
<i>Huperzia selago</i> (L.) Bernh. ex Schrank et Mert.	+	–	–	–	–
<i>Pulsatilla grandis</i> Wend.	+	–	–	+	–
<i>Lunaria rediviva</i> L.	+	–	–	–	–
<i>Chamaecytisus albus</i> (Hacq.) Rothm.	+	–	–	–	–
<i>Ch. podolicus</i> (Blocki) Klaskova	+	+	+	–	–
<i>Staphylea pinnata</i> L.	+	–	–	–	–
<i>Atropa belladonna</i> L.	+	–	–	–	–
<i>Scopolia carniolica</i> Jacq.	+	–	–	–	–
<i>Colchicum autumnale</i> L.	+	–	–	–	–
<i>Lilium martagon</i> L.	+	–	–	–	–
<i>Allium ursinum</i> L.	+	–	–	–	–

<i>Galanthus nivalis</i> L.	+	–	–	–	+
<i>Crocus heuffelianus</i> Herb.	+	–	–	–	–
<i>Lathyrus laevigatus</i> (Waldst. et Kit.) Fritsch	+				
<i>Muscari botryoides</i> (L.) Mill.	+				
<i>Gladiolus imbricatus</i> L.	+				
<i>Gymnadenia densiflora</i> L.	+				
<i>Cephalanthera damasonium</i> (Mill.) Druce	+	–	–	–	+
<i>C. longifolia</i> (L.) Fritsch	+	–	–	–	+
<i>C. rubra</i> (L.) Rich.	+	–	–	–	+
<i>Corallorhiza trifida</i> Chatel.	+	–	–	–	+
<i>Cypripedium calceolus</i> L.	+	–	–	+	+
<i>Dactylorhiza fuchsii</i> (Druce) Soo	+	–	–	–	+
<i>D. incarnata</i> (L.) Soo	+	–	–	–	+
<i>D. maculata</i> (L.) Soo	+	–	–	–	+
<i>D. majalis</i> (Reichenb.) P.F. Hunt et Summerhayes	+	–	–	–	+
<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Cranz	+	–	–	–	+
<i>E. palustris</i> (L.) Cranz	+	–	–	–	+
<i>E. purpurata</i> Smith	+	–	–	–	+
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R. Br.	+	–	–	–	+
<i>G. odoratissima</i> (L.) Rich.	+	–	–	–	+
<i>Listera ovata</i> (L.) R. Br.	+	–	–	–	+
<i>Neottia nidus-avis</i> (L.) Rich.	+	–	–	–	+
<i>Orchis militaris</i> L.	+	–	–	–	+
<i>O. morio</i> L.	+	–	–	–	+
<i>O. purpurea</i> Huds.	+	–	–	–	+
<i>O. signifera</i> Vest.	+	–	–	–	+
<i>O. ustulata</i> L.	+	–	–	–	+
<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich.	+	–	–	–	+
Всього: 40	40	1	1	2	23

Примітка. ЧКУ – Червона книга України, ЄЧС – Європейський червоний список, ЧС МСОП – Червоний список Міжнародного Союзу охорони природи, БЕРН – Бернська конвенція, CITES – Конвенція про міжнародну торгівлю видами дикої фауни і флори.

Таблиця 2

Судинні рослини локальної екомережі «Стрілецький Кут», які підлягають регіональній охороні

Вид	Мотиви охорони			
	рідкісні	зникаючі	релікти	погранично-ареальні
<i>Equisetum telmateia</i> Ehrh.	–	–	+	–
<i>Ophioglossum vulgatum</i> L.	–	+	+	–
<i>Phyllitis scolopendrium</i> (L.) Newm.	+	+	+	–
<i>Anemone sylvestris</i> L.	–	+	–	–
<i>Dianthus stenocalix</i> L.	+	–	–	+
<i>Chymaphylla umbellata</i> L.	+	+	+	–
<i>Potentilla alba</i> L.	–	+	–	–
<i>Gentianopsis ciliata</i> (L.) Ma	–	+	–	+
<i>Pedicularis haquetii</i> Graf	+	+	–	+
<i>Adenophora lilifolia</i> (L.) A. Dc.	+	–	–	+
<i>Aster amellus</i> L.	–	+	–	+
<i>Scorsonera humilis</i> L.	+	–	–	–
<i>S. purpurea</i> L.	+	–	–	–
<i>Senecio umbrosus</i> Waldst. et Kit.	–	+	–	–
<i>Serratula tinctoria</i> L.	–	+	–	–
<i>Leopoldia comosa</i> (L.) Parl.	–	+	–	–
Всього: 16	7	11	4	5

У табл. 3 і 4 наведено розподіл раритетних видів рослин локальної пробної території «Стрілецький Кут» на групи за рівнями рідкісності,

враховуючи наступні критерії: унікальні – відомі в межах локальної пробної території з одного місцезнаходження; дуже рідкісні – відомо до 5 місцезнаходжень; рідкісні – відомо до 10 місцезнаходжень; трапляються спорадично – відомо до 20 місцезнаходжень.

Таблиця 3

Розподіл судинних рослин локальної екомережі «Стрілецький Кут» на групи за особливостями поширення

Вид	Хорологічні групи (мотиви охорони)			
	унікальні	дуже рідкісні	рідкісні	трапляються спорадично
<i>Diphasiastrum complanatum</i> (L.) Holub	–	+	–	–
<i>Huperzia selago</i> (L.) Bernh. ex Schrank et Mert.	+	–	–	–
<i>Pulsatilla grandis</i> Wend.	–	+	–	–
<i>Lunaria rediviva</i> L.	–	+	–	–
<i>Chamaecytisus albus</i> (Hacq.) Rothm.	–	+	–	–
<i>Ch. podolicus</i> (Blocki) Klaskova	+	–	–	–
<i>Staphylea pinnata</i> L.	–	–	+	–
<i>Atropa belladonna</i> L.	–	–	+	–
<i>Scopolia carniolica</i> Jacq.	–	+	–	–
<i>Colchicum autumnale</i> L.	–	–	+	–
<i>Lilium martagon</i> L.	–	+	–	–
<i>Allium ursinum</i> L.	–	+	–	–
<i>Galanthus nivalis</i> L.	+	–	–	–
<i>Crocus heuffelianus</i> Herb.	–	–	–	+
<i>Cephalanthera damasonium</i> (Mill.) Druce	–	+	–	–
<i>C. longifolia</i> (L.) Fritsch	–	–	+	–
<i>C. rubra</i> (L.) Rich.	–	+	–	–
<i>Corallorhiza trifida</i> Chatel.	+	–	–	–
<i>Cypripedium calceolus</i> L.	–	+	–	–
<i>Dactylorhiza fuchsii</i> (Druce) Soo	–	+	–	–
<i>D. incarnata</i> (L.) Soo	+	–	–	–
<i>D. maculata</i> (L.) Soo	+	–	–	–
<i>D. majalis</i> (Reichenb.) P.F. Hunt et Summerhayes	+	–	–	–
<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Cranz	–	–	–	+
<i>E. palustris</i> (L.) Cranz	–	+	–	–
<i>E. purpurata</i> Smith	–	+	–	–
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R. Br.	+	–	–	–
<i>G. odoratissima</i> (L.) Rich.	+	–	–	–
<i>Listera ovata</i> (L.) R. Br.	–	+	–	–
<i>Neottia nidus-avis</i> (L.) Rich.	–	–	–	+
<i>Orchis militaris</i> L.	+	–	–	–
<i>O. morio</i> L.	–	+	–	–
<i>O. purpurea</i> Huds.	+	–	–	–
<i>O. signifera</i> Vest.	–	+	–	–
<i>O. ustulata</i> L.	+	–	–	–
<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich.	–	–	–	+
Всього: 36	12	16	4	4

Раритетна фауна

Тваринний світ є невід'ємною складовою частиною природних і антропогенних територій. Фауністичні елементи відіграють надзвичайно важливу роль у природі та житті людини. Чимало тварин належать до одних з основних компонентів різноманітних ландшафтів, а значущість

окремих груп в екосистемах важко переоцінити [23]. Фауна Буковини відзначається багатством і різноманітністю, що пов'язано зі значною гетерогенністю природних умов [12]. На території Чернівецької області, за попередніми підрахунками, встановлене перебування не менше 10000 видів тварин. Більше половини з них, що належать як мінімум до 33 класів і 14 типів, трапляються в межах гірської частини Буковинських Карпат і Передкарпаття. Фауна локальної екомережі «Стрілецький Кут», очевидно, налічує не менше 2000 видів.

Таблиця 4

Розподіл регіонально рідкісних видів рослин локальної екомережі «Стрілецький Кут» на групи за особливостями поширення

Вид	Хорологічні групи (мотиви охорони)		
	унікальні	дуже рідкісні	рідкісні
<i>Equisetum telmateia</i> Ehrh.	–	–	+
<i>Ophioglossum vulgatum</i> L.	–	+	–
<i>Phyllitis scolopendrium</i> (L.) Newm.	+	–	–
<i>Anemone sylvestris</i> L.	–	+	–
<i>Dianthus stenocalix</i> L.	–	+	–
<i>Chymaphylla umbellata</i> L.	+	–	–
<i>Potentilla alba</i> L.	+	–	–
<i>Gentianopsis ciliata</i> (L.) Ma	–	+	–
<i>Pedicularis haquetii</i> Graf	+	–	–
<i>Adenophora lilifolia</i> (L.) A. Dc.	+	–	–
<i>Aster amellus</i> L.	–	+	–
<i>Scorsonera humilis</i> L.	+	–	–
<i>S. purpurea</i> L.	+	–	–
<i>Senecio umbrosus</i> Waldst. et Kit.	–	+	–
<i>Serratula tinctoria</i> L.	–	+	–
<i>Leopoldia comosa</i> (L.) Parl.	–	+	–
Всього: 16	7	8	1

На основі узагальнення матеріалів польових досліджень, зібраних за попередні роки, а також у результаті опрацювання кількох сотень літературних джерел і музейних колекцій, у межах локальної території встановлене перебування 41 (47,7% від загальної кількості в Чернівецькій області) виду раритетних хребетних тварин (табл. 5).

Таблиця 5

Хребетні тварини локальної екомережі «Стрілецький Кут», які підлягають охороні за національними та міжнародними критеріями

Вид	Созологічний статус*		
	ЧКУ	ЄЧС	ЧС МСОП
Клас МІНОГИ (CERHALASPIDOMORPHI)			
<i>Eudontomyzon mariae</i> (Berg)	+	+	+
Клас ПРОМЕНЕПЕРІ РИБИ (ACTINOPTERIGII)			
<i>Aspius aspius</i> (L.)	–	–	+
<i>Cyprinus carpio</i> L.	–	–	+
<i>Romanogobio kesslerii</i> (Dyb.)	–	–	+
<i>Sabanejewia aurata</i> Filippi	–	–	+
<i>Umbra krameri</i> Walbaum	+	+	+
<i>Hucho hucho</i> (L.)	+	+	+

<i>Gymnocephalus acerinus</i> (Güld.)	–	–	+
<i>G. schraetser</i> (L.)	+	–	+
<i>Zingel streber</i> (Siebold)	+	+	+
<i>Z. zingel</i> (L.)	+	+	+
<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pall.)	–	–	+
<i>N. kesslerii</i> (Günther)	–	–	+
Клас ЗЕМНОВОДНІ (AMPHIBIA)			
<i>Triturus cristatus</i> (Laur.)	–	–	+
<i>Bombina bombina</i> (L.)	–	–	+
<i>Hyla arborea</i> (L.)	–	–	+
<i>Rana dalmatina</i> Bonap.	+	–	–
Клас ПЛАЗУНИ (REPTILIA)			
<i>Coronella austriaca</i> Laur.	+	–	–
Клас ПТАХИ (AVES)**			
<i>Ciconia nigra</i> (L.)	+	–	–
<i>Bucephala clangula</i> (L.)	+	–	–
<i>Pandion haliaetus</i> (L.)	+	–	–
<i>Milvus milvus</i> (L.)	+	+	–
<i>Circus cyaneus</i> (L.)	+	–	–
<i>Aquila pomarina</i> C.L. Brehm	+	–	–
<i>Crex crex</i> (L.)	–	+	+
<i>Numenius arquata</i> (L.)	+	–	–
<i>Bubo bubo</i> (L.)	+	–	–
<i>Tyto alba</i> (Scop.)	+	–	–
<i>Lanius excubitor</i> L.	+	–	–
Клас ССАВЦІ (MAMMALIA)			
<i>Myotis myotis</i> (Borkh.)	–	+	+
<i>Plecotus auritus</i> (L.)	–	+	–
<i>Mustela erminea</i> L.	+	–	–
<i>Meles meles</i> (L.)	+	–	–
<i>Lutra lutra</i> L.	+	+	+
<i>Felis silvestris</i> Schreb.	+	–	–
<i>Sciurus vulgaris</i> L.	–	–	+
<i>Dryomys nitedula</i> (Pall.)	–	–	+
<i>Myoxus glis</i> (L.)	–	–	+
<i>Muscardinus avellanarius</i> L.	–	+	+
<i>Spalax graecus</i> Nehr.	+	+	+
<i>Micromys minutus</i> (Pall.)	–	–	+

*Пояснення абрєвіатури «червоних» списків наведене у примітці до табл. 1.

**Тут не представлені пролітні та залітні види.

Зазначені представники належать до 28 родин, 18 рядів і 6 класів. З них на сторінки Червоної книги України [21] занесено 23 (56,1%) види, до Європейського червоного списку [30] – 12 (29,3%) і до Червоного списку МСОП [29] – 25 (61,0%). З усієї кількості раритетних хребетних умбра (*Umbra krameri* Walbaum), лосось дунайський (*Hucho hucho* (L.)), лелека чорний (*Ciconia nigra* (L.)), шуліка рудий (*Milvus milvus* (L.)) та деякі інші види були зафіксовані в регіоні досліджень лише до 1970–1980-х рр. Відсутні достовірні дані щодо перебування тут протягом останнього десятиліття сипухи (*Tyto alba* (Scop.)) і kota лісового (*Felis silvestris* Schreb.), а також не доведене гніздування деяких «червонокнижних» птахів (скопа (*Pandion haliaetus* (L.)), кульон великий (*Numenius arquata* (L.)) та інші.).

Раритетна фауна безхребетних локальної екомережі «Стрілецький Кут» так само відзначається достатньо високим різноманіттям. За попередніми даними тут виявлено 32 види, які належать

до 15 родин, 6 рядів, 3 класів і 2 типів [22]. З них, зокрема, до Червоної книги України [21] занесено 15 (46,9%) представників, у Європейський червоний список [30] – 13 (40,6%), до Червоного списку МСОП [29] – 6 (18,8%) й у відповідні додатки до Бернської конвенції [3; 10] – 4 (12,5%).

Перспективний план заходів із формування та підтримки локальної екомережі

Як зазначає Ю.Р. Шеляг-Сосонко зі співавторами [28], проектування екомережі на локальному рівні передбачає розробку детального плану створення локальних екомереж, який у кінцевому варіанті буде тим проектним документом, на основі якого виконуються всі практичні роботи по створенню екомережі. Вони включають розв'язання питань відведення земель, підготовки території, висадження дерев, облаштування лісосмуг, залуження тощо. Тому особливе значення має розробка методичних засобів проектування локальних екомереж на прикладі модельних ділянок. Під час відбору таких ділянок необхідно врахувати низку факторів, але найважливішим має бути принцип репрезентативності по відношенню до регіону, в якому розташована модельна ділянка.

Пропонуються наступні етапи в рамках стратегії проектування екомережі на локальному рівні [28].

1. Виокремлення ключових територій (локальних біоцентрів (природних ядер) локальної

екомережі.

2. Проведення оцінки виділених ключових територій (біоцентрів) та їхньої типології.

3. Визначення місцезнаходження сполучних територій (екологічних коридорів) локальної екомережі.

4. Проведення розрахунків параметрів сполучних територій (екологічних коридорів) та визначення їхньої типології.

5. Встановлення зони впливу ключових територій (локальних біоцентрів) й сполучних територій (екологічних коридорів).

6. Виділення буферних зон, відновлювальних ділянок і доповнення екомережі інтерактивними елементами.

7. Підготовка схематичної карти локальної екомережі.

8. Проведення оцінки ефективності локальної екомережі.

Перспективний план заходів із формування та підтримки екомережі локальної території «Стрілецький Кут» на найближчі роки полягає у створенні нових об'єктів природно-заповідного фонду, веденні моніторингу стану вже існуючих охоронюваних ділянок, розроблення менеджмент-планів стосовно збереження популяцій рідкісних та зникаючих рослин і тварин й інші моменти (табл. 6). Орієнтовна вартість робіт сягає приблизно трохи більше 3 млн. грн.

Таблиця 6

Проект плану заходів із формування та підтримки локальної екомережі «Стрілецький Кут» на період до 2015 р.

Запланований захід	Орієнтовна вартість робіт, грн.	Терміни виконання, роки
1. Розробка проектів відведення земель для організації територій об'єктів природно-заповідного фонду (ПЗФ) й елементів екомережі в межах локальної території		
Створити ботанічний заказник місцевого значення «Спаська», 50 га	15000	2010
Створити іхтіологічний заказник місцевого значення «Бовчиха», 5 га	7000	2010
Створити буферну зону довкола (по периметру) заповідного урочища «Ринва», 25 га	15000	2010
Створити буферну зону довкола ботанічної пам'ятки природи місцевого значення «Дубово-букова ділянка», 10 га	7000	2010
Створити дирекцію регіонального ландшафтного парку «Чернівецький»	100000	до 2012
Розроблення менеджмент-планів для існуючих і проєктованих об'єктів ПЗФ й елементів екомережі локальної території	150000	до 2015
2. Ведення кадастру природно-заповідного фонду й елементів екомережі локальної території		
Інвентаризація об'єктів ПЗФ й елементів екомережі	15000	2009–2015
Створення автоматизованої системи ведення кадастру об'єктів ПЗФ й елементів екомережі	7000	2009–2015
Ведення геоінформаційної системи та бази даних об'єктів ПЗФ й елементів екомережі	15000	2009–2015
Популяційно-кількісний облік раритетного фіто- та зоогенофонду	30000	2009–2015
Створення переліку об'єктів, що піддані ерозії та зсувам	30000	2009–2015
3. Збереження популяцій видів рослин і тварин		
Інвентаризація місцезростань видів рослин, занесених до Червоної книги України та рослинних угруповань, занесених до Зеленої книги України	20000	2009–2015
Інвентаризація місцеперебувань видів тварин, занесених до Червоної книги України	10000	2009–2015
Оцінка стану популяцій видів рослин і тварин, занесених до Червоної книги України	20000	2009–2015

Запланований захід	Орієнтовна вартість робіт, грн.	Терміни виконання, роки
Відновлення нерестовищ раритетних і промислових видів риб у межах локальної території Прутського екологічного коридору	30000	2009–2012
4. Проведення заходів, що впливають із виконання зобов'язань за міжнародними угодами		
Створення бази даних для екологічної мережі локальної території	20000	2012
Уточнення переліку об'єктів історико-культурної та природничої спадщини національного рівня в межах локальної території	10000	2010
5. Проведення заходів на ділянках, що підлягають відновленню в межах локальної території		
Проведення заліснення та залуження ерозійно-небезпечних і зсувних територій, а також заплави р. Прут та її приток	400000	2009–2012
Проведення рекультивації та культур-технічних робіт на місці кар'єру цегельного заводу, сміттєзвалища, несанкціонованих місць розробки корисних копалин місцевого значення	2000000	2009–2015
6. Наукові розробки для забезпечення реалізації Програми в межах локальної території		
Проведення моніторингу екологічного стану та режиму підземних і поверхневих вод	60000	2009–2015
Проведення моніторингу ерозійно- і зсувонебезпечних ділянок, зон підтоплення та полів фільтрації	100000	2009–2015

Висновки та рекомендації. Розроблення регіональної схеми екомережі необхідного рівня глибини, з детальною характеристикою всіх її елементів, неможливе без формування локальних екомереж [14]. Тому після першої стадії, результатом якої є розробка перспективної попередньої схеми регіональної екомережі з відповідними територіальними елементами (природні ядра, природні коридори, буферні зони, відновлювальні території), наступним етапом повинна бути розробка детальних схем локальних і, можливо, місцевих екомереж. При проектуванні таких схем наводиться різностороння характеристика всіх їх складових. Для виконання подібної роботи повинна бути сформована постійно діюча група з фахівців різного профілю (скажімо, комплексна міжвідомча лабораторія), яка би займалася розробленням таких схем (локальних екомереж) та їх інтеграцією в регіональну екомережу. Загалом, детальна характеристика елементів екомережі потребує тривалого часу. Тому необхідно на кожен об'єкт чи територію завести паспорт, в якому була б відображена вся інформація про нього (неї), яка б постійно поповнювалась.

Для того, щоб охарактеризувати всі збережені у природному чи напівприродному стані території та об'єкти регіону, зокрема, з'ясувати тенденції розвитку, стан їх збереження, описати флору та фауну (насамперед, раритетний компонент), необхідно попередньо провести відповідні наукові дослідження із залученням спеціалістів відповідного профілю і фахового рівня. Все це вимагає чимало часу й відповідного фінансування.

Необхідно визначити перелік установ, організацій, які можуть проводити такі дослідження. Насправді, в більшості випадків є можливість навести лише узагальнені дані оглядового характеру щодо збережених у природному чи напівприродному стані територій і об'єктів та поглиблену характеристику лише окремих ділянок, залежно від наявної інформації та її повноти.

Щоб визначити основні спеціальні заходи, спрямовані на запобігання знищенню чи пошкодженню рослинних угруповань, занесених до Зеленої книги України, збереження видів рослин і тварин, занесених до Червоної книги України (й інших «червоних» списків [10]), поліпшення середовища їх існування, створення належних умов для розмноження, необхідні цілеспрямовані дослідження структури популяцій таких видів, їх динаміки (насамперед, потрібно визначити причини зміни чисельності).

Проектування екомережі України на регіональному рівні здійснюється шляхом розроблення регіональних схем екомереж адміністративних областей, районів; вони можуть також розроблятися і для природних регіонів, межі яких обумовлені ландшафтними чинниками (басейни річок, гірські системи тощо) [28]. Разом з тим, екомережа – це структура природного характеру. Тому національна екомережа України повинна, на наш погляд, складатися з регіональних схем екомереж природних регіонів – Карпат, Полісся, Поділля, Розточчя, Опілля і т. д. або фізико-географічних областей. Розбудова екомереж у кожному з цих регіонів має свою специфіку. Для кожного з них із залученням відповідних фахівців можна розробити детальну методику формування екомереж регіонального та локального рівнів, які можуть бути використані в адміністра-

тивних регіонах.

Найважливішими елементами екомережі є ключові території. Це впливає з того, що збереження біорізноманіття є найбільш важливою метою екомережі. Одним з індикаторів високого рівня та цінності біорізноманіття є наявність видів із Червоних книг і списків різного рангу. Щоб виділити природні ядра екомережі та встановити, чи співпадають вони з об'єктами природно-заповідного фонду, які повинні відігравати роль природних ядер у складі екомережі, необхідно скласти карти поширення раритетних видів і сумістити їх за допомогою ГІС-технологій. Місця з найвищою концентрацією наявності «червонокнижних» видів і будуть ключовими територіями екомережі. Так само можна виділити місця концентрації раритетних рослинних угруповань, які також є індикаторами рівня біорізноманіття.

Наступний етап – це ранжування ключових територій за рівнями значення, рідкісності й унікальності біорізноманіття, типологізація їх за площею, за формою контура. За результатами ранжування природні ядра будуть віднесені до ядер національного, регіонального чи локального рівнів. З них найвищу цінність являтимуть ті, де зосереджено найбільше видове, ценотичне та ландшафтне різноманіття, з високим рівнем рідкісності й унікальності, великі за площею, розсічені або променеві за формою.

Рациональне землекористування в кожному елементі екомережі в межах локальної пробної території «Стрілецький Кут», з урахуванням поширення раритетної флори та фауни, повинно полягати в наступному.

Ключові території. Заповідне урочище «Ринва». Необхідно заборонити будь-яку господарську діяльність (відповідно до «Закону про природно-заповідний фонд України», в частині, яка стосується заповідних урочищ). Зберегти як еталонну ділянку для відповідного типу лісу. Запровадити постійний моніторинг за видовим складом флори та фауни, особливо за станом популяцій раритетних представників.

Заказник «Цецино» та пам'ятка природи «Дубово-букова ділянка». Слід обмежити рубки, пов'язані з веденням лісового господарства на їхніх територіях, забезпечити наявність сухостійних, суховершинних і дуплистих дерев. Сприяти природному поновленню деревних порід. Здійснювати моніторингові дослідження. Можливе використання цих ділянок для екологічного виховання (прокладання маршрутів екологічних стежок без облаштування стоянок).

Проектований заказник «Ревнянське». Потрібно не допускати внесення добрив і випасу худоби на луках. Обов'язково зберегти одноразове скошування. Розробити схему, яка би забез-

печувала щорічне викошування різних ділянок майбутнього заказника в різний період (сінокісну «сівозміну»). Не допускати меліоративних заходів. Провести картування рослинності; встановити моніторинг за станом популяцій раритетних видів рослин і тварин. Можливе прокладання маршрутів екологічних стежок, контрольована заготівля сировини окремих лікарських рослин, облаштування пасіки.

Прутська ключова територія. Доцільно максимально обмежити зарегулювання та спрямлення русла р. Прут. Не допускати облаштування гравійно-піщаних кар'єрів. Здійснити заходи з метою переведення цієї ділянки Прутського долинно-річкового коридору з категорії середньозв'язаного архіпелагоподібного до категорії спочатку сильнозв'язаного архіпелагоподібного, а згодом – суцільного, шляхом заліснення та залуження.

Сполучні території. Цецинсько-Спаський. Необхідно проводити тільки поступові рубки лише протягом зимового періоду за наявності снігового покриву. Обов'язково при цьому зберігати сухостійні, суховершинні й дуплисті дерева. При необхідності здійснювати заходи з реінтродукції раритетних видів флори.

Екотонний схилово-терасний. Слід сприяти збереженню узлісних екосистем. У місцях, де вони зруйновані, здійснити заходи щодо їх відновлення. На лучних ділянках проводити щорічне одноразове викошування, не допускаючи внесення мінеральних добрив. На пасовищних ділянках не допускати надмірного випасу.

Екокоридори малих річок (потоків). На ділянках, які розташовані в межах лісових масивів, доцільно заборонити проведення суцільних рубок. На ділянках, які пролягають через населені пункти й сільськогосподарські угіддя, забезпечити дотримання «Водного кодексу України» в частині облаштування водоохоронних смуг [14].

На територіях **буферних зон** бажано проводити наступні види землекористування. У межах буферних зон, які оточують природні ядра й екологічні коридори з лісовим покривом, необхідно заборонити суцільні рубки. Можливе проведення рубок догляду та санітарних рубок, при яких слід залишати на корені всі дерева, які мають дупла, крупні перестійні дерева, а також зберегти крупномірний сухостій і сушняк. На лучних ділянках буферних зон не допускати внесення мінеральних добрив та перетворення пасовищ на збої внаслідок надмірного випасу [14].

У межах **відновлюваних територій**, залежно від їхнього сучасного стану, необхідно провести заходи з відновлення природного рослинного покриву:

- вирубки – лісгосподарські заходи, спря-

мовані на формування різновікових або умовно різновікових лісостанів, змішаних за складом і складних за формою, які б відповідали характеру природних процесів розвитку лісових екосистем;

- ерозійно-зсувні ділянки й кар'єри – залуження та заліснення цих ділянок з урахуванням характеру рельєфу та ґрунтових умов;

- сільськогосподарські угіддя (рілля) – залуження та переведення цих ділянок у сіножаті.

Загалом, територія локальної екомережі «Стрілецький Кут» розташована на схилах правого берега р. Прут. У зв'язку з цим, під час застосування мінеральних добрив, гербіцидів, засобів захисту рослин, частина їх потрапляє в річку, забруднюючи її. Тому доцільно розвивати в зазначеному регіоні біологічне землеробство як система вирощування сільськогосподарської продукції, спрямованої на максимальне наближення функціонування агросистеми до режиму природних екосистем перелогів та відтворення природної сезонної циклічності ґрунтоутворення.

Список літератури

1. Воропай Л.І., Куниця М.М. Природні довкілля (ландшафти) краю // Географія Чернівецької області. – Чернівці, 1993. – С. 62–79.
2. Конвенція про міжнародну торгівлю видами дикої фауни і флори, що перебувають під загрозою зникнення (Вашингтон, 1973 р.). – К., 1999. – 83 с.
3. Конвенція про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі (Берн, 1979 р.). – К., 1998. – 76 с.
4. Масікевич Ю.Г., Масікевич А.Ю., Сівак В.К. Зелений пояс Чернівців. – Чернівці: Золоті літаври, 2002. – 38 с.
5. Масікевич Ю.Г., Чорней І.І., Скільський І.В. та ін. Деякі аспекти формування екологічної мережі Чернівецької області в розвитку національної екологічної мережі України // Екол. та ноосферол. – 2005. – Т. 16, № 3–4. – С. 33–39.
6. Масікевич Ю.Г., Чорней І.І., Скільський І.В. та ін. Методичні аспекти формування екологічної мережі Чернівецької області // Молодь у вирішенні регіональних та транскордонних проблем екологічної безпеки. Матер. Четвертої Міжнар. наук. конф. (м. Чернівці, 5–6 травня 2005 року). – Чернівці: Зелена Буковина, 2005. – С. 8–22.
7. Масікевич Ю.Г., Чорней І.І., Солодкий В.Д. та ін. Формування регіональної екологічної мережі Чернівецької області // Наукові дослідження на об'єктах природно-заповідного фонду Карпат та стан збереження природних екосистем в контексті сталого розвитку. Матер. міжнар. наук.-практ. конф., присвяч. 25-річчю Карпатського національного природного парку (м. Яремче, 20 жовтня 2005 року). – Яремче, 2005. – С. 131–135.
8. Навчально-краєзнавчий атлас Чернівецької області / Ред. Я.І. Жупанський. – Львів: Вид-во наук.-техн. л-ри, 2000. – 24 с.
9. Панченко С.М., Андрієнко Т.Л., Гаврись Г.Г., Кузьменко Ю.В. Екологічна мережа Новгород-Сіверського Полісся. – Суми: Унів. книга, 2003. – 92 с.
10. Парникоза І.Ю., Годлевская Е.В., Шевченко М.С., Иноземцева Д.Н. Фауна Украины: охранные категории (справ.). – К.: КЭКЦ, 2005. – 60 с.
11. Сівак В.К., Солодкий В.Д., Королюк В.І., Білоконь М.В. Буковина – заповідний край. – Чернівці: Зелена Буковина, 2004. – 112 с.
12. Скільський І.В. Фауна хребетних Чернівецької області (сучасний стан, раритетні види) // Молодь у вирішенні регіональних та транскордонних проблем екологічної безпеки. Перспективи формування Пан'європейської Екологічної мережі. Матер. Третьої Міжнар. наук. конф. (м. Чернівці, 21–22 квітня 2004 року). – Чернівці: Зелена Буковина, 2004. – С. 235–251.
13. Скільський І.В., Хлус Л.М., Череватов В.Ф. та ін. Червона книга Буковини. Тваринний світ. – Чернівці: ДрукАрт, 2007. – Т. 2, ч. 1. – 260 с.
14. Скільський І.В., Череватов В.Ф., Хлус Л.М., Мелешук Л.І. Вплив сільськогосподарських робіт на фауну в межах елементів екомережі локального рівня // Розвиток заповідної справи в Україні і формування Пан'європейської екологічної мережі. Матер. Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Рахів, 11–13 листопада 2008 р.). – Рахів, 2008. – С. 366–370.
15. Солодкий В.Д. Основи прикладної екології (навч. посібн.). – Чернівці: Зелена Буковина, 2004. – 544 с.
16. Солодкий В.Д., Білоконь М.В., Королюк В.І. Природно-заповідний фонд Чернівецької області. – Чернівці: Зелена Буковина, 2004. – 56 с.
17. Токарюк А.І., Чорней І.І., Буджак В.В., Скільський І.В. Созологічна характеристика ландшафтного заказника «Цецино» (Буковина) // V Міжнар. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених «Екологія. Людина. Суспільство» (13–15 травня 2002 р., Київ, Україна). Збірка тез допов. – К.: Політехніка, 2002. – С. 175–176.
18. Токарюк А.І., Чорней І.І., Скільський І.В., Буджак В.В. Аналіз природно-заповідного фонду міста Чернівці // Еколого-біологічні дослідження на природних та антропогенно-змінених територіях. Матер. наук. конф. молодих вчених (Кривий Ріг, 13–16 травня 2002 р.). – Кривий Ріг, 2002. – С. 421–423.
19. Хлус Л.М., Скільський І.В., Череватов В.Ф., Мелешук Л.І. Основні аспекти формування екологічної мережі в межах локальної території «Стрілецький Кут» (Чернівецька область) на підставі поширення раритетної фауни хребетних // Розвиток заповідної справи в Україні і формування Пан'європейської екологічної мережі. Матер. Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Рахів, 11–13 листопада 2008 р.). – Рахів, 2008. – С. 430–434.
20. Червона книга України. Тваринний світ / Ред. М.М. Щербак. – К.: Укр. енцикл. ім. М.П. Бажана, 1994. – 464 с.
21. Червона книга України. Рослинний світ / Ред. Я.П. Дідух. К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 912 с.

22. Череватов В.Ф. Безхребетні тварини (раритетний компонент) локальної екомережі – урочище «Стрілецький Кут» Чернівецької області // Етнокультурна та природна спадщина місцевих громад як складові розвитку туристично-рекреаційного потенціалу Карпатського краю. Матер. наук.-практ. конф., що відбулася в рамках XVII Міжнар. гуцульськ. фестив. (м. Яремче, 27 липня 2007 року). – Яремче, 2007. – С. 193–196.
23. Чередарик М.І., Хлус Л.М., Скільський І.В. Рідкісні тварини Буковини та проблеми їх охорони. Сторінками Червоної книги України. – Чернівці: Золоті литаври, 2001. – 176 с.
24. Чорней І.І. Рослинність // Ландшафти міста Чернівці. – Чернівці: Рута, 2006. – С. 68–79.
25. Чорней І.І., Буджак В.В., Скільський І.В. До розроблення науково-дослідної програми (ботанічна й зоологічна частини) для розбудови та моніторингу екологічної мережі в Чернівецькій області // Сучасний музей. Наукова й експозиційна діяльність. Матер. наук. конф., присвяч. 145-й річниці заснув. Крайов. музею в Чернівцях (15 травня 2008 р.). – Чернівці: ДрукАрт, 2008. – С. 134–144.
26. Чорней І.І., Скільський І.В., Коржик В.П., Буджак В.В. Заповідні об'єкти Буковини загальнодержавного значення як основа регіональної екологічної мережі // Запов. справа в Україні. – 2001. – Т. 7, вип. 2. – С. 73–98.
27. Чорней І.І., Токарюк А.І., Буджак В.В., Скільський І.В. Заповідні урочища Буковини та Хотинщини: загальний огляд, рослинність, раритетні флора і фауна // Заповідна справа в Україні. 2009. Е. 15, вип. 1. – С.82-100.
28. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Гродзинский М.Д., Романенко В.Д. Концепция, методы и критерии создания экосети Украины. – К.: Фитосоциоцентр, 2004. – 144 с.
29. 2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. – Gland–Cambridge: IUCN, 2004. – 191 p.
30. European red list of Globally Threatened Animals and Plants. – Geneve–New York, 1991. – 153 p.

SOME ASPECTS OF THE FORMATION OF LOCAL ECOLOGICAL NETWORK (STRILETSKYI KUT TERRITORY EXAMPLE)

I.I.Chorney, V.V.Budzhak, I.V. Skilsky

The main pathways of local ecological network formation are determined at Striletskyi Kut territory, as a basis for the development and formation of regional econetwork scheme. The main structural units are characterized in details (key territories, connecting territories, renewing territories) and rarity components of flora and fauna of these elements had been studied. The key stages in the strategy of econetwork design framework are provided at local level and the project of forming and support events for the local econetwork Striletskyi Kut for the period till 2015.

Key words: *econetwork, Striletskyi Kut, key territories, connecting territories, renewing territories.*

Одержано редколегією 25.10.2008 р.

ФАКТОРИ ЗМІНИ ЧИСЕЛЬНОСТІ ПОПУЛЯЦІЙ ПТАХІВ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ

Б.Й. Годованець

Карпатський біосферний заповідник

Вул. Красне Плесо 77, м. Рахів, Закарпатська обл., 90600, hodovanets@mail.ru

На основі огляду літературних матеріалів та багаторічних власних спостережень проведений аналіз антропогенних, біотичних та абіотичних факторів, які впливають на чисельність популяцій птахів Українських Карпат. Пропонується перелік заходів для покращення охорони орнітофауни регіону.

Ключові слова: *птахи, Українські Карпати, охорона, фактори.*

Вступ. Унікальний характер авіфауни Українських Карпат, як частини Східних Карпат і найбільшої гірської системи України, інтенсивний розвиток лісового та сільського господарства, промисловості, рекреації та туризму і недостатність природоохоронних заходів диктують необхідність детального аналізу стану орнітофауни регіону в світлі проблем її збереження.

Об'єкт і методи. На основі аналізу літературних матеріалів та багаторічних спостережень за поширенням, чисельністю, біотопічним розподілом, успішністю гніздування звичайних та рідкісних видів ми провели аналіз факторів, що впливають на чисельність популяцій птахів Українських Карпат.

Результати та їх обговорення. Протягом останніх 20 років в Українських Карпатах було зареєстровано 291 вид птахів. З них, 48 видів птахів занесені до Червоної книги України (1994), що становить 16,5 % орнітофауни регіону. Більше половини (56,3 %) червонокнижних видів віднесені до категорій зникаючі та вразливі. Встановити точні причини низької чисельності популяцій багатьох видів є складним завданням. Проведений нами аналіз факторів скорочення чисельності популяцій рідкісних видів показав, що їх можна розділити на три основні групи: антропогенні, біотичні та абіотичні.

Антропогенні фактори. Дію антропогенних факторів можна вважати однією з провідних причин скорочення чисельності більшості видів птахів. Ми виділили декілька основних типів антропогенних впливів:

- Знищення та деградація гніздових і кормових біотопів.

Цей чинник є одним з основних і впливає на більшу частину видів. Однією з причин зміни природних екосистем є неправильне ведення лісового господарства. На сьогодні при веденні лісового господарства майже не враховуються екологічні потреби птахів. Дуже великої шкоди завдають суцільно-лісосічні рубки, при яких по-

вністю знищується біотоп. Молодняки, які пізніше виростають на місцях стиглих лісів, задовольняють потреби лише окремих видів. З віком тут постійно проходить зміна фауни та населення птахів. А як показали дослідження, проведені нами та іншими авторами (Гузий, 1992), найбільш оптимальними біотопами, які задовольняють екологічні потреби практично всіх типових для екосистеми видів птахів, є праліси та стиглі ліси. На місцях суцільно лісосічних рубок дуже часто створюються монокультури. Це є другим чинником у збідненні фауни та населення птахів лісової екосистеми, який також призводить до скорочення чисельності багатьох видів. Іншими негативними чинниками при веденні лісового господарства є вирубування високостовбурних лісів та дуплистих дерев. Вирубування окремих високостовбурних дерев та їх осередків поблизу багатих на рибу водойм призвів майже до повного зникнення таких видів як скопа (*Pandion haliaetus*), орлан-білохвіст (*Haliaeetus albicilla*), шуліки та багатьох лелекоподібних, які втратили потенційні місця гніздування. Вирубування дуплистих дерев призводить до зменшення кількості дуплогніздників та багатьох видів сов.

Іншою групою чинників є ведення сільського господарства. Так само, як і в лісовому господарстві, тут не враховуються екологічні потреби птахів. Найбільшу шкоду приносить суцільне розорювання землі та осушення боліт і зволжених місць. При цьому повністю знищується біотоп. Такі агроценози ми зустрічаємо на території Вулканічних Карпат і Передкарпаття. Вони дуже бідні на фауну та населення птахів. Значну шкоду для птахів, також спричиняє косіння та випас худоби. Під час косіння знищується частина гнізд, виводкові види залишаються без схованок. Основна причина низької чисельності сірої куріпки (*Perdix perdix*), перепела (*Coturnix coturnix*), деркача (*Crex crex*) зумовлена цим чинником. При випасі худоби на полонинах (вівчарство), деякої шкоди завдає витоптування гнізд та зміна

біотопу. Однак, найбільшою загрозою при випа-сах є використання вівчарських собак, які зни-щують на полонинах гнізда наземногніздових птахів. На нашу думку, це є однією з причин ни-зької чисельності тетерука (*Lyrurus tetrix*), який гніздиться на межі лісу і полонин.

- Збіднення кормової бази.

Відсутність належної кормової бази робить малоуспішним гніздування багатьох хижаків: беркут (*Aquila chrysaetos*), сапсан (*Falco peregrinus*), пугач (*Bubo bubo*) та інші. Відповідно не відбувається відновлення популяції. При-чини зменшення кормової бази різні: хімічне за-бруднення, знищення видів потенційних жертв (браконьєрство, полювання, браконьєрський ви-лов риби, тощо) та знищення середовища їх існу-вання. Дія цього чинника не є основною, вона доповнює інші чинники, впливаючи на процес відновлення популяції.

- Хімічні забруднення середовища.

Хімічні забруднення середовища призводять до зменшення щільності популяції та успішності гніздування птахів. Вплив хімічних забруднень середовища на орнітофауну регіону повністю не вивчений. Цей напрямок дослідження розробля-ється низкою авторів: Штиркало, Гвоздак, Смо-ленський та ін.

- Пряме переслідування людиною.

До цього чинника ми віднесли: полювання, браконьєрство, здобування птахів для виготов-лення опудал, загибель крупних хижаків в кап-канах, виставлених на вовків і лисиць, фактор непокоєння. Разом зі знищенням місць існування це один із головних чинників. Прикладів його дії можна навести дуже багато. Найбільше від пря-мого переслідування страждають хижі птахи та сови. У багатьох місцевостях регіону вважається, що будь-який хижий птах полює на домашніх курей. Відповідно населення при кожній нагоді знищує хижих птахів та їх гнізда. Причиною є низька екологічна культура населення.

Фактор непокоєння впливає на успішність розмноження птахів. Наслідки дії його на птахів в межах регіону не вивчені.

Абіотичні фактори. Серед абіотичних фак-торів найбільшу дію на птахів у межах Українсь-ких Карпат мають несприятливі кліматичні умо-ви, вплив яких вивчений недостатньо. Дію абіо-тичних факторів на птахів в межах регіону мож-на поділити на три групи: несприятливі клімати-чні умови в період розмноження, несприятливі кліматичні умови в період міграцій та смертність в холодні багатосніжні зими.

Несприятливі кліматичні умови в період роз-множення здебільшого впливають на гірські ви-ди (відкритогніздові, наземногніздові та види, які

ловлять комах на льоту). За літературними дани-ми (Владышевский, Черватюк, 1965; Бондаренко та ін., 1992; Рижак та ін., 1994; Островський, 1974; Полушина, Владышевский, 1963) та наши-ми спостереженнями до таких видів належать: глухар (*Tetrao urogallus*), тетерук (*Lyrurus tetrix*), гірський шеврик (*Anthus spinoletta*), альпійська тинівка (*Prunella collaris*) та ін. Дія чинника про-являється в загибелі кладок і пташенят від пізніх заморозків і снігопадів, затяжних дощів та висо-кій смертності молодняка при несприятливих по-годних умовах.

Несприятливі кліматичні умови в період міг-рацій в основному стосуються популяції проліт-них не карпатських птахів. Тобто дія цього чин-ника майже не буде впливати на чисельність гні-здових птахів Українських Карпат.

Смертність птахів у холодні та багатосніжні зими є досить поширене явище в регіоні. У пер-шу чергу гинуть хижі птахи, а особливо часто сови, рідше горобині. Крім того, після таких не-сприятливих зим знижується репродуктивна зда-тність птахів (менше яєць в кладках, та слабше потомство, а отже і менша успішність розмно-ження).

Біотичні фактори. Вплив біотичних факторів на орнітофауну регіону вивчений не достатньо. В межах їх дії можна виділити три складові: попу-ляційно-генетичні чинники, конкуренція з інши-ми видами, наявність природних ворогів. Потрі-бно також відмітити, що дія цих факторів не є основною лімітуючою, а лише доповнює інші.

Популяційно-генетичні фактори проявляють-ся у збідненні спадкової основи індивідів і, від-повідно, меншій життєздатності популяцій. Слід зазначити, що спеціальні дослідження дії цього чинника ніхто не проводив. Деякі дослідники (Рижак та ін., 1994; Воронецкий, 1994) вважають його одним з вагомих чинників зменшення чисе-льності окремих видів (глухар, пугач). На нашу думку, дія чинника, ймовірно, поширюється на рідкісних хижих птахів (беркут (*Aquila chrysaetos*), змієїд (*Circaetus gallicus*), орел-карлик (*Hieraaetus pennatus*), скопа (*Pandion haliaetus*), сапсан (*Falco peregrinus*)), куриних (тетерука (*Lyrurus tetrix*), глухаря (*Tetrao urogallus*)), деяких сов (пугач (*Bubo bubo*), воло-хатий сич (*Aegolius funereus*), сичик-горобець (*Glaucidium passerinum*), сипуха (*Tyto alba*)), де-яких горобцеподібних (альпійська тинівка (*Prunella collaris*), строкатий кам'яний дрізд (*Monticola saxatilis*)) та інших, щільність популя-цій яких дуже низька.

- Наявність природних ворогів.

Вплив чинника поширюється на більшість ви-дів птахів. Серед природних ворогів птахів осно-

вними є звичайна лисиця (*Vulpes vulpes*), лісова куниця (*Martes foina*), рись (*Felis lynx*), дикий кіт (*Felis silvestris*), кабан (*Sus scrofa*), борсук (*Meles meles*), сірий вовчок (*Myoxus glis*), південний їжак (*Erinaceus concolor*), інші птахи, тощо (Островський, 1974; Турянин, 1975; Полушина, Владышевський, 1963). За даними Владышевського і Черватюк у високогір'ї від ворогів гине до 12 % гнізд горобиних птахів (Владышевський, Черватюк, 1965). З одного боку наявність природних ворогів є нормальним регулюючим фактором чисельності популяцій в непорушеній екосистемі. Однак, на сьогодні таких екосистем практично не існує. Найбільшої шкоди завдають види, чисельність яких висока або зростає. Сюди ми відносимо більшість воронових птахів та деяких ссавців (вовчок, куниця та лисиця).

- Конкуренція з іншими видами.

Наявність видів конкурентів є природним явищем. Однак, у окремих випадках вона може відчутно шкодити певним видам. Для прикладу наведемо ситуацію, яка склалася на високогір'ї з круками (*Corvus corax*). Зараз вид займає тут кормову нішу падальщика. Цим він успішно конкурує з беркутом і робить неможливою появу інших видів падальщиків (грифи). У деяких випадках ми спостерігали конкуренцію серед сивкоподібних (крячки, кулики).

Заходи, які необхідно вжити для покращення охорони птахів. Заходи, які необхідно вжити для покращення охорони птахів можна умовно поділити на комплексні (вдосконалення природоохоронного законодавства, вдосконалення методів ведення лісового, сільського господарств тощо) та видові (реконструкція гніздових та кормових біотопів, приваблювання птахів, розведення в неволі тощо). Здійснення комплексних заходів сприятиме покращенню охорони птахів в цілому. Видові заходи мають вирішувати проблеми охорони окремих конкретних видів. Ми вважаємо, що часткове впровадження цих заходів під силу заповідникам та національним паркам, і має бути їх обов'язковим завданням. Цьому також має сприяти розробка та фінансування спеціальних програм вивчення та охорони раритетних для регіону видів. Реалізація таких програм дасть можливість організувати постійний моніторинг стану популяцій, дозволить встановити точні причини, які лімітують їх чисельність та визначити заходи, які необхідно вжити для покращення охорони. Нижче ми наводимо перелік необхідних заходів, які сприятимуть вирішенню проблем охорони птахів Українських Карпат.

- Вдосконалення природоохоронного законодавства. Необхідно внести низку змін у

природоохоронне законодавство, зокрема відрегулювати питання виготовлення та зберігання в приватних колекціях опудал та тушок видів тварин, заборонити методи полювання з капканами у місцях концентрації беркута взимку. Вирішення проблеми може покращити охорону багатьох видів лелекоподібних, соколоподібних, совоподібних та інших.

- Боротьба з браконьерством. Потрібно посилити контроль за дотриманням правил полювання, не допускати випадків самовільного полювання та проводити інструктажі мисливців і відповідні навчання з визначення видів птахів.

- Вдосконалення методів ведення лісового господарства. Необхідно внести зміни до нормативних документів, які регулюють ведення лісового господарства та встановлюють правила санітарно оздоровчих заходів. Потрібно заборонити суцільні рубки, регламентувати вирубування старих лісів, дуплистих дерев. Це покращить охорону типових лісових видів птахів, дуплогніздників, багатьох соколоподібних та совоподібних.

- Запровадження обмежень ведення сільського господарства. Потрібно заборонити суцільне розорювання земель, осушення боліт та зволожений місць. Виконання заходів сприятиме покращенню охорони лучних видів птахів та багатьох сивкоподібних.

- Вдосконалення методів скотарства на полонинах. Частково заборонити випас в місцях гніздування рідкісних видів та безконтрольне використання вівчарських собак.

- Реконструкція гніздових та кормових біотопів. Однією з головних причин зникання деяких гусеподібних та сивкоподібних видів є повне знищення в регіоні гніздових та кормових біотопів. Для таких видів потрібне штучне створення біотопів, будівництво штучних водойм, придатних для гніздування. Це покращить стан та охорону багатьох водноболотних видів.

- Приваблювання птахів. Використання біотехнічних заходів може сприяти збереженню високої щільності популяцій птахів у місцях господарської діяльності людини. У лісах, де проводяться лісгосподарські роботи, доцільно приваблювання птахів за допомогою штучних гнізд. Встановлення штучних гнізд потрібно також рекомендувати поблизу водойм багатих на рибу. Деякі види птахів можна приваблювати підгодівлею взимку (беркут, водоплавні), влаштуванням штучних порхалищ (глухар, тетерук), встановленням на полях присад (зимняк (*Buteo lagopus*), звичайний канюк (*Buteo buteo*), сови).

- Створення охоронних територій. Заповідання місць масових скупчень птахів на зимівлі та міграціях, виявлення гнізд рідкісних видів та

створення заповідних територій (заказників).

- Покращення кормової бази. Сприяння збільшенню кількості видів, якими живиться певний вид птахів.

- Розведення в неволі. На сьогодні популяції багатьох видів птахів у критичному стані. Відновлення цих видів неможливе без розведення в неволі. Для багатьох рідкісних видів немає методик розведення в неволі, тому потрібні спеціальні дослідження з метою розробки таких методик.

- Пропаганда охорони. Широка пропаганда охорони, проведення подальшого роз'яснення населенню недопустимості переслідування птахів сприятиме підвищенню екологічної культури місцевого населення, що позитивно вплине на стан збереження орнітофауни.

- Регуляція чисельності видів-ворогів та конкурентів. Якщо рідкісним видам загрожують природні вороги або конкуренти, необхідна регуляція їх чисельності.

Висновки

1. Вплив на чисельність популяцій птахів мають три види факторів: антропогенні, біотичні та абіотичні.

2. Дію антропогенних факторів можна вважати однією з провідних причин скорочення чисельності більшості видів птахів.

3. Для покращення охорони птахів необхідно вжити ряд комплексних та видових заходів.

Список літератури

1. Бондаренко В.Д., Делеган І.В., Рижак І.В., Літус І.Є. Глухар на Україні: стан популяції й проблеми збереження генофонду // Лісове господарство, лісова, паперова і деревообробна промисловість. – 1992. – № 2. – 17-20.

2. Владышевский Д.В., Черватюк Т.В. О сохранности и гибели гнезд воробьиных птиц у верхней границы леса на Черногоре // Флора и фауна Украинских Карпат. Тези доповідей міжвузівської ювілейної конференції, присвяченої ХХ-річчю Ужгородського державного університету (жовтень, 1965) – Ужгород, 1965. – С. 66-67.
3. Воронецкий В.И. Статус популяций разных подвидов филина в антропогенном ландшафте // Филин в России, Белоруссии и на Украине. – М.: Изд-во Московск. ун-та, 1994. – С. 139-197.
4. Гузий А.И. Орнитологические комплексы лесных экосистем Украинских Карпат, их экология, практическое значение и охрана. – Автореферат дис... к. с/х. н. – Воронеж, 1992. – 27 с.
5. Островский А.И. Некоторые материалы к размножению карпатского глухаря // Вестник зоологии. – 1973. – № 4. – С. 21-24.
6. Островский А.И. Факторы, влияющие на численность глухарей Украинских Карпат // Материалы VI ВОК. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1974. – С. 288-289.
7. Полушина И.А., Владышевский Д.В. Питание лисицы, лесной куницы и ласки в условиях Украинских Карпат. Флора и фауна Карпат. М.: Изд-во АН СССР. – 1963. – Вып. 2. – С. 223.
8. Рижак І.В., Делеган І.В., Баранов В.М. Сучасний стан та проблеми збереження генофонду популяції глухаря в Україні // Тези доповідей 44-ої науково-технічної конференції за підсумками науково-дослідницьких робіт в 1991 році (лісгосподарська акція, 4-7 лютого). – Львів, 1992. – С. 53-54.
9. Турыанин И.И. Хуторно-промысловые звери та мисливські птахи Карпат. – Ужгород: Вид-во Карпати, 1975. – 176 с.
10. Червона книга України. Тваринний світ. Київ: Укр. енцикл., 1994. – 456 с.

FACTORS CAUSING CHANGES OF BIRDS POPULATIONS NUMBER IN THE UKRAINIAN CARPATHIANS.

B. Yo. Hodovanets

On basis of survey of publications and own long-term observations analysis of anthropogenic, biotic and abiotic factors which influence number of bird populations in Ukrainian Carpathians is conducted. Set of measures for improvement of conservation of the regional ornithofauna is proposed.

Key words: birds, Ukrainian Carpathians, conservation, factors.

Одержано редколегією 24.11.2009

ОЦІНКА ПОДІБНОСТІ ДОМІНАНТНИХ ЯДЕР УГРУПОВАНЬ ПАВУКІВ ПРИМІЩЕНЬ ОБЛАСНИХ ЦЕНТРІВ УКРАЇНИ НА ОСНОВІ ЕВРИСТИЧНИХ МІР І КЛАСТЕРНОГО АНАЛІЗУ

М.М. Федоряк

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, кафедра екології та біомоніторингу
вул. Лесі Українки, 25, м. Чернівці, 58012 e-mail: marivafed@yahoo.com

Проаналізовано видовий склад і відносну чисельність видів домінантного комплексу павуків житлових будинків обласних центрів України. Встановлено значну фауністичну подібність обласних центрів України щодо видів домінантного комплексу аж до повної тотожності для окремих обласних центрів як однієї, так і різних фізико-географічних зон.

Встановлено, що відносна чисельність видів домінантних ядер угруповань павуків приміщень обласних центрів значно відрізняється. За допомогою евристичних мір і кластерного аналізу показано, що імперативними видами, які визначають подібність структури домінантних ядер аранеокомплексів приміщень обласних центрів України є *Pholcus phalangoides* (Fuesslin, 1775) і *Pholcus alticeps* Spassky, 1932.

Ключові слова: *Araneae*, приміщення, домінантне ядро, домінантний комплекс, міри подібності.

Вступ. Дослідженню павуків приміщень України присвячена незначна кількість робіт (Федоряк, Руденко, 2009), наведені відомості носять фрагментарний характер, а про багато крупних обласних центрів України взагалі відсутні. Даних щодо кількісного обліку павуків приміщень, за винятком деяких наших попередніх робіт, опублікованих у 2005-2009, немає. З огляду на зазначене нами проводиться дослідження якісних та кількісних показників аранеокомплексів приміщень обласних центрів України. Наразі нами з'ясовано які види утворюють домінантні ядра угруповань павуків приміщень всіх обласних центрів і проаналізовано деякі особливості структури зазначених домінантних ядер (Федоряк, Солом'яний, у друці). Метою ж цієї роботи було встановлення подібності між домінантними ядрами угруповань павуків приміщень обласних центрів України з використанням евристичних мір та кластерного аналізу.

Об'єкт і методи. Дослідження проводили на основі матеріалу, зібраного методом ручного збору в будинках всіх обласних центрів України протягом 2006-2009 рр. Матеріал збирали переважно у під'їздах багатоповерхових житлових будинків, побудованих у 50-80 рр. 20 століття, з поверхонь стін, стель, віконних рам, сходових маршів. Беручи до уваги те, що у теплі сезони року угруповання синантропних павуків першого поверху характеризуються вищим видовим багатством і щільністю, порівняно з угрупованнями наступних поверхів (Федоряк, Брушнівська, 2009), у більшості випадків обстежували території перших поверхів. Використано власні збори, а також матеріал, у зборі якого брали участь А. Павличенко (Національний гірничий університет МОН України), О. Кукурудз (випускник Чернівецького національного університету), Л. Жицька (Черкаський державний технологічний університет),

В. Теплюк (Волинський національний університет), Я. Олендр, Т. Олендр (Тернопільський національний педагогічний університет), О. Ярошинська (Чернівецький національний університет), О. Делі та О. Чернявський (Одеський національний університет) та ін. Опрацьовано близько 16 000 екземплярів (табл. 1). Номенклатура павуків – згідно каталогу Н. Платніка (Platnick, 2010). Матеріал зберігається на кафедрі екології та біомоніторингу Чернівецького національного університету ім. Ю. Федьковича. Невелика частина матеріалу знаходиться у спеціалістів із певних груп павуків: В.А. Гнелиці (Суми), Б. Хубера (Бонн), Є.М. Жуковця (Мінськ).

Притримувалися фізико-географічного районування України за О.М. Мариничем із співавторами (Удосконалена схема..., 2003).

Аналізували подібність аранеокомплексів за допомогою коефіцієнту подібності Жаккара для порівняння видових списків ($I_{J(lak)}$) та його модифікації для порівняння з урахуванням відносної чисельності видів, що входять до складу угруповань ($I_{J(Kil)}$) за (Песенко, 1982; с. 135 і 153 форма f). Використовували ієрархічний кластерний аналіз (метод Варда) на основі матриць наявності чи відсутності видів, а також частки екземплярів кожного виду. Розрахунки здійснювали за допомогою програмних пакетів Microsoft Office Excel 2003 та Statistica 6.0.

Результати та їх обговорення. Враховуючи неоднозначність тлумачення поняття «домінування» (Дажо, 1975; Песенко, 1982; Баканов, 1987), зазначимо, що у цій роботі розглядали його лише у вузькому (кількісному) екологічному сенсі, не торкаючись біоценотичної ролі видів. Тобто домінуючими видами вважали ті, які мають найбільшу відносну чисельність у досліджуваному угрупованні. Притримувалися класів домінування за Штекером-Бергманом (Stöcker, Bergmann, 1977): 31,7-100 % –

еудомінанти; 10,1-31,6 % – домінанти; 3,2-10,0 % – субдомінанти; 1,1-3,1 % – рецеденти; менше 1 % – субрецеденти. **Домінантним ядром** вважали сукупність тих видів, які у складі аранеокомплексу конкретного міста належали до вищих класів домінування (еудомінанти, домінанти і субдомінанти), тобто частка особин яких складала не менше, ніж 3,2 % від загальної кількості зібраних екземплярів. **Домінантним комплексом** вважали сукупність тих видів, які на певній території могли не належати до домінантних ядер, однак були еудомінантами, домінантами чи субдомінантами у складі принаймні одного із досліджених міст.

На основі аналізу обширного матеріалу у складі домінантних ядер аранеокомплексів приміщень обласних центрів України виявлено не менше 17 видів, з яких за статевозрілими особинами ідентифіковано 14 видів з 8 родів і 5 родин. Їх перелік із зазначенням приналежності до певного класу домінування наведено у табл. 1.

Для аранеокомплексів приміщень обласних центрів України кількість видів домінантних ядер змінювалася від 3 до 8; домінантного комплексу – від 7 до 15 (з ідентифікованими до роду – включно). Найбільш масовими видами домінантного комплексу павуків житлових будинків України виявилися наступні представники родин Pholcidae і Theridiidae (із вказанням частки від загальної кількості зібраних екземплярів): *Ph. phalangoides* – 37 %, *Ph. alticeps* – 11 %, *Ph. ponticus* – 7 %, *St. castanea* – 17 %, *St. triangulosa* – 4 %. До найбільш постійних компонентів угруповань павуків житлових будинків України належать *Ph. phalangoides*, *St. castanea* і *P. tepidariorum*, що зустрічаються у кожному обласному центрі. *Ph. ponticus*, *St. grossa* і *St. triangulosa* виявлені у близько 90 % обласних центрів. Інші ж види були зареєстровані нами у приміщеннях окремих обласних центрів. Так, *Theridion melanurum* виявлено лише у матеріалі із приміщень трьох обласних центрів степової фізико-географічної зони: Херсону, Миколаєва і Кіровограду (табл. 1). Для з'ясування фауністичної подібності домінантних ядер угруповань павуків приміщень обласних центрів, які належать до однієї чи різних фізико-географічних зон України, використали коефіцієнт подібності Жаккара (табл. 2).

Аналіз домінантного комплексу павуків приміщень обласних центрів України показав, що кількість спільних для окремих міст змінювалася від 3 до 12 (табл. 2). Найменшою кількістю спільних з іншими обласними центрами видів характеризується м. Суми.

Загалом угруповання павуків приміщень обласних центрів України, на основі аналізу видів домінантного комплексу, характеризувалися середніми та високими значеннями коефіцієнту подібності Жаккара (якісний аспект); значення показнику ва-

ріювали у межах від 0,33 до 1,00. Для окремих обласних центрів як однієї, так і різних фізико-географічних зон, у зазначеному аспекті встановлена повна тотожність. Так, однаковими видами домінантного комплексу ($I_{J(lak)} = 1$) характеризувалися Кіровоград і Херсон (степова фізико-географічна зона); Львів і Київ (зона широколистяних лісів); а також чотири обласні центри з різних фізико-географічних зон: Донецьк (степова), Харків, Вінниця (лісостепова) і Луцьк (зона широколистяних лісів).

При порівнянні угруповань павуків приміщень обласних центрів України з урахуванням відносної чисельності видів домінантного комплексу, значення коефіцієнту подібності Жаккара (кількісний аспект) варіювали у значно ширших межах – від 0,01 до 0,99. Найбільшою своєрідністю характеризувалося м. Рівне: ($I_{J(Kil)} = 0,01$ при порівнянні з Сімферополем; $I_{J(Kil)} = 0,03$ – з Кіровоградом, Запоріжжям, Херсоном, Ужгородом, Івано-Франківськом, Черніговом та Житомиром). Це зумовлено значним переважанням відносної чисельності *Ph. alticeps* у складі угруповань м. Рівне, тоді як у наведених вище обласних центрах наддомінантом є *Ph. phalangoides*.

Виявлені за допомогою евристичних мір особливості було узагальнено за допомогою кластерного аналізу. Було побудовано дві дендрограми: першу – на основі матриці, яка відображала лише наявність чи відсутність видів, другу – на основі матриці частки екземплярів кожного виду (з ідентифікованими до родового рівня включно) (рис. 1 і 2 відповідно).

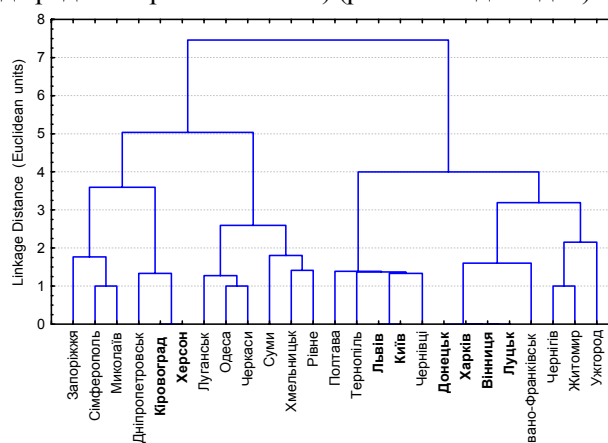


Рис. 1. Дендрограма подібності фаун павуків приміщень обласних центрів України на основі аналізу матриці присутності/відсутності видів домінантного комплексу; напівжирним шрифтом виділено обласні центри із однаковими видами домінантного комплексу

На дендрограмі фауністичної подібності павуків домінантного комплексу України на відстані близько семи евклідових одиниць виділяються два великі кластери: перший із переважанням обласних центрів степової зони, другий – з рештою обласних центрів.

Таблиця 1

Домінуючий комплекс навічок призначень обласних центрів України

Таксон	Ужгород	Чернівці	Івано-Франківськ	Житомир	Київ	Чернівець	Львів	Тернопіль	Хмельницький	Вінниця	Черкаси	Полтава	Харків	Суми	Одеса	Херсон	Миколаїв	Запорізький	Кіровоград	Дніпропетровськ	Донецьк	Луганськ	Сімферополь
Agelenidae																							
<i>Malthonica ferruginea</i> (Paizer, 1804)	CP*	CP			CD			P															
<i>Tegenaria domestica</i> (Clerck, 1757)	CP	P	CP	CD	CP	CD	P	CD	P	P		CP	CD			CP			CP	P	CP	P	
<i>Tegenaria</i> spp.	CD	P	P	CD	P	P		CD	CP	CD	CP	P	P			P	CP	P	P	P	P	P	CD
Linyphiidae																							
<i>Megalophtiphantes nebulosus</i> (Sunderall, 1830)	CP	CP	CP	P	CP	CP		P	CP	P	CD		CP	CP								CP	
Oecobiidae																							
<i>Oecobius</i> spp.												CP					CD						
Pholcidae																							
<i>Pholcus alticeps</i> Spassky, 1932		P	D		D		EV	EV	P	EV	P	CD	CD	EV	CD	D	CD					CD	D
<i>Ph. phalangoides</i> (Fuess., 1775)	D	EV	EV	EV	D	EV	CD	CP	EV	D	EV	EV	CD	EV	CD	EV	EV	EV	EV	EV	D	EV	EV
<i>Ph. ponicus</i> Thorell, 1875	P	CP		D	CP	D	P	P	CP	CD	EV	CD	D	CD	D	EV	P		CD	CD	D	EV	CD
Scytodidae																							
<i>Scytodes thoracica</i> (Latreille, 1802)		CP			CP							CP				CP	CD	CP	CP	CP			CP
Theridiidae																							
<i>Parasteatoda tabulata</i> (Leri, 1980)		P	CP	CP	CP	P	CP	CP	CP		CP			P						CD	CP	CP	
<i>P. tepidariorum</i> (C. L. Koch, 1841)	CD	CD	CP	CD	P	CD	CD	P	CD	D	P	CP	CD	CD	CD	P	CD	CP	CP	CD	P	CP	CP
<i>Parasteatoda</i> spp.	D	P	CD		P	CD	CD		P	CP	CD	CD	CP	P	CD	CD	P		P	CP	P	CP	CP
<i>Steatoda bipunctata</i> (L., 1758)	CD	CP																					
<i>St. castanea</i> (Clerck, 1757)	D	D	D	CD	D	CD	D	CD	CP	D	D	EV	D	D	P	P	D	D	D	D	D	EV	CD
<i>St. grossa</i> (C. L. Koch, 1838)	CP	P	P	CP	CD	CP	P	CD	CD	CP	P	P	P		CP	P	CD		P	P	CP	CP	P
<i>St. triangulosa</i> (Walck., 1802)	P	P	P	CP	D		CP	CP		CP	CD	CD	P		CD	CD	CD	D	CD	D	P	CP	D
<i>Theridion melanurum</i> Halim, 1831																CD	CP		CP				
Всього екс.	432	3616	742	319	806	221	637	207	879	494	273	548	785	1366	544	241	183	341	610	335	263	909	506
К-ть видів домінуючого ядра	6	3	4	6	6	6	6	4	4	8	3	7	6	5	6	6	5	5	4	5	5	4	4
К-ть видів домінуючого комплексу	12	15	11	10	14	10	12	8	14	13	10	12	9	14	12	7	9	12	10	7	12	11	12
Примітка. * – наведено класи домінування: EV – еудомінанти; D – доміанти; CD – субдомінанти; P – репеленти; CP – субрепеленти																							

Таблиця 2

Коефіцієнт подібності Жаккара (за якісними даними) щодо видів домінуючого комплексу пауків приміщень обласних центрів України

Обласний центр	Ужгород	Чернівці	Івано-Франківськ	Житомир	Київ	Черкаси	Львів	Тернопіль	Хмельницький	Вінниця	Черкаси	Полтава	Харків	Суми	Одеса	Херсон	Миколаїв	Запоріжжя	Кіровоград	Дніпропетровськ	Донецьк	Луганськ	Сімферополь
Ужгород	-	10*	7	8	9	7	8	9	7	8	6	8	8	5	6	7	5	5	7	7	8	7	5
Чернівці	0,77	-	9	9	12	8	10	8	12	11	7	11	10	6	8	9	6	6	9	9	10	8	6
Івано-Франківськ	0,58	0,69	-	8	9	7	9	9	7	10	6	9	9	5	6	7	5	4	7	7	9	7	5
Житомир	0,73	0,69	0,80	-	9	8	9	7	9	9	6	9	10	5	6	7	5	4	7	7	9	7	5
Київ	0,69	0,92	0,75	0,75	-	8	10	8	12	11	7	11	10	6	8	9	6	6	9	9	10	8	6
Чернівці	0,64	0,62	0,70	0,89	0,67	-	8	7	8	7	5	8	8	5	5	6	4	4	7	7	8	6	4
Луганськ	0,67	0,77	0,90	0,90	0,82	0,80	-	8	10	8	7	10	10	6	7	8	5	5	8	8	10	8	5
Рівне	0,50	0,62	0,89	0,70	0,67	0,78	0,80	-	8	7	6	8	8	5	6	7	4	4	7	7	8	7	4
Львів	0,69	0,92	0,75	0,75	1,00	0,67	0,83	0,67	11	8	7	11	10	6	8	9	6	6	9	9	10	8	6
Тернопіль	0,75	0,85	0,82	0,82	0,92	0,73	0,91	0,73	0,92	8	10	7	10	6	7	8	5	5	8	8	10	8	5
Хмельницький	0,64	0,62	0,70	0,70	0,67	0,78	0,80	0,78	0,67	0,73	-	8	8	6	6	6	4	4	6	6	8	7	4
Вінниця	0,67	0,77	0,90	0,90	0,83	0,80	1,00	0,80	0,83	0,91	0,80	7	10	6	7	8	5	5	8	8	10	8	5
Черкаси	0,55	0,54	0,60	0,60	0,58	0,50	0,70	0,67	0,58	0,64	0,67	0,70	7	5	7	6	5	5	6	6	7	7	5
Полтава	0,62	0,85	0,82	0,82	0,92	0,73	0,91	0,73	0,92	0,83	0,73	0,91	10	6	8	9	6	6	9	9	10	8	6
Харків	0,67	0,77	0,90	0,90	0,83	0,80	1,00	0,80	0,83	0,91	0,80	0,70	10	6	7	8	5	5	8	8	10	8	5
Суми	0,45	0,46	0,50	0,50	0,50	0,56	0,60	0,56	0,50	0,55	0,75	0,55	0,60	-	5	4	3	4	4	4	6	5	3
Одеса	0,50	0,62	0,55	0,55	0,67	0,45	0,64	0,60	0,67	0,58	0,64	0,88	0,73	0,64	0,56	7	6	6	7	7	7	7	6
Херсон	0,54	0,64	0,58	0,73	0,69	0,50	0,67	0,64	0,69	0,62	0,50	0,67	0,55	0,75	0,67	0,33	0,64	7	6	10	9	8	6
Миколаїв	0,42	0,43	0,45	0,45	0,46	0,36	0,42	0,36	0,46	0,38	0,36	0,42	0,56	0,50	0,42	0,30	0,67	0,70	5	6	5	5	6
Запоріжжя	0,45	0,46	0,36	0,50	0,50	0,40	0,45	0,40	0,50	0,42	0,40	0,55	0,45	0,50	0,75	0,60	0,63	6	6	5	5	5	5
Кіровоград	0,54	0,64	0,58	0,58	0,69	0,64	0,67	0,64	0,69	0,62	0,50	0,67	0,55	0,75	0,67	0,33	0,64	1,00	0,55	0,60	8	7	6
Дніпропетровськ	0,58	0,69	0,64	0,80	0,75	0,70	0,73	0,70	0,75	0,67	0,55	0,73	0,60	0,82	0,73	0,36	0,70	0,90	0,60	0,67	0,90	8	7
Донецьк	0,67	0,77	0,90	0,90	0,83	0,80	1,00	0,80	0,83	0,91	0,80	0,91	1,00	0,70	0,91	0,60	0,64	0,67	0,42	0,45	0,67	0,73	8
Луганськ	0,64	0,62	0,70	0,70	0,67	0,60	0,80	0,78	0,67	0,73	0,78	0,80	0,88	0,73	0,80	0,56	0,78	0,64	0,50	0,56	0,64	0,70	80
Сімферополь	0,45	0,46	0,50	0,50	0,50	0,40	0,45	0,40	0,50	0,42	0,40	0,45	0,63	0,55	0,45	0,33	0,75	0,60	0,86	0,71	0,60	0,67	0,45

Примітка: * – кількість спільних для порівнюваних угруповань видів

Таблиця 3

Коефіцієнт подібності Жаккара (за кількісними даними) щодо видів домінуючого комплексу насуєк призначень обласних центрів України

Обласний центр	Ужгород	Чернівці	Івано-Франківськ	Житомир	Київ	Чернігів	Львів	Рівне	Львів	Тернопіль	Хмельницький	Вінниця	Черкаси	Полтава	Харків	Суми	Одеса	Херсон	Миколаїв	Запоріжжя	Кіровоград	Дніпропетровськ	Донецьк	Луганськ	Сімферополь
Ужгород	-																								
Чернівці	0,69	-																							
Івано-Франківськ	0,60	0,80	-																						
Житомир	0,71	0,91	0,70	-																					
Київ	0,60	0,46	0,61	0,41	-																				
Чернігів	0,66	0,67	0,54	0,87	0,38	-																			
Львів	0,15	0,15	0,48	0,12	0,42	0,13	-																		
Рівне	0,03	0,05	0,03	0,03	0,24	0,03	0,82	-																	
Львів	0,70	0,99	0,01	0,89	0,49	0,66	0,17	0,06	-																
Тернопіль	0,20	0,11	0,58	0,22	0,47	0,22	0,91	0,74	0,24	-															
Хмельницький	0,41	0,49	0,40	0,01	0,23	0,85	0,13	0,05	0,47	0,21	-														
Вінниця	0,79	0,94	0,86	0,92	0,55	0,75	0,23	0,11	0,93	0,34	0,53	-													
Черкаси	0,73	0,71	0,64	0,82	0,56	0,91	0,19	0,07	0,72	0,27	0,72	0,79	-												
Полтава	0,21	0,17	0,46	0,13	0,55	0,16	0,81	0,62	0,21	0,65	0,10	0,24	0,29	-											
Харків	0,78	0,93	0,86	0,91	0,57	0,78	0,25	0,11	0,95	0,33	0,56	0,96	0,84	0,30	-										
Суми	0,30	0,56	0,40	0,21	0,49	0,33	0,64	0,40	0,23	0,53	0,29	0,27	0,43	0,81	0,36	-									
Одеса	0,41	0,46	0,40	0,66	0,29	0,84	0,12	0,05	0,44	0,21	0,93	0,52	0,79	0,14	0,54	0,28	-								
Херсон	0,86	0,85	0,72	0,82	0,62	0,70	0,15	0,03	0,87	0,21	0,45	0,88	0,82	0,25	0,91	0,30	0,47	-							
Миколаїв	0,74	0,82	0,71	0,72	0,62	0,59	0,17	0,04	0,87	0,20	0,36	0,80	0,75	0,32	0,87	0,33	0,38	0,92	-						
Запоріжжя	0,68	0,92	0,74	0,86	0,52	0,69	0,14	0,03	0,94	0,20	0,51	0,86	0,81	0,24	0,93	0,27	0,53	0,89	0,91	-					
Кіровоград	0,73	0,93	0,76	0,88	0,52	0,73	0,15	0,03	0,96	0,21	0,51	0,90	0,82	0,24	0,96	0,29	0,51	0,92	0,93	0,98	-				
Дніпропетровськ	0,55	0,43	0,40	0,53	0,50	0,72	0,17	0,05	0,47	0,17	0,58	0,49	0,84	0,37	0,60	0,58	0,66	0,61	0,62	0,61	0,61	-			
Донецьк	0,55	0,63	0,55	0,81	0,36	0,94	0,16	0,06	0,62	0,25	0,92	0,68	0,90	0,19	0,73	0,35	0,93	0,63	0,55	0,69	0,70	0,73	-		
Луганськ	0,54	0,52	0,60	0,46	0,58	0,46	0,34	0,18	0,60	0,29	0,29	0,55	0,63	0,59	0,68	0,65	0,30	0,65	0,78	0,66	0,69	0,70	0,46	-	
Сімферополь	0,55	0,93	0,69	0,83	0,38	0,57	0,09	0,01	0,89	0,18	0,46	0,81	0,61	0,10	0,79	0,10	0,47	0,73	0,71	0,87	0,83	0,35	0,57	0,38	-

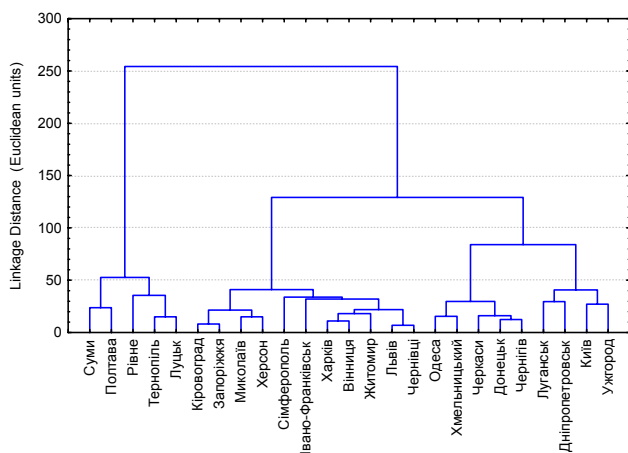


Рис. 2. Дендродіаграма подібності угруповань павуків приміщень обласних центрів України на основі аналізу матриці відносної чисельності видів домінантного комплексу

Із урахуванням відносної чисельності видів обласні центри об'єднуються у кластери на значно більшій відстані – мінімальна складає близько десяти евклідових одиниць, а також змінюється характер об'єднання. При цьому на відстані близько двохсот п'ятдесяти евклідових одиниць виділяються два кластери. Перший утворений лише п'ятьма обласними центрами: найближче об'єдналися Тернопіль, Луцьк, від них відділяється Рівне (зона широколистяних лісів); а також Суми і Полтава (лісостепова зона). Хоча зазначені обласні центри належать до різних фізико-географічних зон України, однак розташовані вони в межах $50^{\circ} 55'$ (Суми) і $49^{\circ} 32'$ (Тернопіль) північної широти, тобто на території смуги, що тягнеться із заходу на Схід України під зоною мішаних лісів. Основною відмінною рисою аранеокомплексів зазначених обласних центрів першого кластеру є переважання за відносною чисельністю *Ph. alticeps*, тоді як у складі аранеокомплексів інших обласних центрів переважає *Ph. phalangioides*.

У межах другого великого кластеру виділяється чотири малих, серед яких найбільш стійким є перший, сформований обласними центрами Півдня України (Кіровоград, Запоріжжя, Миколаїв, Херсон), що розташовані на території степової фізико-географічної зони. У межах інших трьох тенденція до об'єднання обласних центрів за приналежністю до однакових фізико-географічних зон порушується, за винятком попарного об'єднання Харків-Вінниця (лісостеп) і Луганськ-Дніпропетровськ

(степова зона).

Висновки. Встановлено значну фауністичну подібність обласних центрів України щодо видів домінантного комплексу угруповань павуків приміщень аж до повної тотожності для окремих обласних центрів як однієї, так і різних фізико-географічних зон.

Структура домінантних ядер значно відрізняється. За допомогою евристичних мір та кластерного аналізу показано, що імперативними (структуруючими) видами, які визначають подібність структури домінантних ядер аранеокомплексів приміщень обласних центрів України є *Pholcus phalangioides* (Fuesslin, 1775) і *Pholcus alticeps* Spassky, 1932, які є найбільш численними компонентами і виступають у якості наддомінантних видів угруповань різних обласних центрів.

Список літератури:

1. Баканов А. И. Количественная оценка доминирования в экологических сообществах / Баканов А. И. – М., 1987. – 63 с. – Деп. в ВИНТИ 08.12.1987, №8593-B87.
2. Дажо Р. Основы экологии / Дажо Р. ; [пер. с англ.]. – М. : Прогресс, 1975. – 416 с.
3. Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях / Песенко Ю. А. – М. : Наука, 1982. – 287 с.
4. Удосконалена схема фізико-географічного районування України / [Маринич О. М., Пархоменко Г. О., Петренко О. М., Шищенко П. Г.] // Український географічний журнал. – 2003. – №1. – С. 16–22.
5. Федоряк М. М. Видове багатство і щільність угруповань павуків (Araneae) різних поверхів житлових будинків / М. М. Федоряк, Л. В. Брушнівська // Збірка матеріалів II Міжнародної конференції «Сучасні проблеми біології, екології та хімії» (Запоріжжя, 1-3 жовтня 2009) [під ред. Тимченко С. М. та ін.]. – Запоріжжя. – С. 82–83.
6. Федоряк М. М. Домінантне ядро сообществ пауков (Araneae) областных центров Украины / М. М. Федоряк, Р. В. Соломянный – у друці.
7. Федоряк М. М. О состоянии изученности пауков (Aranei) жилых и хозяйственных помещений населенных пунктов Украины / М. М. Федоряк, С. С. Руденко // Фальцфейнівські читання [зб. наук. праць / під ред. Шмалей С. В. та ін.]. – Херсон : ПП Вишемирський, 2009. – С. 383–388.
8. Platnick N. I. The World Spider Catalog, Version 10.5, 2000-2010 / Platnick N. I. // American Museum of Natural History. – Режим доступу : <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>.
9. Stöcker G. Ein Modell der Dominanzstruktur und seine Anwendung / G. Stöcker, A. Bergmann // Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch., Berlin. – 1977. – 17 (1). – S. 1–26.

ESTIMATION OF DOMINANT NUCLEI OF SPIDERS' ASSEMBLAGES OF PREMISES OF UKRAINIAN ADMINISTRATIVE CENTERS SIMILARITY USING HEURISTIC MEASURES AND CLUSTER ANALYSIS M.M. Fedoriak

Species composition and relative number of dominant species of spiders' complex of apartment houses of the administrative centers of Ukraine have been analyzed. Significant faunistic similarity of Ukrainian administrative centers as to the species of dominant complexes up to a full identity for some regional centers both for the same and different physical-geographical zones has been found.

It has been established that the relative number of species which form dominant nuclei of spiders' assemblages of administrative centers differs considerably. Pholcus phalangioides (Fuesslin, 1775) and Pholcus alticeps Spassky, 1932 are imperative species, which define the structure similarity of dominant nuclei of spiders assemblages of apartment houses of Ukrainian administrative center. It has been proved using heuristic measures and cluster analysis.

Key words: Araneae, apartment houses, dominant nucleus, dominant complex, similarity measures.

Одержано редколегією 24.11.2009

ХАРАКТЕРИСТИКА ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ УМОВ ТА СТРУКТУРИ ІХТІОКОМПЛЕКСУ ДНІСТРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В КОНТЕКСТІ ВІДНОВЛЕННЯ ПРОМИСЛОВОГО ОСВОЄННЯ РИБНИХ ЗАПАСІВ

О.І. Худий, Л.М. Корчак, Л.В. Худа

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, м. Чернівці

*Досліджували якісний склад уловів та розмірну структуру популяцій масових видів риб Дністровського водосховища. Встановлено, що промисловий статус водойми визначається популяціями *Sander lucioperca* (L.), *Perca fluviatilis* L., *Abramis brama* (L.) та *Rutilus rutilus* L., чисельність та розмірна структура яких дозволяє відновити промислове освоєння рибних ресурсів у водоймі.*

Ключові слова: Дністровське водосховище, *Sander lucioperca* (L.), *Perca fluviatilis* L., *Abramis brama* (L.) та *Rutilus rutilus* L., чисельність

У Дністровському водосховищі промислове освоєння рибних запасів розпочалося у 1991 році, тобто через три роки після того, як водне дзеркало водосховища досягло запланованого НІР (нормального підпорного рівня). В перші роки після запровадження промисел практично не вплинув на розмірно-вікову структуру популяцій більшості видів риб, що пов'язано з надзвичайно сприятливими умовами, які склалися в попередні роки: безперервний підйом води у новоствореній водоймі забезпечив високу ефективність нересту та нагулу більшості промислово цінних видів риб. Така ситуація виникла внаслідок формування сприятливих для фітофільних риб гідрологічних умов. На початковому етапі створення водосховища були затоплені значні території, вкриті вищою рослинністю, яка послужила нерестовим субстратом. Саме в цей період сформувалось потужне стадо плідників ляща, плітки, судака, сома, а заборона на вилов риби значно розширила розмірно-віковий ряд плідників [3].

Однак, вже через три роки після початку промислового освоєння із складу популяцій почали зникати особини великих розмірів та старших вікових груп [2]. До того ж, започатковані для промивки Дністровських плавнів екологічні попуски води в нижній Дністер негативно вплинули на нерест фітофільних видів риб, які є основними об'єктами промислу.

В останні роки 20-го століття величина промислових уловів залишалась доволі високою [10] завдяки тим поколінням, які сформувались в останні роки заповнення водосховища. Початок 21-го ст. порівняно з дев'яностими роками минулого характеризується скороченням величини річних промислових уловів майже вдвічі. Крім того, сильно знизилась якість уловів. Як показав аналіз промислових уловів, в останні роки на Дністровському водосховищі зросла частка ма-

лорозмірного прилову в ставних сітках з розміром вічка, дозволеним для промислу [8].

Нераціональне ведення промислу на даній водоймі, а також неефективне відтворення популяцій основних промислових видів риб внаслідок роботи Дністровського гідровузла в нерестовий період та проведення так званих екологічних попусків у нижній Дністер призвели до погіршення стану популяцій основних промислових видів риб та зниження їх запасів [6; 7]. Це, в свою чергу, спонукало до запровадження у 2006 р. мораторію на проведення промислового вилову рибних ресурсів з Дністровського водосховища.

Матеріали та методи. Задля визначення доцільності продовження мораторію чи відновлення вилову рибних ресурсів з водосховища у промислових об'ємах було проведено науково-дослідний вилов риби.

Дослідження проводили протягом весняно-літнього сезону 2009 року у верхній частині Дністровського водосховища, де розташована переважна частка нерестових площ фітофільних видів риб. Матеріали для вивчення видового складу, відносної чисельності окремих розмірних груп популяцій збирали за допомогою 13 ставних сіток з розміром вічка 26-110 мм за загальноприйнятою в іхтіології методикою [5]. Розмір особин оцінювали за показником стандартної довжини тіла (*SL*) – відстані від початку рила до кінця уростилію [11].

В місцях відбору іхтіологічних проб були організовані спостереження за температурним, рівневим та гідрохімічним режимами [1].

Отримані результати та їх обговорення. Екосистема Дністровського водосховища, попри встановлені стереотипи, повністю відновилася від наслідків соляного забруднення, яке сталося у 1983 р. у результаті аварії на Стебниківському хімкомбінаті. Станом на сьогоднішній день пока-

зники водойми в цілому відповідають рибоводним нормативам (табл. 1).

Таблиця 1.
Гідрохімічні показники якості води з
Дністровського водосховища, літо 2009 р.

	с. Анадоли	с. Макарівка	м. Новодністровськ	ГДК для рибного- дарських водойм [4]
pH	7,56±0,20	7,98±0,19	6,83±0,20	6,5-8,5
HCO ₃ ⁻ , мг/л	256,3±23,3	202,4±19,8	274,5±25,6	60-200
CO ₂ , мг/л	16,8±0,9	15,4±1,3	26,4±2,1	<25
NH ₄ ⁺ , мгN/л	0,44±0,03	0,23±0,02	0,12±0,03	<1,0
NO ₂ ⁻ , мгN/л	0,04±0,001	0,05±0,001	0,05±0,002	<0,1
NO ₃ ⁻ , мгN/л	0,44±0,02	0,38±0,03	0,55±0,03	<2,0
PO ₄ ³⁻ , мгP/л	0,25±0,03	0,21±0,01	0,15±0,02	<0,5
Cl ⁻ , мг/л	48,1±3,7	39,0±4,0	43,7±4,1	<50,0
Ca ²⁺ , мг/л	40,0±4,2	54,0±5,1	54,0±4,8	40-60
Fe ⁺²⁺³ , мгFe/л	0,18±0,02	0,14±0,01	0,25±0,01	<1,0
Заг. твердість, мг-екв/л	5,8±0,5	4,5±0,4	4,0±0,3	3-7

У Дністровському водосховищі нерест переважної більшості фітофільних видів риб проходить в умовах різкого коливання поверхневого рівня води внаслідок роботи гідровузлів Дністровської ГЕС [9].

Не стала виключенням і нерестова кампанія 2009 року. Так, починаючи з середини квітня, коли до нерестовищ підійшли плідники окуня та плітки, розпочалося різке зниження рівня води у водоймі, яке тривало до кінця травня. В окремі дні зниження поверхневого рівня досягало 0,25 м, що призводило до осушення значних площ нерестового субстрату (ширина берегової лінії за добу зростала до 2,5 метрів).

Аналіз уловів сіток контрольного порядку показав, що найчисельнішими видами у верхній ділянці Дністровського водосховища є судак, окунь, лящ та плітка (табл. 2).

Такий розподіл видів за їх присутністю в сітних знаряддях контрольного порядку відрізняється від того, який мав місце до запровадження мораторію на промислове виловлення риби [6]. Істотно зросла в уловах частка судака, чисельність якого збільшилась приблизно втричі порівняно з 2003 роком та перевищила чисельність ляща і плітки, чого не спостерігалось раніше.

Аналіз розмірної структури популяцій найбільш масових видів засвідчив зміни у розподіл особин за розмірними рядами (табл. 3) у порівнянні з попередніми періодами [6].

Так, у порівнянні з 2003 роком, зросли середньо-вибіркові довжини ляща, коропа, сома, риб-

ця, тоді як для плітки, окуня та судака ці показники практично не змінилися [6]. Маса улову усередненої сітки контрольного порядку за добу у весняно-літній період поточного року складала 1,9 кг риби.

Таблиця 2
Відносна чисельність (%) та частота зустрічі (екземплярів на 1 сітку контрольного порядку) видів риб в контрольних виловах з середньої частини Дністровського водосховища.

Вид	%	екз./сіт.
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus)	26,85	1,79
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus	18,47	1,23
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus)	13,50	0,9
<i>Rutilus rutilus</i> Linnaeus	10,25	0,68
<i>Abramis sapa</i> (Pallas)	7,15	0,48
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch)	6,81	0,45
<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus)	6,75	0,45
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus)	3,18	0,21
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus)	2,22	0,15
<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus)	1,70	0,11
<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus)	1,02	0,07
<i>Silurus glanis</i> (Linnaeus)	0,93	0,06
<i>Rutilus frisii</i> (Nordmann)	0,76	0,05
<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus)	0,29	0,02
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus)	0,05	>0,01
Всього	100,00	6,65

Таблиця 3
Розмірний склад популяцій риб (%) у Дністровському водосховищі з уловів контрольних сіток в 2009 р.

	<i>R. rutilus</i>	<i>A. brama</i>	<i>C. carpio</i>	<i>V. vimba</i>	<i>A. sapa</i>	<i>C. gibelio</i>	<i>S. glanis</i>	<i>P. fluviatilis</i>	<i>S. lucioperca</i>
Розмірний склад популяцій основних видів риб Дністровського водосховища, %	11-12	0,4	3,1					11	
	13-14	1,3				0,7		9,7	0,5
	15-16	26,3			10,6	7,8		26,1	0,3
	17-18	44,7	2,1	4	38,7	32,8		40	1,7
	19-20	16,6	4,6	8,8	19,4	48	31,8	10,1	0,8
	21-22	9,3	5,6	4	24,9	1,2	13	1,9	3,8
	23-24	1	3,5	18,2	31,5	7,2			14,7
	25-26	0,7	1,3	4,3	16,6	5,8			16,7
	27-28	11,3	12	5		1		1,3	13,7
	29-30		35,8		2,6	1,5			13,8
	31-32		21,3	2,2					12,7
	33-34		5,4	22,9			11,4		9,4
	35-36		1,9	4,7					7,8
	37-38		4,3	4			9,6		1,6
	39-40		0,5	3,1					1
	41-42		1,9				5,2		0,4
	43-44								0,2
	45-46			8,7			11,4		0,4
	47-48								0,4
	120						62,5		
Середня довжина особини, см	17,2	28,7	28,5	22,4	18	19	89,5	15,8	28

Перед запровадженням мораторію неоднора-

зово проводилось зариблення водосховища рослиноїдними далекосхідними видами – строкатим і білим товстолобиками. Окрім того, в окремі багатководні роки під час весняно-літніх паводків відбувається прорив рибогосподарських ставів, звідки дані види потрапляють в русло Дністра. Про нагромадження значних запасів товстолобика у Дністровському водосховищі свідчать випадки його масової загибелі в квітні-березні 2008-2009 р. Розміри загиблих особин (середня маса складала 8,6 кг) свідчать про перезрілість стада та можливість його експлуатації крупновічковими знаряддями лову.

Таким чином, базуючись на матеріалах весняно-літніх уловів сіток контрольного порядку, а також на даних розмірної структури популяцій масових видів можна зробити висновок про можливість скасування на Дністровському водосховищі мораторію та відновлення промислового освоєння рибних запасів у 2010р. в особливому режимі, який би забезпечив селективне вилучення особин старших вікових груп ляща, судака, коропа, сома, білизни, головня та рослиноїдних ставними сітками з розміром вічка 70-110 мм.

Список літератури

1. Арсан О.М., Романенко В.Д. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
2. Вивчення розмірно-вікової структури популяції ляща (*Abramis brama* L.) у Дністровському водосховищі / Г.І. Мардар, Я.М. Когутяк, М.М. Федоряк, О.І. Худий // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Біологія. – 2000р. – №7. – С.148-149.
3. Видовой состав ихтиофауны бассейна Днестра / И.А. Крыжановский, В.А. Кундиев, Н.И. Чеченюк и др. // Гидробиологический режим Днестра и его водоемов. – Киев: Наук.думка, 1992. – С. 286–300.
4. Литвинова Т.Г. Нормативи показників якості води джерел водопостачання, ставів при вирощуванні риби та галузеві технологічні нормативи утворення забруднюючих речовин при скиданні вод в період обловів ставів. – К., 1998. – 10 с.
5. Озінковська С.П., Єрко В.М., Коханова Г.Д. Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України. – К., 1998. – 47 с.
6. Худий О.І. Оцінка розмірного складу популяцій основних промислових видів риб Дністровського водосховища // Вісник Чернівецького університету. Серія: Біологія. – 2003. – Вип. 169. – С. 90 – 94.
7. Худий О.І. Вікова структура угруповань основних промислових видів риб Дністровського водосховища // Вісник Чернівецького національного університету. Серія: Біологія. – 2004. – Вип. 194. – С. 71 – 75.
8. Худий О.І. Характеристика рибного промислу на Дністровському водосховищі // Молодь у вирішенні регіональних та транскордонних проблем екологічної безпеки. Матеріали четвертої Міжнарод. наук. конф. (м.Чернівці, 5-6 травня 2005 року) Чернівці: Зелена Буковина. – 2005, С.162-167.
9. Худий О.І., Євтушенко М.Ю. Ефективність нересту фітофільних видів риб у Дністровському водосховищі // Доповіді НАН України. – 2003. – № 12. – С. 151-154.
10. Худий О.І., Когутяк Я.М. Оцінка стану популяцій основних промислових видів риб та його вплив на рибогосподарську продуктивність Дністровського водосховища // Водные биоресурсы и пути их рационального использования. Материалы международной научной конференции молодых ученых, Киев, 31 января –1 февраля 2000г. – Киев, 2000. С.55-57.
11. Kottelat M. Handbook of European freshwater fishes / Kottelat, Freyhof Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, 2007. – 646 p.

THE FRAME CHARACTERISTIC OF THE DNESTR RESERVOIR ICHTHYOCOMPLEX IN A CONTEXT OF RENEWAL OF INDUSTRIAL DEVELOPMENT OF FISH STORES

O.Khudyj, L. Korchak, L.Khuda

Qualitative structure catches and dimensional frame of populations of mass fishes species was investigated in the Dnistrovsky reservoir. It is established, that the industrial status of a reservoir is defined by populations Sander lucioperca (L.), Perca fluviatilis L., Abramis brama (L.) and Rutilus rutilus L., number and which dimensional frame, allows to renew industrial development of fish resources in a reservoir.

Key words: Dnistrovsky reservoir, *Sander lucioperca* (L.), *Perca fluviatilis* L., *Abramis brama* (L.) ma *Rutilus rutilus* L.,

Одержано редколегією 09.09.2009



УДК 631.4:631.51

ТРАНСФОРМАЦІЯ КИСЛОТНО-ОСНОВНОЇ БУФЕРНОСТІ БУРУВАТО-ПІДЗОЛИСТИХ ҐРУНТІВ ПЕРЕДКАРПАТТЯ ПІД ВПЛИВОМ ОСУШУВАЛЬНОЇ ТА ХІМІЧНОЇ МЕЛІОРАЦІЇ

І.І. Казімір

*Чернівецький національний університет ім. Ю. Федьковича
E-mail: ivanzvir@gmail.com*

Наведено результати вивчення впливу осушувальної меліорації та кальційвмісних сполук (вапно, фосфоритне борошно та їх поєднання) на кислотно-основну буферність бурувато-підзолистих оглеєних ґрунтів Передкарпаття сінокосно-пасовищного використання неосушених та осушених закритим гончарним дренажем.

Ключові слова: бурувато-підзолистий ґрунт, кислотно-основна буферність, осушення, хімічна меліорація, кореляційні зв'язки.

Вступ. Для нормального росту сільськогосподарських культур у виробничих умовах важливе значення має ґрунтовий розчин ґрунту, що знаходиться в динамічній рівновазі з її твердою частиною, живою складовою і повітрям. Ця рівновага постійно зміщується внаслідок поглинальної здатності коренів рослин, виділень мікроорганізмів, випадання атмосферних опадів, змін атмосферного тиску, обробітку ґрунту та внесення добрив, а в поливних районах – ще й зрошення [2, 5]. Тому дослідження кількісних та якісних параметрів і закономірностей формування кислотно-основної буферності ґрунтів з кислотою реакцією середовища юмає дуже важливе як теоретичне так і прикладне значення, яке пов'язано з проблемою ґрунтової кислотності, хімічної меліорації, а також несприятливим впливом кислотних опадів на ґрунт і екосистеми. Параметри, що характеризують кислотно-основну буферність, можуть бути використанні також при вирішенні загально екологічних завдань, питань діагностики ґрунтоутворення, хімізації землеробства та оцінки агроекологічного стану ґрунту [1, 4, 6].

Метою досліджень було прослідкувати вплив осушувальної меліорації та хімічних меліорантів на трансформацію кислотно-основної буферності бурувато-підзолистих оглеєних ґрунтів Передкарпаття.

Об'єктом досліджень були бурувато-підзолисті оглеєні ґрунти Передкарпаття антропогенно-трансформованих угідь. Вивчення впливу осушувальної меліорації на трансформацію кислотно-основної буферності бурувато-підзолистого оглеєного ґрунту проводили, порівнюючи осушені та неосушені угіддя сінокосно-

пасовищного використання.

Встановлення сумісного впливу хімічних меліорантів на трансформацію та часову динаміку показників кислотно-основної буферної здатності бурувато-підзолистого ґрунту проводили на прикладі пасовища неосушеного та сінокосно-осушеного. Було відібрано зразки з гумусово-елювіального (He) горизонту з яким проводився лабораторний модельний дослід, тривалістю 1 та 2 роки.

Варіантами дослідів 1) Контроль (без хіммеліорантів) (**B1**); 2) вапно – 3 норми, розраховані за гідролітичною кислотністю (**B2**); 3) фосфоритне борошно – 3 норми, розраховані на нейтралізацію рухомого алюмінію (**B3**); 4) вапно – 1,5 норми + фосфоритне борошно – 1,5 норми (**B4**). Проби ґрунту для лабораторних аналізів відбирали через 1 та 2 роки.

Методи досліджень. В процесі дослідження застосовувались польовий (морфологічний), лабораторно-аналітичний та статистичний методи досліджень. Результати досліджень опрацьовувались за допомогою програмного забезпечення, розробленого в ННЦ «Інститут ґрунтознавства і агрохімії» УААН (м. Харків).

Показники буферних властивостей визначали за методиками, описаними Т.Ф.Зайцевою [1], П.П.Надточієм [3] та Р.С.Трускавецьким [5, 11], фізико-хімічні властивості – за загальноприйнятими та стандартизованими методиками [7-10].

Результати досліджень. Відомо, що осушувальна меліорація, змінюючи співвідношення між рідкою та твердою фазами ґрунту впливає на інтенсивність ґрунтових процесів та визначає формування властивостей ґрунтів. З однієї сто-

рони, відмічається поліпшення водно-повітряного режиму ґрунтів, а з іншої – при тривалій дії гончарного дренажу посилюються втрати обмінного кальцію та водорозчинних калію й натрію з профілю ґрунту.

Малодослідженим залишається вплив осушувальної меліорації на трансформацію кислотно-основної буферності ґрунту.

За допомогою буферних кривих розраховано протикислотну (від $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ до pH 5,0) і протиосновну (від $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ до pH 8,0) буферності, нейтралізувальну і поглинальну здатності в цих же інтервалах, та градієнти pH відносно $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ за максимального введення кислоти (12,5 мг-екв HCl) і лугу (12,5 мг-екв NaOH), що характеризують буферність ґрунтів за екстремального кислотного і лужного навантаження (табл.1).

Таблиця 1

Вплив осушувальної меліорації на показники буферних властивостей бурвато-підзолистих оглеєних ґрунтів

Генетичний горизонт	pH _{CaCl₂}	Нейтралізувальна здатність, мг-екв/100г ґрунту		Буферність, мг-екв/100г ґрунту/d pH		Градієнт pH суспензії від введення	
		в інтервалі від pH _{CaCl₂} до				12,5 мг-екв HCl	12,5 мг-екв NaOH
		pH 5,0	pH 8,0	pH 5,0	pH 8,0		
пасовище неосушене							
He	4,0	-	10,7	-	2,69	1,6	5,2
Egl	4,1	-	4,5	-	1,15	2,1	5,5
Igl	4,4	-	3,7	-	1,04	1,7	5,1
Ipgl	4,7	-	3,0	-	0,91	2,1	4,8
сінокіс осушений, дренаж 1974 року							
He	4,9	-	4,0	-	1,29	1,5	4,5
Egl	4,0	-	5,7	-	1,46	1,9	5,4
Igl	3,4	-	8,0	-	1,72	1,1	5,9
Ipgl	5,1	0,25	4,0	0,05	1,38	3,0	4,2
пасовище осушене, дренаж 1914 року							
He	3,1	-	11,2	-	2,32	1,2	5,4
Egl	3,3	-	11,0	-	2,37	1,6	5,6
Igl	3,5	-	11,7	-	2,62	1,8	5,1
Ipgl	3,7	-	10,7	-	2,48	1,5	4,8

Ґрунту під угіддями, які характеризуються різним меліоративним станом непритаманна нейтралізувальна здатність в інтервалі від $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ до pH 5,0. Тільки в ґрунті під пасовищем осушеним вона проявляється лише в Ipgl горизонті (0,25 мг-екв/100 г ґрунту). Аналогічний висновок можна зробити й стосовно буферності в інтервалі від $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ до pH 5,0, оскільки розрахунок її ведеться на основі нейтралізувальної здатності в зазначеному інтервалі.

Висока нейтралізувальна здатність в інтервалі від $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ до pH 8,0 (протиосновна) спостерігається у ґрунті пасовища осушеного. Для неї характерний слабодиференційований профільний розподіл (в межах 10,7-11,7мг-екв/100 г ґрунту).

В ґрунті під пасовищем неосушеним спостерігається зменшення цього показника вниз по профілю.

В ґрунті під сінокосом осушеним, навпаки, відмічається незначне зростання протиосновної нейтралізувальної здатності з глибиною.

Буферність в інтервалі від $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ до pH 8,0 в ґрунті під пасовищем неосушеним більше змінюється по профілю (0,91-2,69) в порівнянні з пасовищем осушеним та сінокосом осушеним. Під цими угіддями її параметри складають 2,32 - 2,62 та 1,29-1,72 мг-екв/100 г ґрунту/d pH відповідно.

Іншим показником, що характеризує кислотно-основну буферну здатність ґрунту є градієнт pH суспензії від введення максимальної кількості кислоти чи лугу (по 12,5 мг-екв HCl і NaOH). Чим менша величина зазначеного градієнта, тим більшою буферністю володіє ґрунт. Отримані дані свідчать про найвищу буферність проти підкислення ґрунту під пасовищем осушеним. Це свідчить про зміни буферності ґрунту під впливом осушувальної меліорації.

За параметрами протиосновної буферності суттєвих відмінностей між ґрунтами досліджуваних угідь не проявляється. Вищі її значення у верхньому генетичному горизонті можуть бути обумовлені вищим вмістом у ньому кислих гуматів та підвищеною здатністю до обмінної адсорбції катіонів.

За умов тривалої дії гончарного дренажу (з 1914 року) та пасовищного використання ґрунту зростає його протикислотна буферність та знижується протиосновна. Такі висновки зроблено згідно величин ΔpH_k , ΔpH_n у верхній частині профілю.

Отже, чим нижча буферність, тим швидшим змінам при трансформації екологічних умов і кислотно-лужному впливі можуть піддатися хімічні і фізичні властивості ґрунту, особливо пасовища неосушеного та сінокосу осушеного. За умов тривалої дії гончарного дренажу (з 1914 року) та пасовищного використання ґрунту зростає його протиосновна буферність. В таких умовах підвищуються величини буферності до 2,32-2,62 за їх значень в ґрунті сінокосу осушеного в межах 1,29-1,72 мг-екв/100 г ґрунту/d pH .

Описані вище результати закономірно підтверджують розрахунки буферної площі (табл. 2).

В ґрунті під пасовищем неосушеним та осушеним буферна площа в кислотному плечі характеризується дуже близькими параметрами. Відмічається незначний Е-І перерозподіл її значень.

Ґрунту сінокосу осушеного притаманні найнижчі значення буферної площі проти підкислення. В лужному діапазоні відмічені високі значення буферної площі в усіх досліджуваних ґрунтах, але при тривалому осушенні ґрунту вона знижується.

Показник буферної асиметричності зменшується вниз по профілю тільки в ґрунті пасовища неосушеного, поступове збільшення вниз по профілю коефіцієнта буферної асиметрії спостерігається в ґрунті осушених угідь.

Отже, за умов тривалого осушення послаблюються кислотно-основні буферні функції ґрунту.

Вивчали також вплив кальційвмісних хіммеліорантів на кислотно-основну буферну здатність ґрунту пасовища неосушеного та сінокошу осушеного.

Таблиця 2

Вплив осушувальної меліорації на оціночні показники кислотно-основної буферності бурувато-підзолистих оглеєних ґрунтів

Генетичний горизонт	Буферна площа, см ²		КБА
	проти підкислення	проти підлугування	
пасовище неосушене			
He	5,43	22,28	0,61
Egl	4,97	19,33	0,59
Ei	5,78	20,65	0,56
Igl	6,96	16,76	0,41
Pigl	6,69	16,12	0,41
сінокіс осушений, дренаж 1974 року			
Норн.	4,28	24,03	0,70
Egl	3,79	25,58	0,74
EIgl	4,26	27,76	0,73
Ipgl	3,19	26,84	0,78
Pigl	3,63	26,16	0,75
пасовище осушене, дренаж 1914 року			
He	6,46	17,17	0,45
Egl	4,94	19,74	0,59
Ei	5,04	20,93	0,61
Igl	4,62	21,13	0,62
Pigl	5,70	17,52	0,50
НІР ₀₅	0,05	0,06	0,003

Показники буферних властивостей ґрунту змінилися через 1 рік після внесення хіммеліорантів (табл.3). Зокрема, значення рН_{CaCl2} незалежно від варіанту від кислих змістилося ближче до слабокислих і навіть нейтральних значень. Це підтверджує те, що хімічні сполуки внесені в ґрунт певною мірою, впливають на його буферність, оскільки самі володіють певною величиною буферності. Починає проявлятися нейтралізувальна здатність, а отже й буферність в інтервалі від рН_{CaCl2} до рН 5, за винятком В3 (пасовище неосушене), де вносилося фосфоритне борошно. Вища протикислотна буферність формується під впливом вапна (сінокіс осушений) та вапна в поєднанні з фосфоритним борошном (пасовище неосушене).

Проаналізувавши і порівнявши дані показників буферних властивостей нативного ґрунту та цього ж ґрунту після дворічної взаємодії з хіммеліорантами, зазначимо, що величини рН_{CaCl2} залишилися на рівні слабокислих і нейтральних значень, особливо в ґрунті сінокошу осушеного. На всіх варіантах у кілька разів зросла нейтралізувальна здатність ґрунту як в інтервалі від рН_{CaCl2} до рН 5,0 так і від рН_{CaCl2} до рН 8,0, а також буферність ґрунту в зазначених інтервалах. Що пояснюється тим, що хіммеліоранти повніше прореагували з ґрунтом. Найістотніше підвищення протилужної буферності відбулося в ґрунті сінокошу осушеного.

Отже, хіммеліоранти в першу чергу впливають на підвищення протикислотної буферності бурувато-підзолистого ґрунту, що цілком закономірно зважаючи на їхню генетичну природу.

Таблиця 3

Показники буферних властивостей бурувато-підзолистих оглеєних ґрунтів після взаємодії з хіммеліорантами

Варіант досліджу	pH _{CaCl2}		Нейтралізувальна здатність, мг-екв/100 г ґрунт				Буферність, мг-екв /100г ґрунту /d pH				Гradient pH суспензії від введення			
			В інтервалі від pH CaCl ₂ до											
			pH 5,0		pH 8,0		pH 5,0		pH 8,0		12,5 мг-екв HCl		12,5 мг-екв NaOH	
	1*	2*	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
пасовище неосушене														
B1	4,0		-		4,7		-		2,69		1,6		5,2	
B2	5,74	5,85	0,36	0,65	1,75	6,25	0,68	4,7	0,77	2,33	4,62	3,46	6,78	5,4
B3	4,78	4,81	-	-	2,36	5,0	-	-	1,01	1,57	2,18	2,94	6,46	6,14
B4	6,07	6,25	1,0	6,3	1,75	2,0	0,93	3,2	0,91	2,86	3,61	2,3	4,25	3,9
рілля осушена, дренаж 1974 року														
B1	4,9		-		4,0		-		1,29		1,5		4,5	
B2	6,86	6,67	4,0	5,25	1,25	6,5	1,75	2,39	1,10	3,76	2,6	2,85	3,75	2,78
B3	6,21	6,87	1,0	6,0	1,25	6,25	0,83	2,14	0,7	4,42	3,47	3,26	4,26	2,66
B4	5,75	6,87	0,75	2,0	2,25	2,75	1,0	2,14	1,0	4,42	3,5	4,67	5,0	4,44
НІР ₀₅					0,3	0,4			0,1	0,2	0,3	0,4	0,4	0,5
* * – 1 і 2 – час взаємодії х хіммеліорантами. років														

* * – 1 і 2 – час взаємодії з хіммеліорантами, років

Найсуттєвіший вплив на підвищення буферності в кислотному діапазоні здійснило внесення вапна (сінокіс осушений) та сумісне внесення вапна і фосфоритного борошна (пасовище неосушене) (табл.4). Буферна площа проти підлугування знизилась у всіх варіантах порівняно з контролем. Значення коефіцієнта буферності асиметричності свідчать про оптимізацію буферних систем ґрунту при внесенні вапна та вапна в поєднанні з фосфоритним борошном (пасовище неосушене), і у варіанті 3, 4 (сінокосу).

Таблиця 4

Оціночні показники кислотно-основної буферності бурувато-підзолистих оглеєних ґрунтів після взаємодії з хіммеліорантами

Варіант досліджу	Буферна площа, см ²				КБА**	
	проти підкислення		проти підлугування			
	1	2	1	2	1	2
пасовище неосушене						
B1	5,5		20,75		0,58	
B2	5,0	6,25	6,25	11,25	0,52	0,55
B3	4,75	7,25	12,62	13,75	0,45	0,31
B4	6,75	15,5	10,37	14,75	0,24	0,02
сінокіс осушений, дренаж 1974 року						
B1	6,25		15,15		0,42	
B2	9,25	14,25	9,0	18,0	0,38	0,17
B3	7,25	14,75	8,87	17,75	0,10	0,13
B4	5,62	5,75	8,75	18,25	0,22	0,52
НІР ₀₅	0,2	0,4	0,8	0,9	0,02	0,03

* – 1 і 2 – час взаємодії з хіммеліорантами, років

** КБА – коефіцієнт буферної асиметрії

Буферна площа проти підлугування виявилася вищою після двохрічної взаємодії ґрунту з хіммеліорантами ніж після однорічної у всіх варіантах досліджу. Вища буферна асиметричність проявляється в ґрунті пасовища неосушеного ніж сінокосу осушеного, за виключенням варіанта 4, тобто ґрунт починає повертатися до вихідного стану кислотно-основної буферності.

Отже, за внесення хіммеліорантів як в осушений, так і в неосушений ґрунт створюються сприятливіші умови для функціонування кислотно-основних буферних механізмів ґрунту.

Проведений кореляційно-регресійний аналіз між показниками кислотно-основної буферності і фізико-хімічних властивостей бурувато-підзолистих оглеєних ґрунтів після річної взаємодії ґрунту з хіммеліорантами виявив існування багатьох кореляційних зв'язків (табл.5). Між ознаками НЗ-8 – $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ та НЗ-8 – pH_{KCl} , кореляційний зв'язок є високим і зворотнім по знаку із значеннями – 0,78 та – 0,83 відповідно. Аналогічні закономірності виявлені і для зв'язків між ГК і ОК та НЗ-8. Зв'язок у всіх цих випадках прямий із значеннями коефіцієнтів кореляції 0,83, та 0,84 і 0,90 відповідно. На високу тісноту зв'язку вказує і значення парного коефіцієнта кореляції між

НЗ-8 і Al^{3+} – 0,84, який зростає при виключенні впливу третьої ознаки (H^+), і становить 0,90.

Статистично значущі на 95-% рівні коефіцієнти кореляції підкреслені, (НЗ-8 – нейтралізувальна здатність від $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ до pH 8; $\Delta\text{pH}_\text{к}$ – градієнт pH від введення максимальної концентрації кислоти; $\Delta\text{pH}_\text{л}$ – градієнт pH від введення максимальної концентрації луку; $\text{БП}_\text{к}$ буферна площа протикислотна; $\text{БП}_\text{л}$ – буферна площа протилужна; КБА – коефіцієнт буферної асиметрії, ГК, ОК – гідролітична та обмінна кислотність)

Між $\Delta\text{pH}_\text{л}$, $\text{БП}_\text{к}$, КБА, які виступили в якості результуючих ознак та фізико-хімічними властивостями даних ґрунтів статистично доведених залежностей не виявлено. Однак, коли у випадку результуючої ознаки виступає $\text{БП}_\text{л}$, то практично у всіх випадках (окрім пари $\text{БП}_\text{л}$ – H^+) виявлено зв'язки високої і дуже високої тісноти ($\pm 0,73$ – $\pm 0,98$).

Після дворічної взаємодії ґрунту з хіммеліорантами тіснота кореляційних зв'язків між окремими ознаками значно послаблюється (табл.6). Так між НЗ-8 і $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, ГК та Al^{3+} зв'язки стали помітними або помірними, а для пари ознак НЗ-8 та Ca^{2+} зв'язок із високого став слабким.

Аналіз частинних і множинних коефіцієнтів кореляції теж підтверджує, що відбувається зниження величини зв'язків та їх статистично доведеної кількості із зростанням періоду дії хіммеліорантів, тобто відбувається наближення ґрунту до притаманного йому стану кислотно-основної рівноваги.

На основі аналізу кореляційних зв'язків між показниками кислотно-основної буферності та фізико-хімічних властивостей пропонуємо для об'єктивної оцінки агроекологічного стану бурувато-підзолистих ґрунтів застосовувати показники НЗ-8 та КБА.

Крім того, можна стверджувати, що формування показників кислотно-основної буферності бурувато-підзолистих оглеєних ґрунтів зумовлюється кислотно-основним станом ґрунту.

Отже, тривала дія хіммеліорантів на ґрунт призводить до значної трансформації кількісних та якісних показників ГВК, що виражається, зокрема із зміною характеру, напрямку, тісноти та статистичної доведеної зв'язків різного роду між показниками кислотно-основної буферності та фізико-хімічних властивостей ґрунту.

Висновки.

1. За довготривалого осушення закритим гончарним дренажем бурувато-підзолистого оглеєного ґрунту сінокісно-пасовищного використання, підвищилася нейтралізувальна здатність та буферність ґрунту в інтервалі від $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ до pH 8,0 й зросли значення КБА, проте знизилася значення площі буферності в кислотному діапазоні та підвищилися в лужному (6,25-18,25 і 4,75-15,5см²) відповідно

Таблиця 5

Тіснота кореляційних зв'язків між показниками кислотно-основної буферності і фізико-хімічних властивостей бурвато-підзолистих оглеєних ґрунтів після річної взаємодії з хімеліорантами

Ознаки			Коефіцієнти кореляції								
У	Х	Z	парні			частинні			множинні		
			r(xy)	r(xz)	r(yz)	r(xy.z)	r(xz.y)	r(yz.x)	R(x.yz)	R(y.xz)	R(z.xy)
НЗ-8	pH _{H2O}	pH _{kcl}	<u>-0,78</u>	<u>0,97</u>	<u>-0,83</u>	0,19	<u>0,93</u>	-0,49	<u>0,97</u>	<u>0,84</u>	<u>0,98</u>
НЗ-8	ГК	ОК	<u>0,84</u>	<u>0,83</u>	<u>0,90</u>	0,37	0,32	0,68	<u>0,86</u>	<u>0,92</u>	<u>0,91</u>
НЗ-8	Al ³⁺	H ⁺	<u>0,84</u>	-0,16	0,21	<u>0,90</u>	-0,63	0,64	<u>0,91</u>	<u>0,91</u>	0,65
НЗ-8	Ca ²⁺	СВО	<u>-0,72</u>	0,41	<u>-0,71</u>	-0,68	-0,22	-0,65	<u>0,74</u>	<u>0,85</u>	<u>0,72</u>
ΔpH _к	pH _{H2O}	pH _{kcl}	<u>0,79</u>	0,97	<u>0,71</u>	0,58	<u>0,95</u>	-0,37	<u>0,98</u>	<u>0,82</u>	<u>0,97</u>
ΔpH _к	ГК	ОК	-0,62	0,83	<u>-0,84</u>	0,26	<u>0,73</u>	<u>-0,74</u>	<u>0,84</u>	<u>0,85</u>	<u>0,93</u>
ΔpH _к	Al ³⁺	H ⁺	<u>-0,79</u>	-0,16	-0,13	<u>-0,83</u>	-0,43	-0,42	<u>0,84</u>	<u>0,84</u>	0,45
ΔpH _к	Ca ²⁺	СВО	<u>0,71</u>	0,41	<u>0,78</u>	0,69	-0,33	<u>0,76</u>	<u>0,75</u>	<u>0,89</u>	<u>0,80</u>
ΔpH _л	pH _{H2O}	pH _{kcl}	-0,18	0,97	-0,19	0,00	<u>0,97</u>	-0,05	<u>0,97</u>	0,19	<u>0,97</u>
ΔpH _л	ГК	ОК	-0,06	0,83	-0,03	-0,06	<u>0,83</u>	0,03	<u>0,83</u>	0,07	<u>0,83</u>
ΔpH _л	Al ³⁺	H ⁺	0,09	-0,16	-0,43	0,02	-0,14	-0,43	0,16	0,43	0,45
ΔpH _л	Ca ²⁺	СВО	-0,22	0,41	-0,05	-0,22	0,41	0,04	0,45	0,23	0,41
БП _к	pH _{H2O}	pH _{kcl}	0,47	0,97	0,58	-0,47	<u>0,97</u>	0,58	<u>0,98</u>	0,69	<u>0,98</u>
БП _к	ГК	ОК	-0,31	0,83	-0,23	-0,22	<u>0,82</u>	0,05	<u>0,84</u>	0,31	<u>0,83</u>
БП _к	Al ³⁺	H ⁺	-0,40	-0,16	0,58	-0,38	0,10	0,58	0,41	0,66	0,59
БП _к	Ca ²⁺	СВО	0,12	0,41	0,32	-0,01	0,39	0,30	0,41	0,32	0,49
БП _л	pH _{H2O}	pH _{kcl}	<u>-0,89</u>	0,97	<u>-0,90</u>	-0,19	<u>0,86</u>	-0,29	<u>0,97</u>	<u>0,90</u>	<u>0,97</u>
БП _л	ГК	ОК	<u>0,88</u>	0,83	<u>0,98</u>	0,56	-0,24	<u>0,92</u>	<u>0,89</u>	<u>0,98</u>	<u>0,98</u>
БП _л	Al ³⁺	H ⁺	<u>0,93</u>	-0,16	0,14	<u>0,97</u>	<u>-0,80</u>	<u>0,79</u>	<u>0,97</u>	<u>0,97</u>	<u>0,80</u>
БП _л	Ca ²⁺	СВО	<u>-0,73</u>	0,41	<u>-0,84</u>	<u>-0,78</u>	-0,55	<u>-0,87</u>	<u>0,82</u>	<u>0,94</u>	<u>0,89</u>
КБА	pH _{H2O}	pH _{kcl}	-0,46	0,97	-0,38	-0,41	<u>0,97</u>	0,31	<u>0,98</u>	0,54	<u>0,97</u>
КБА	ГК	ОК	0,39	0,83	0,58	-0,20	<u>0,81</u>	0,50	<u>0,84</u>	0,60	<u>0,88</u>
КБА	Al ³⁺	H ⁺	0,56	-0,16	0,04	0,57	-0,22	0,16	0,59	0,57	0,22
КБА	Ca ²⁺	СВО	-0,54	0,41	-0,53	-0,42	0,18	-0,39	0,56	0,63	0,54

Таблиця 6

Тіснота кореляційних зв'язків між показниками кислотно-основної буферності і фізико-хімічних властивостей бурвато-підзолистих оглеєних ґрунтів після двохрічної взаємодії з хімеліорантами

Ознаки			Коефіцієнти кореляції								
У	Х	Z	парні			частинні			множинні		
			r(xy)	r(xz)	r(yz)	r(xy.z)	r(xz.y)	r(yz.x)	R(x.yz)	R(y.xz)	R(z.xy)
НЗ-8	pH _{H2O}	pH _{kcl}	-0,50	<u>0,97</u>	-0,54	0,10	<u>0,95</u>	-0,25	<u>0,97</u>	0,55	<u>0,97</u>
НЗ-8	ГК	ОК	0,46	0,49	<u>0,74</u>	0,17	0,24	0,67	0,51	<u>0,75</u>	<u>0,76</u>
НЗ-8	Al ³⁺	H ⁺	0,54	-0,15	0,49	<u>0,72</u>	-0,57	0,69	<u>0,73</u>	<u>0,80</u>	<u>0,70</u>
НЗ-8	Ca ²⁺	СВО	-0,25	<u>0,89</u>	-0,15	-0,27	<u>0,89</u>	0,18	<u>0,90</u>	0,31	<u>0,89</u>
ΔpH _к	pH _{H2O}	pH _{kcl}	0,70	<u>0,97</u>	<u>0,71</u>	0,05	<u>0,93</u>	0,21	<u>0,97</u>	<u>0,71</u>	<u>0,97</u>
ΔpH _к	ГК	ОК	<u>-0,72</u>	0,49	<u>-0,72</u>	-0,61	-0,07	-0,61	<u>0,72</u>	<u>0,83</u>	<u>0,72</u>
ΔpH _к	Al ³⁺	H ⁺	<u>-0,75</u>	-0,15	0,01	<u>-0,76</u>	-0,22	-0,16	<u>0,77</u>	<u>0,76</u>	0,22
ΔpH _к	Ca ²⁺	СВО	0,59	<u>0,89</u>	<u>0,74</u>	-0,23	<u>0,83</u>	0,59	<u>0,89</u>	<u>0,76</u>	<u>0,93</u>
ΔpH _л	pH _{H2O}	pH _{kcl}	-0,62	<u>0,97</u>	-0,59	-0,24	<u>0,95</u>	0,04	<u>0,97</u>	0,62	<u>0,97</u>
ΔpH _л	ГК	ОК	0,33	0,49	0,16	0,29	0,46	0,01	0,55	0,33	0,49
ΔpH _л	Al ³⁺	H ⁺	0,47	-0,15	-0,66	0,50	0,25	-0,68	0,52	<u>0,76</u>	0,68
ΔpH _л	Ca ²⁺	СВО	<u>-0,76</u>	<u>0,89</u>	-0,64	-0,54	<u>0,80</u>	0,12	<u>0,92</u>	<u>0,76</u>	<u>0,89</u>
БП _к	pH _{H2O}	pH _{kcl}	0,63	<u>0,97</u>	0,49	0,66	<u>0,97</u>	-0,55	<u>0,98</u>	<u>0,76</u>	<u>0,98</u>
БП _к	ГК	ОК	-0,12	0,49	-0,25	0,00	0,47	-0,22	0,49	0,25	0,52
БП _к	Al ³⁺	H ⁺	-0,51	-0,15	0,54	-0,52	0,18	0,55	0,54	0,69	0,56
БП _к	Ca ²⁺	СВО	0,46	<u>0,89</u>	0,49	0,06	<u>0,86</u>	0,20	<u>0,89</u>	0,49	<u>0,89</u>
БП _л	pH _{H2O}	pH _{kcl}	-0,10	<u>0,97</u>	-0,22	0,46	<u>0,97</u>	-0,49	<u>0,97</u>	0,50	<u>0,97</u>
БП _л	ГК	ОК	0,26	0,49	0,41	0,08	0,43	0,34	0,49	0,42	0,57
БП _л	Al ³⁺	H ⁺	0,19	-0,15	0,52	0,32	-0,30	0,57	0,35	0,59	0,58
БП _л	Ca ²⁺	СВО	0,10	<u>0,89</u>	0,10	0,02	<u>0,89</u>	0,02	<u>0,89</u>	0,10	<u>0,89</u>
КБА	pH _{H2O}	pH _{kcl}	-0,61	<u>0,97</u>	-0,48	-0,61	<u>0,97</u>	0,49	<u>0,98</u>	<u>0,72</u>	<u>0,97</u>
КБА	ГК	ОК	0,15	0,49	0,35	-0,03	0,47	0,32	0,49	0,35	0,56
КБА	Al ³⁺	H ⁺	0,52	-0,15	-0,34	0,51	0,04	-0,31	0,52	0,59	0,34
КБА	Ca ²⁺	СВО	-0,35	0,89	-0,38	-0,02	<u>0,87</u>	-0,17	<u>0,89</u>	0,38	<u>0,89</u>

Статистично значущі на 95%-й рівні коефіцієнти кореляції підкреслені

1. Після річного впливу хіммеліорантів на ґрунт пасовища неосушене та сінокосу осушеного відбулося найістотніше зростання значень показників нейтралізувальної здатності та буферності в інтервалі від $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ до pH 8,0 та буферної площі протипідкислення, а отже й підвищення протикислотної буферності у варіантах, де вносили вапно та вапно у поєднанні з фосфоритним борошном. Через два роки від внесення хіммеліорантів ця закономірність збереглася.

2. Дія хіммеліорантів на ґрунт призводить до значної трансформації кількісних та якісних показників вбирного комплексу ґрунту, що виражається, зокрема, зміною характеру, напрямку, тісноти та статистичної доведеності зв'язків різного роду між показниками кислотно-основної буферності та фізико-хімічних властивостей.

Список використаної літератури:

1. Зайцева Т.Ф. Буферность почв и вопросы диагностики / Т.Ф. Зайцева // Изв. СО АН СССР. Серия биология. 1987. - №14/2. - С.69-80.
2. Гамкало М.З. рН-буферність ґрунтів Чорногірського масиву Карпатського біосферного заповідника / Гамкало М.З., Гамкало З.Г. // Зб. наук. пр. «Агрохімія і ґрунтознавство». - 1998. - Ч.3.-

С.142-143.

3. Надточий П.П. Определение кислотно-основной буферности почв / П.П. Надточий // Почвоведение. - 1993. - №4. - С.34-39.
4. Надточий П.П. Агроекологічний стан ґрунтів Лісостепу України, вдосконалення управління їх родючістю і продуктивністю агроценозів: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт. с. -г наук: спец. 06.01.03. - «Агроґрунтознавства і агрофізика» / П.П. Надточий. - Харків, 1999. - 35с.
5. Трускавецький Р.С. Буферна здатність ґрунтів та їх основні функції. / Р.С. Трускавецький - Харків: ППВ «Нове слово», 2003. - 255 с.
6. Трускавецький Р.С. Стан та перспективи окультурювання кислих ґрунтів України / Р.С. Трускавецький, Ю.Л. Цапко // Вісник ХДАУ. - 1999. - №1. - С.39-43.
7. Якість ґрунту. Визначення рН (ISO 10390:1994, IDT), ДСТУ ISO 10390:2001
8. Якість ґрунту. Визначення обмінної кислотності в хлоридно-барійових екстрактах (ISO 14254:2001, IDT), ДСТУ ISO 14254:2005
9. Якість ґрунту. Визначення гідролітичної кислотності ГОСТ 26212-91
10. Якість ґрунту. Визначення кислотно-основної буферності ґрунту ДСТУ 4456:2005

THE TRANSFORMATION OF ACID-BASED BUFFER OF THE BROWN-PODZOL SOILS OF PRECARPATHIAN UNDER THE INFLUENCE OF DRAINAGE AND CHEMICAL MELIORATION

I.I. Kazimir

The results of studying the influence of drainage and chemical melioration (lime, phosphorous flour and a combination thereof) on the acid-based buffer of the brown-podzol undried and dried by closed ceramic drainage soils of Precarpathian under hayfield-pasture use.

Keywords: brown-podzol soil, acid-based buffer, drainage, chemical melioration, correlations.

Одержано редколегією 04.12.2009

УДК 615.015

ЗМІНИ ФІБРИНОЛІТИЧНОЇ АКТИВНОСТІ ПІД ВПЛИВОМ ОПІОЇДНИХ ПЕПТИДІВ

І.Л. Куковська

*Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, кафедра безпеки життєдіяльності
вул. Коцюбинського 2, м. Чернівці, Україна, 58012*

У статті наведено результати досліджень фібринолітичної активності плазми крові, сечі, печінки та нирок після тривалого введення синтетичного аналога опіоїдного пептиду лейцин-енкефаліна даларгіну (0,5 мг/кг). Встановлено, що за даних умов експерименту показники фібринолітичної активності сечі, печінки та кіркової речовини нирок зростають, а у сосочку нирок та плазмі крові істотно не змінюються.

Ключові слова: синтетичний аналог опіодних пептидів даларгін, фібринолітична активність, діяльність нирок.

Вступ. Дослідження впливу регуляторних пептидів передбачають вивчення їх дії не тільки на функціональну активність нервової, ендокринної, імунної систем, процеси дихання та травлення. В літературі ми зустріли ряд повідомлень про те, що регуляторні пептиди можуть проявляти як прямий, так і опосередкований вплив на систему гемостазу, тобто процеси тромбіно- та фібриноутворення (Пасторова В.Е., 1998; Гольдберг Е.Д., 1990; Еремеєнко К.Н., 1988). Нирки є важливим гомеостатичним органом і їх інкреторна діяльність також забезпечує функціонування системи гемостазу (в т.ч. фібринолітичної активності), зміни у діяльності нирок можуть викликати порушення процесів фібринолізу та навпаки, що знаходить підтвердження у роботах ряду авторів (Ашмарин І.П., 1996; Роговий Ю.Є., 2000). Наявність лише поодиноких повідомлень щодо впливу опіодних пептидів на процеси згортання крові наштовхнуло нас на проведення серії експериментів по дослідженню впливу синтетичного аналога опіоїдного пептиду лейцин-енкефаліну даларгіна на фібринолітичну активність плазми крові, сечі, та тканинну фібринолітичну активність внутрішніх органів (печінки та нирок).

Матеріали і методи: Дослідження проводились після 7-денного внутрішньоочеревинного введення даларгіну („Биолек”, м. Харків) у дозі 0,5 мг/кг. Фібринолітичну активність плазми крові та сечі, а також тканинну фібринолітичну активність печінки, кіркового, мозкового та сосочкового шарів нирки під впливом даларгіну визначали за допомогою наборів реактивів фірми "Simko LTD" (Львів). Сумарну ферментативну і неферментативну фібринолітичну активність плазми крові, сечі та внутрішніх органів вивчали за методикою О.Л.Кухарчука (Магалаєс В.М., 2001), яка базується на лізисі фібрину гомогенатами органів.

Результати та їх обговорення. Аналіз отриманих нами результатів засвідчив, що фібринолі-

тична активність плазми крові після застосування синтетичного опіоїдного пептиду даларгіну суттєвих змін не зазнавала. Показники сумарного, неферментативного та ферментативного фібринолізу були близькими до даних контрольної групи тварин. Показники фібринолітичної активності сечі експериментальних тварин змінювалась більш виразно. Зростання як ферментативного, так і неферментативного фібринолізу зумовило підвищення показників сумарної фібринолітичної активності сечі (табл. 1).

Таблиця 1.

*Вплив багаторазового введення даларгіну (0,5 мг/кг) на
фібринолітичну активність плазми крові та сечі у щурів
($\bar{x} \pm Sx$, n=10)*

Фібринолітична активність плазми крові (Е440/мг/год)	Контроль	Даларгін
Сумарна	0,980±0,060	0,996±0,037
Неферментативна	0,480±0,044	0,504±0,023
Ферментативна	0,500±0,069	0,492±0,025
Фібринолітична активність сечі (Е440/мг/год)		
Сумарна	0,170±0,011	0,261±0,017 ^a
Неферментативна	0,094±0,006	0,138±0,012 ^b
Ферментативна	0,077±0,005	0,121±0,084 ^c

Примітка:^a – різниця вірогідна відносно контролю, $p < 0,01$;

^b – різниця вірогідна відносно контролю, $p < 0,02$;

^c – різниця вірогідна відносно контролю, $p < 0,001$.

Отримані нами результати показали, що після тривалого введення даларгіну сумарна фібринолітична активність вірогідно зростала (на 53%, $p < 0,01$). Підвищення показників сумарного фібринолізу мало місце за рахунок більш суттєвого зростання ферментативної фібринолітичної активності (табл.1), які перевищували контрольні на 57%. Неферментативна фібринолітична активність сечі під впливом даларгіну зростала на 47 %.

Результати досліджень тканинного фібринолізу в печінці та нирках показали, що більш виразне зростання фібринолітичної активності спостерігалось у тканині печінки (табл.2). Під впливом даларгіну сумарна фібринолітична активність вірогідно ($p<0,002$) зростала у 1,7 разів. Вказані зміни супроводжувались аналогічним (у 1,7 разів) підвищенням показників як ферментативного, так і неферментативного фібринолізу.

Активність процесів фібринолізу у нирках вивчалися пошарово – у кірковій, мозковій речовині та сосочку. Встановлено, що фібринолітична активність нирок змінювалась неоднозначно. У кірковій речовині нирок сумарна фібринолітична активність після введення даларгіну підсилювалась у 1,17 разів порівняно з контрольною групою тварин. Це зумовлювалось вірогідним зростанням (у 1,2 рази) поразників неферментативної фібринолітичної активності та підсиленням ферментативного лізису фібрину на 13%.

Таблиця 2
Вплив багаторазового введення даларгіну (0,5 мг/кг)
на фібринолітичну активність печінки та нирок у щурів
($\bar{x} \pm Sx$, $n=10$)

Фібринолітична активність ($E_{440}/\text{мг/200д}$)	Контроль	Даларгін	
Печінки			
сумарна	9,23 $\pm$ 0,326	15,79 $\pm$ 1,06	$p<0,001$
неферментативна	5,24 $\pm$ 0,287	9,07 $\pm$ 0,67	$p<0,002$
ферментативна	3,99 $\pm$ 0,358	6,72 $\pm$ 0,47	$p<0,01$
Кіркової речовини нирок			
сумарна	8,32 $\pm$ 0,233	9,71 $\pm$ 0,48	$p<0,05$
неферментативна	4,20 $\pm$ 0,197	5,02 $\pm$ 0,28	$p<0,05$
ферментативна	4,12 $\pm$ 0,111	4,66 $\pm$ 0,29	$p>0,05$
Мозкової речовини нирок			
сумарна	5,27 $\pm$ 0,259	3,23 $\pm$ 0,28	$p<0,002$
неферментативна	2,53 $\pm$ 0,104	1,35 $\pm$ 0,07	$p<0,001$
ферментативна	2,74 $\pm$ 0,19	1,87 $\pm$ 0,22	$p<0,05$
Сосочкового шару нирок			
сумарна	5,56 $\pm$ 0,302	6,46 $\pm$ 0,61	$p>0,05$
неферментативна	2,90 $\pm$ 0,144	3,10 $\pm$ 0,41	$p>0,05$
ферментативна	2,66 $\pm$ 0,246	3,36 $\pm$ 0,47	$p>0,05$

У мозковій речовині нирок спостерігалось, навпаки, пригнічення активності процесів фібринолізу після тривалого введення даларгіну. Причому вірогідне зниження сумарної фібринолітичної активності у мозковому шарі нирок в 1,6 разів ($p<0,002$), зумовлено зниженням показників

переважно неферментативного фібринолізу – на 87% порівняно з контролем. Ферментативна фібринолітична активність також вірогідно знижувалась – на 46% ($p<0,05$) відносно контролю. Суттєвих змін фібринолізу в сосочку нирок ми не спостерігали. Незначне перевищення даних сумарної, ферментативної та неферментативної фібринолітичної активності у дослідній групі показників контролю не було достовірним.

Виявлена нами позитивна корелятивна залежність між збільшенням клубочкової фільтрації та зростанням сумарної фібринолітичної активності кіркової речовини нирок під впливом даларгіну (Куковська І.Л., 2004) дає підстави міркувати про те, що здатність препарату підсилювати процеси фібринолізу сприяє покращанню функціонального стану нирок.

Отже, тривале введення синтетичного аналога лей-енкефаліна даларгіну сприяє підсиленню фібринолітичної активності сечі, печінки та кіркової речовини нирок, супроводжується зниженням показників фібринолізу в мозковій речовині нирок і не впливає на аналогічні показники у сосочку нирок та плазмі крові.

Список літератури:

1. Пасторова В.Е. Антикоагулянтные и фибринолитические эффекты простейших пролинсодержащих пептидов / В.Е. Пасторова, Л.А. Ляпина, Т.Ю. Смолина, И.П. Ашмарин // Известия РАН. Сер.: Биология. – 1998. – №3. – С.1–5.
2. Гольдберг Е.Д. Роль опиоидных пептидов в регуляции гемопоза / Гольдберг Е.Д., Дыгай А.М., Захарова О.Ю. – Томск: Изд-во Томск. ун-та. – 1990. – 136 с.
3. Еремеев К.Н. Протеолиз в норме и при патологии / Еремеев К.Н., Голобородько О.П., Кизим А.И. – К.: Здоров'я, 1988. – 198 с.
4. Ашмарин И.П. Модуляция гемостатических реакций in vitro и in vivo представителями семейств регуляторных пептидов / И.П. Ашмарин, Л.А. Ляпина, В.Е. Пасторова // Вестник РАМН. – 1996. – № 6. – С.50–58.
5. Роговий Ю.Є. Механізми розвитку тубуло-інтерстиційних пошкоджень при патології нирок (експериментальне дослідження): Автореф. дис... д-ра мед. наук: 14.03.04. / Роговий Ю.Є.:– Одеса, 2000. – 36 с.
6. Сучасні методики експериментальних та клінічних досліджень центральної науково-дослідної лабораторії Буковинської державної медичної академії / [Магальяс В.М., Міхеев А.О., Роговий Ю.Є. та ін.] – Чернівці: БДМА, 2001. – 42 с.
7. Куковська І.Л. Ренальні ефекти даларгіну (експериментальне дослідження): автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. мед. наук: спец.14.03.05 „Фармакологія” / Куковська І.Л. – К., 2004. – 24 с.

CHANGES OF FIBRINOLYTIC ACTIVITY AFTER OPIOID PEPTIDES ADMINISTRATION

I.L. Kukovska

The article gives the results of fibrinolytic activity studying of blood plasma, urine, liver and kidneys after long-term administration of synthetic analog of opioid peptides leucine enkephalin dalargin (0,5 mg/kg). It is shown that under existing conditions of experiment the failure-analysis data of fibrinolytic activity of urine, liver and cortex of kidneys increase, but in the papillary layer of kidneys and in blood plasma they are not essentially changed.

Key words: synthetic analog of opioid peptides dalargin, fibrinolytic activity, functioning of kidneys.

Одержано редколегією 18.01.2010 р.

ВПЛИВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА ВМІСТ МАЛОНОВОГО ДІАЛЬДЕГІДУ В КЛІТИНАХ ПІГМЕНТСИНТЕЗУЮЧИХ БАКТЕРІЙ

О.Ф. Рильський

Запорізький національний університет, вул. Жуковського, 66, Запоріжжя, 69600, Rylsky@mail.ru

Встановлено, що з ростом концентрацій іонів металів Hg^{2+} та Cu^{2+} в поживному середовищі зростає концентрація малонового діальдегіду в клітинах бактерій *Serratia marcescens*. Різке зростання концентрації малонового діальдегіду співпадає з концентраціями іонів металів, з яких починається втрата пігментсинтезуючої здатності бактерій під їх впливом. Це вказує на те, що одним з вірогідних механізмів втрати пігментів у бактерій може бути ураження вільними радикалами пігментсинтезуючих ділянок мембран.

Ключові слова: важкі метали, пігментсинтезуюча здатність бактерій, малоновий діальдегід

Вступ. Важкі метали є одним з найбільш небезпечних забруднень навколишнього середовища. При великих концентраційних рівнях іонів важких металів у воді починається руйнування клітинних структур гідробіонтів. Важливим індикатором руйнування мембранних структур є поява малонового діальдегіду (МДА), який з'являється в результаті перекисного окислення ліпідів, що пов'язане з активацією у цих умовах вільно-радикальних реакцій. МДА – біфункціональний альдегід, здатний утворювати шифові основи з аміногрупами білка, виступаючи як зшиваючий агент. В результаті утворюються нерозчинні білок-ліпідні комплекси, що мають назву пігментів зношення або ліпофусцинів. Таким чином, вміст МДА може бути показником активності окислювальних процесів, зумовлених кисневими радикалами (Платонова, Костишин, 2000; Колупаєв, Карпець, 2003; Герасько, Калитка, 2006). Відомо, що пігменти бактерій *S. marcescens* локалізуються в мембрані та клітинній стінці (Fujimori et al., 1996; Keith et al., 2007). Тому пошкодження мембранних структур вільними радикалами, які утворюються при «металевому» стресі, можуть призводити до зниження пігментсинтезуючої здатності бактерій та появи малонового діальдегіду в клітині.

Зважаючи на це, метою нашої роботи було встановлення зв'язку між впливом металів на пігментсинтезуючу здатність бактерій та концентрацією МДА в бактеріальній культурі.

Матеріали та методи. У роботі використовували 18-годинну культуру бактерій *Serratia marcescens* МР-141, отриману з колекції мікроорганізмів відділу мікробіології очищення води Інституту колоїдної хімії і хімії води НАН України. Контролем були бактерії, вирощені на твердому середовищі МПА без металу. Культивування проводили в термостаті при температурі 28-29°C. Бактерії засівали на поверхню МПА, приготування якого вели на розчинах солей металів.

Щільність бактеріальної суспензії була 10^6 кл/мл. Бактеріальну культуру засівали суцільним газонном. Облік результатів проводили через 48 годин культивування. В дослідженнях використовували солі $Cu(NO_3)_2$ та $Hg(NO_3)_2$. Визначення вмісту МДА у бактеріальній біомасі ґрунтоване на його реакції з 2-тіобарбітуровою кислотою (ТБК), в результаті якої утворюється забарвлений продукт з максимумом поглинання при $\lambda=532$ нм (Мусієнко та ін., 2001). Статистична обробка отриманих результатів проведена стандартними методами варіаційної статистики (Лакін, 1990).

Результати та їх обговорення. Попередніми нашими дослідженнями було встановлено (Рильський, Гвоздяк 2007), що пігментсинтезуюча здатність *S. marcescens* пригнічується повністю при концентрації Cu^{2+} в межах $1,41-1,57 \cdot 10^{-3}$ моль/л, а ріст культури припиняється при $1,89-2,20 \cdot 10^{-3}$ моль/л. Зважаючи на це, для дослідження зв'язку пігментсинтезуючої здатності бактерій *S. marcescens* з рівнем малонового діальдегіду в клітинах були вибрані концентрації $1,26 \cdot 10^{-3}$ моль/л та $1,57 \cdot 10^{-3}$ моль/л: $1,26 \cdot 10^{-3}$ моль/л Cu^{2+} – це концентрація, яка межує з початком втрати пігментсинтезуючої здатності клітин, а $1,57 \cdot 10^{-3}$ моль/л – це концентрація, при якій пігмент не синтезується. Аналіз отриманих результатів (рис.1) показує, що при концентрації $1,26 \cdot 10^{-3}$ моль/л Cu^{2+} в середовищі концентрації МДА в контролі ($11,24 \pm 1,50$) і в досліді ($10,87 \pm 0,49$) достовірно не відрізняються. А для культури бактерій *S. marcescens*, що зазнала впливу Cu^{2+} в концентрації $1,57 \cdot 10^{-3}$ моль/л, – вміст МДА становить $24,75 \pm 0,59$, що більше ніж в 2 рази перевищує концентрацію МДА в контролі ($11,24 \pm 1,50$).

Це свідчить про те, що наявність в поживному середовищі іонів Cu^{2+} в концентрації $1,26 \cdot 10^{-3}$ моль/л ще не викликає суттєвого пошкодження мембранних структур, на яких відбувається синтез продигозину – пігменту *S. marcescens*. Таке пошкодження починається лише при концентра-

ції Cu^{2+} $1,57 \cdot 10^{-3}$ моль/л, що співпадає з втратою пігментсинтезуючої здатності. Як у випадку з Cu^{2+} , так і в випадку Hg^{2+} попередньо встановлювали концентрацію Hg^{2+} , з якої втрачається синтез пігменту у *S. marcescens* та припиняється ріст культури. Було визначено, що втрата синтезу пігменту спостерігається при концентрації ртуті $0,74\text{--}0,96 \cdot 10^{-5}$ моль/л, а припинення росту культури – з $1,20\text{--}1,44 \cdot 10^{-5}$ моль/л. Тому, в досліді були використана концентрація $0,24 \cdot 10^{-5}$ моль/л, при якій пігментсинтезуюча здатність майже не відрізняється від контролю, і $0,74 \cdot 10^{-5}$ моль/л – концентрація, з якої починається повна втрата пігменту.

Отримані результати свідчать, що рівень МДА при дії іонів Hg^{2+} зростає пропорційно концентрації металу. При концентрації Hg^{2+} $0,24 \cdot 10^{-5}$ моль/л вміст МДА становить $12,15 \pm 0,69$ нм/г, а при концентрації Hg^{2+} $0,74 \cdot 10^{-5}$ моль/л – $14,37 \pm 0,76$ нм/г. Ці дані корелюють (з ростом концентрації металу – зростає концентрація МДА) з результатами дослідів, які проводились на рослинах (Платонова, Костишин, 2000; Калинкина, Ясюкова, 2001).

Висновки. Отримані результати показують, що значне зростання концентрації МДА в клітинах *S. marcescens* (до $24,75 \pm 0,59$ - Cu^{2+} , до $14,37 \pm 0,76$ - Hg^{2+}) відповідає концентраціям металів, з яких спостерігається втрата пігментсинтезуючої здатності бактерій. Така залежність між зростанням концентрації МДА та втратою пігменту вказує на те, що одним з вірогідних механізмів втрати пігментсинтезуючої здатності бактерій може бути ураження вільними радикалами пігментсинтезуючих ділянок на мембранах.

Список літератури:

1. Герасько Т.В., Калитка В.В. Вплив препарату АОК-М на пероксидне окиснення ліпідів у насінні та в проростках озимої пшениці // Фізіологія і біохімія культурних рослин. – 2006. – Т. 38. – № 6. – С. 339-343.
2. Калинкина Л. Г., Ясюкова Т. Б. Развитие окислительного стресса в клетках *Chlorella stigmatophora* и их обесцвечивание при ингибировании гликолатного пути на фоне засоления // Физиология растений. – 2001. – Т. 48, № 5 – С. 746 – 752.
3. Колупаєв Ю.Є., Карпець Ю.В. Вплив екзогенного кальцію на інтенсивність пероксидного окиснення ліпідів в каліоптилях озимої пшениці і їх теплостійкість // Фізіологія і біохімія культурних рослин. – 2003. – Т. 35. – № 1. – С. 68-72.
4. Лакин Г.Ф. Биометрия: учебное пособие для биол. спец. ВУЗов. – М.: Высшая школа, 1990. – 352 с.
5. Мусієнко М.М., Паршикова Т.В., Славний П.С. Спектрофотометричні методи в практиці фізіології, біохімії та екології рослин. – Київ: Фітосоціоцентр, 2001. – 245 с.
6. Платонова А. А., Костишин С. С. Вміст малонного діальдегіду та активність антиоксидантних ферментів у проростках гороху за дії йонів кадмію // Фізіологія і біохімія культурних рослин. – 2000. – Т. 32, № 2. – С. 146 – 149.
7. Рильський О.Ф., Гвоздяк П.І. Вплив іонів важких металів на пігментсинтезуючу здатність бактерій // Доповіді АН України. – 2007. – № 1. – С. 161-164.
8. Fujimori H., Kiyono M., Nobuhara K., Pan-Hou H. Possible involvement of red pigments in defense against mercury in *Pseudomonas* K-62 // FEMS Microbiology Letters. – 1996. – Vol. 135. – P. 317-321.
9. Keith K. E., Killip L., He P., Moran G. R., Valvano M. A. *Burkholderia cenocepacia* C5424 Produces a Pigment with Antioxidant Properties Using a Homogentisate Intermediate // Journal of bacteriology. – 2007. – Vol. 189. – № 24. – P. 9057-9065.

INFLUENCE OF HEAVY METALS ON THE MAINTENANCE OF MALONIC DIALDEHYDE IN CELLS OF PIGMENT-SYNTHESIZING BACTERIA

A.F. Rylsky

*It was established that concentration of malonic dialdehyde in bacterial cells of *Serratia marcescens* increases with concentration growth of Hg^{2+} and Cu^{2+} ions in a medium. The sharp increase of malonic dialdehyde concentration coincides with concentrations of metal ions, when the loss of pigment-synthesizing ability of bacteria occurs. It specifies that one of the possible mechanisms of pigments loss in bacteria can be a damage by free radicals of pigment-synthesizing sections of membranes.*

Keywords: heavy metals, pigment-synthesizing ability of bacteria, malonic dialdehyde

Одержано редколегією 19.01.2010 р.

РЕЦЕНЗІЯ

НА МОНОГРАФІЮ «БІОЛОГІЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ УКРАЇНИ. ДНІПРОПЕТРОВСЬКА ОБЛАСТЬ. КРУГЛОРОТІ (*CYCLOSTOMATA*). РИБИ (*PISCES*)» ЗА АВТОРСТВОМ Л.В. БУЛАХОВА, Р.О. НОВІЦЬКОГО, О.Є. ПАХОМОВА, О.О. ХРИСТОВА

Вирішення проблеми раціональної та невиснажливої експлуатації гідроекосистем обов'язково включає розгляд питань збереження біологічного різноманіття, в тому числі і видового різноманіття іхтіофауни водойм різного типу.

Останнім часом в іхтіології інтенсифікувались роботи з ревізії окремих таксономічних груп, внаслідок чого багато підвидів отримали видовий статус. Під впливом сильного антропогенного пресу частина видів риб зникли з окремих водойм. Високими темпами у водоймах країни поширюються адвентивні види. Все це викликало необхідність проведення масштабних фауністичних досліджень у водоймах України. У зв'язку з вищесказаним очевидно є актуальність колективної монографії Л.В. Булахова, Р.О. Новіцького, О.Є. Пахомова, О.О. Христова «Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Круглороті (*Cyclostomata*). Риби (*Pisces*)», виданої у видавництві Дніпропетровського національного університету у 2008 р.

У зазначеній праці викладені результати багаторічних спостережень авторів, проведено узагальнення регіональних іхтіологічних досліджень за останні 50 років, починаючи з 1958 р. Це дозволило провести не лише кадастрову ревізію видового різноманіття риб у водоймах області, але й виявити закономірності трансформації іхтіофауни басейні середнього Подніпров'я.

При описі окремих видів позитивним є те, що автори користуються не лише загальновідомою інформацією, але й наводять особливості біології та екології виявлених таксонів стосовно водойм досліджуваного регіону.

У монографії вдало, як на нашу думку, висвітлено функціональне значення іхтіофауни у водних екосистемах Дніпропетровської області.

Практичний інтерес складають результати вивчення інтенсивності промислового, спортивно-любительського рибальства та незаконного (браконьєрського) вилучення рибних ресурсів, а також аналізу зазначених чинників на іхтіоценози водойм досліджуваного регіону. Корисними працівникам природоохоронних структур будуть практичні рекомендації щодо охорони та збагачення іхтіофауни області.

Як і кожна наукова праця рецензована монографія містить ряд дискусійних положень та тверджень. Це стосується, зокрема, систематичного положення та назв окремих таксонів. Проте теоретичну та практичну цінність роботи в цілому недооцінити важко.

Монографія може бути використана в якості навчального посібника, оскільки викладена в ній актуальна наукова інформація подана у доступній легкій для сприйняття формі.

Підсумовуючи сказане, вважаємо, що колективна монографія «Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Круглороті (*Cyclostomata*). Риби (*Pisces*)» є цілісною науковою працею, яка заслуговує уваги не лише науковців-іхтіологів, а й студентів, аспірантів, співробітників природоохоронних структур, вчителів та любителів природи.

Завідувач кафедри зоології та гідробіології
Чернівецького національного університету імені Юрія
Федьковича, кандидат біологічних наук

В.Ф. Череватов

Доцент кафедри зоології та гідробіології Чернівецького
національного університету імені Юрія Федьковича,
кандидат біологічних наук

О.І. Худий,



Василь Ілліч Стефаник
(02.01.1939 - 07.01.2010)

7 січня 2010 року відійшов у вічність доцент кафедри екології та біомоніторингу Чернівецького національного університету Стефаник Василь Ілліч.

Василь Ілліч народився 2 січня 1939 року в селі Русові Снятинського району Івано-Франківської області. Після закінчення середньої школи навчався на біологічному факультеті Чернівецького державного університету. Отримав кваліфікацію „ботаніка". В 1975 році захистив дисертацію на ступінь кандидата біологічних наук та отримав звання доцента. Основні наукові інтереси - дослідження флори й рослинності Українських Карпат, проблеми охорони та збереження рослинного світу, методика екологічного виховання. За дослідження в сфері організації заповідних територій на терені Буковини йому було присвоєно звання „Відмінник охорони природи УРСР". З 1978 р. по 1985 рік працював завідувачем кафедрою ботаніки Чернівецького університету, а з 1985 по 1995 рік - деканом біологічного факультету ЧДУ. Опублікував понад 70 наукових праць з проблем флористики Українських Карпат та проблем екологічного виховання, є співавтором „Визначника рослин України", декількох томів „Атласу Флори Європи" (Гельсінкі), монографії „Флора Буковини" та навчального посібника „Екологія" (у співавторстві).

За досягнення у навчальному та виховному процесах був відзначений званням „Відмінник народної освіти України" та Почесними грамотами Міністерства освіти України.

Від свого дядька - видатного українського письменника Василя Семеновича Стефаника - Василь Ілліч успадкував літературний дар. У 2002 році він видав науково-популярну книгу „Оленчина ботаніка", у 2006 році – збірку віршів „Гуцульська елегія", в 2008 році - науково-популярну книгу „Популярна екологія". Друкувався в різних журналах і збірниках, був куратором рубрики „Екологічна компетентність" у „Буковинському журналі".

Колеги по роботі поважали Василя Ілліча за доброту, щирість, мудрість і справедливість. Студенти із задоволення слухали його цікаві та змістовні лекції.

Вічна пам'ять та шана тобі, наш дорогий колего...

Співробітники кафедри екології та біомоніторингу ЧНУ

ЗМІСТ

БІОХІМІЯ, БІОТЕХНОЛОГІЯ, МОЛЕКУЛЯРНА ГЕНЕТИКА

Ю.М. ДАВИДЮК, В.ГЕМЛЕБЕН, Р.А. ВОЛКОВ СТРУКТУРНА ОРГАНІЗАЦІЯ 5S РДНК БАКЛАЖАНА <i>SOLANUM MELONGENA</i> L.	Y.M. DAVIDJUK, V. HEMLEBEN, R.A. VOLKOV STRUCTURAL ORGANIZATION OF 5S RDNA OF EGGPLANT, <i>SOLANUM MELONGENA</i> L.	3
Н.М. ЖОЛОБАК, А.Б. ЩЕРБАКОВ, В.К. ИВАНОВ, З.М. ОЛЕВИНСКАЯ, А.В. УСАТЕНКО, Н.Я. СПИВАК ЦИТОТОКСИЧНОСТЬ ВОДНЫХ ЗОЛЕЙ НАНОЧАСТИЦ SiO_2 , СТАБИЛИЗИРОВАННЫХ НИЗКОМОЛЕКУЛЯРНОЙ ПОЛИАКРИЛОВОЙ КИСЛОТОЙ	N.M. ZHOLOBAK, A.B. SHCHERBAKOV, V.K. IVANOV, Z.M. OLEVINSKAYA, A.V. USATENKO, N.YA. SPIVAK CYTOTOXIC CHARACTERISTIC OF AQUEOUS SOLS OF SiO_2 NANOPARTICLES STABILIZED BY LOW-MW POLYACRYLIC ACID	7
М.М. МАРЧЕНКО, А.Є. ШЕЛИФИСТ, Л.М. ЧЕБАН ХАРАКТЕРИСТИКА БІОЛОГІЧНО АКТИВНИХ РЕЧОВИН <i>SAUSSUREA PORCII</i> DEGEN.	M.M. MARCHENKO, A.E. SHELIFIST, L.M. CHEBAN THE CHARACTERISTICS OF THE BIOLOGICALLY ACTIVE COMPOUNDS OF <i>SAUSSUREA PORCII</i> DEGEN	12
Г.І. ФАЛЬФУШИНСЬКА, Л.Л. ГНАТИШИНА, О.Б. СТОЛЯР, О. ДЕДУРЖЕ-ДЖЕФФАРД, А. ДЖЕФФАРД РІЗНОМАНІТНІСТЬ ВІДПОВІДЕЙ МЕТАЛОТІОНЕЇНІВ У ПЕРЕСЕЛЕНИХ МОЛЮСКІВ <i>DREISSENA POLYMORPHA</i>	H.I. FALFUSHYNSKA, L.L. GNATYSHYNA, O.B. STOLIAR, O. DEDOURGE-GEFFARD², A. GEFFARD THE VARIABILITY OF METALLOTHIONEIN RESPONSES IN TRANSPLANTED MOLLUSCS <i>DREISSENA POLYMORPHA</i>	16
І.М. ДОЛІБА, І.В. КУЗЬ, І.І. ПАНЧУК ВПЛИВ ІОНІВ КАДМІЮ НА АКТИВНІСТЬ КАТАЛАЗИ <i>ARABIDOPSIS THALIANA</i> (L.) HEYNH.	I.M. DOLIBA, I.V. KUZ, I.I. PANCHUK EFFECT OF CADMIUM ON THE CATALASE ACTIVITY IN <i>ARABIDOPSIS THALIANA</i> L. HEYNG	22

ЕКОЛОГІЯ

С.С. КОСТИШИН, А.В. ЖУК ПОТЕНЦІЙНА І РЕАЛЬНА ФЛОРИ ЗРУБІВ БУКОВИХ ЛІСІВ ПІВНІЧНОЇ БУКОВИНИ	S.S. KOSTYSHYN, A.V. ZHUK POTENTIAL AND REAL FLO- RAS OF BEECH FOREST CLEAR-CUTTINGS IN NORT BUKOVYNA	27
---	--	----

БОТАНІКА. ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОТИ І БІОРЕСУРСІВ

Б.Є. ЯКУБЕНКО, І.П. ГРИГОРІУК, Н.Б. ЯКУБЕНКО, О.І. СЕРГА ФІТОЦЕНОРІЗНОМАНІТНІСТЬ ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ: СУЧАСНИЙ СТАН ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЗБЕРЕЖЕННЯ	B. JAKUBENKO, I. GRYGORIUK, N. JAKUBENKO, O. SERGA PHYTOCOENODIVERSITY OF THE FOREST STEPPE OF UKRAINE: CONDITION AND THE PRESERVATION PERSPECTIVES.	32
К.В. КОРЖАН, І.І. ЧОРНЕЙ ПІВНІЧНОАМЕРИКАНСЬКІ ВИДИ У ФЛОРИ М. ЧЕРНІВЦІ	RK. KORZHAN, I. CHORNEY THE NORTH AMERICAN ALIEN SPECIES OF THE CHERNIVTSY FLORA	39
С.Г. ЛІТВІНЕНКО, М.О. БАТЕЧКО СИСТЕМАТИЧНИЙ ТА БІОМОРФОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ МОХОПОДІБНИХ ЛАНДШАФТНОГО ЗАКАЗНИКА ЗАГАЛЬНОДЕРЖАВНОГО ЗНАЧЕННЯ «ЦЕЦИНО»	S.G. LITVINENKO, M.O. BATECHKO SYSTEMATIC AND BIOMORPHOLOGICAL ANALYSES OF MOSSES OF LANDSCAPE RESERVATION "CECINO"	43
ЧОРНЕЙ І.І., БУДЖАК В.В., СКІЛЬСЬКИЙ І.В. ДЕЯКІ АСПЕКТИ ФОРМУВАННЯ ЛОКАЛЬНОЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ МЕРЕЖІ (НА ПРИКЛАДІ ТЕРИТОРІЇ «СТРІЛЕЦЬКИЙ КУТ», ЧЕРНІВЕЦЬКА ОБЛАСТЬ)	I.I. CHORNEY, V.V. BUDZHAK, I.V. SKILSKY SOME ASPECTS OF THE FORMATION OF LOCAL ECOLOGICAL NETWORK (STRILETSKYI KUT TERRITORY EXAMPLE)	47
Б.Й. ГОДОВАНЕЦЬ ФАКТОРИ ЗМІНИ ЧИСЕЛЬНОСТІ ПОПУЛЯЦІЙ ПТАХІВ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ	B. YO. HODOVANETS FACTORS CAUSING CHANGES OF BIRDS POPULATIONS NUMBER IN THE UKRAINIAN CARPATHIANS.	60
М.М. ФЕДОРЯК ОЦІНКА ПОДІБНОСТІ ДОМІНАНТНИХ ЯДЕР УГРУПОВАНЬ ПАВУКІВ ПРИМІЩЕНЬ ОБЛАСНИХ ЦЕНТРІВ УКРАЇНИ НА ОСНОВІ ЕВРИСТИЧНИХ МІР І КЛАСТЕРНОГО АНАЛІЗУ	M.M. FEDORIAK ESTIMATION OF DOMINANT NUCLEI OF SPIDERS' ASSEMBLAGES OF PREMISES OF UKRAINIAN ADMINISTRATIVE CENTERS SIMILARITY USING HEURISTIC MEASURES AND CLUSTER ANALYSIS	64
О.І. ХУДИЙ, Л.М. КОРЧАК, Л.В. ХУДА ХАРАКТЕРИСТИКА ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ УМОВ ТА СТРУКТУРИ ІХТІОКОМПЛЕКСУ ДНІСТРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В КОНТЕКСТІ ВІДНОВЛЕННЯ ПРОМИСЛОВОГО ОСВОЄННЯ РИБНИХ ЗАПАСІВ	O.KHUDYI, L. KORCHAK, L.KHUDA THE FRAME CHARACTERISTIC OF THE DNESTR RESERVOIR ICHTHYOCOMPLEX IN A CONTEXT OF RENEWAL OF INDUSTRIAL DEVELOPMENT OF FISH STORES	70

ГРУНТОЗНАВСТВО

І.І. КАЗІМІР ТРАНСФОРМАЦІЯ КИСЛОТНО-ОСНОВНОЇ БУФЕРНОСТІ БУРОВАТО-ПІДЗОЛИСТИХ ҐРУНТІВ ПЕРЕДКАРПАТТЯ ПІД ВПЛИВОМ ОСУШУВАЛЬНОЇ ТА ХІМІЧНОЇ МЕЛІОРАЦІЇ	I.I. KAZIMIR THE TRANSFORMATION OF ACID-BASED BUFFER OF THE BROWN-PODZOL SOILS OF PRECARPATHIAN UNDER THE INFLUENCE OF DRAINAGE AND CHEMICAL MELIORATION	73
---	---	----

КОРОТКІ ПОВІДОМЛЕННЯ

І.Л. КУКОВСЬКА ЗМІНИ ФІБРИНОЛІТИЧНОЇ АКТИВНОСТІ ПІД ВПЛИВОМ ОПОЇДНИХ ПЕПТИДІВ	I.L. KUKOVSKA CHANGES OF FIBRINOLYTIC ACTIVITY AFTER OPIOID PEPTIDES ADMINISTRATION	79
О.Ф. РИЛЬСЬКИЙ ВПЛИВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА ВМІСТ МАЛОНОВОГО ДІАЛЬДЕГІДУ В КЛІТИНАХ ПІГМЕНТСИНТЕЗУЮЧИХ БАКТЕРІЙ	A.F. RYLSKY INFLUENCE OF HEAVY METALS ON THE MAINTENANCE OF MALONIC DIALDEHYDE IN CELLS OF PIGMENT-SYNTHESIZING BACTERIA	81
РЕЦЕНЗІЯ НА МОНОГРАФІЮ «БІОЛОГІЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ УКРАЇНИ. ДНІПРОПЕТРОВСЬКА ОБЛАСТЬ. КРУГЛОРОТІ (CYCLOSTOMATA). РИБИ (PISCES)» ЗА АВТОРСТВОМ Л.В. БУЛАХОВА, Р.О. НОВІЦЬКОГО, О.Є. ПАХОМОВА, О.О. ХРИСТОВА	THE REVIEW OF THE MONOGRAPH «BIOLOGICAL DIVERSITY OF UKRAINE. DNEPROPETROVSK REGION. CYCLOSTOMATA. PISCES» BY AUTHORS BULAHOVA L.V., NOVITSKYI R.O., PAHOMOV O.E., HRYSTOVA O.O.	83
ВАСИЛЬ ІЛЛІЧ СТЕФАНІК (02.01.1939 - 07.01.2010)	VASYL' ILLICH STEFANYK (02.01.1939 - 07.01.2010)	84

ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРІВ

У журналі «Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)» публікуються результати досліджень з актуальних проблем біохімії, біотехнології, молекулярної генетики, екології, ботаніки, ґрунтознавства, збереження біоти і біоресурсів.

Друкуються оригінальні експериментальні роботи, оформлені у вигляді статей, які раніше не друкувалися, а також наукові огляди, короткі повідомлення, матеріали конференцій та рецензії.

Повний обсяг (разом з таблицями, переліком літератури, рисунками та підписами до них, резюме двома мовами і ключовими словами) експериментальної статті не повинен перевищувати 6 повних сторінок, оглядової статті – 12 сторінок, короткого повідомлення – двох сторінок. Рукописи більшого обсягу приймаються до журналу тільки після попереднього узгодження з редколегією.

Повідомлення друкуються українською, англійською та російською мовами (в окремих випадках можливе опублікування німецькою, польською, румунською та словацькою мовами).

У певному конкретному випуску один автор має право надрукувати тільки одну самостійну статтю.

Матеріали для друку (текст, література, підписи до рисунків та ін.) подаються у паперовому (2 копії) та електронному (ідентично паперовому) вигляді, надруковані:

- у форматі, який підтримується Microsoft Word;
- через 1 інтервал, без використання переносів;
- сторінки формату A4;
- шрифт – Times New Roman Cyr 14 пунктів (список літератури, текст у таблицях і резюме – 10 пунктів);
- поля з кожного краю по 2 см.

Кожен рукопис повинен містити:

1. **Титульний лист**, де подається українською та англійською мовами:

- назва статті, яка повинна коротко інформувати про її зміст;
- індекс УДК;
- прізвища та ініціали авторів;

➤ назва організації, у якій виконувалося дослідження (у тому числі кафедри, факультету, відділу);

➤ повна поштова адреса, телефон та електронна адреса (e-mail) для оперативної співпраці з авторами із зазначенням автора, з яким слід вести листування;

➤ резюме обсягом 4-5 речень, яке повинно коротко описувати проведені дослідження, включаючи мету, методи, результати і головні висновки;

➤ ключові слова (до 10 слів).

2. **Експериментальну частину** (для експериментальних робіт), структуровану на розділи:

➤ вступ, де зазначається актуальність та новизна обраної теми дослідження;

➤ об'єкт і методи, де подається опис використаних методик, достатній для їх відтворення;

➤ результати та їх обговорення;

➤ висновки.

3. **Таблиці**, які мають бути пронумерованими відповідно до змісту тексту, кожна – на окремому аркуші; короткий опис кожної таблиці подається зверху, а статистична або інша деталізація подається внизу у виносках; шрифт тексту в таблицях Times New Roman Cyr 10 пунктів.

4. **Ілюстрації**, пронумеровані у порядку їх обговорення у тексті та надруковані на окремому аркуші; всі ілюстрації повинні бути якісними та читабельними після їх масштабування на 50 %, без використання великих кеглів шрифтів і стилів оформлення, які дають дуже тонкі елементи букв; вгорі на зворотному боці ілюстрації зазначається прізвище автора та назва статті.

Не припустиме повторення змісту таблиць ілюстраціями; за рівних умов надавайте перевагу ілюстраціям (графікам).

Ілюстрації повинні мати дві електронні копії у форматах Tiff- 4.0 or 5.0 (*.tif) або Paint (*.bmp); формули і рівняння необхідно подавати розробленими у спеціальних редакторах рівнянь і збереженими як окремі файли (Windows metafile, *.wmf); фінальна якість растрових ілюстрацій після масштабування повинна бути не менше 200-300 пікселів на дюйм.

5. **Список літератури**, який подається через 1 інтервал шрифтом Times New Roman Cyr 10; у переліку джерел літератури повинні переважати посилання на роботи останніх років; посилання у переліку літератури нумеруються в

Біологічні системи. Т. 2, Вип. 1. 2010

алфавітному порядку, а в тексті у круглих дужках подається прізвище автора і рік (якщо авторів один або двоє, наводимо всіх, а якщо більше ніж 2 автори слід наводити лише перше прізвище з наступним “та ін.”, “и др.”, “et al.”).

Приклади оформлення переліку літератури:

1. Лакин Г.В. Биометрия. – М.: Высшая школа, 1990. – 352 с.
2. Молекулярная клиническая диагностика. Методы: Пер с англ./ Под ред. Херрингтона С., Макги Дж. – М.: Мир, 1999. – 558 с.
3. Ландшафти міста Чернівці: Монографія / за редакцією В.М. Гуцуляка. – Чернівці: Рута, 2006. – 188 с.
4. Марченко М.М., Копильчук Г.П., Волощук О.М. Функціональний стан мітохондріальних мембран печінки попередньо опромінених щурів з трансплантованою карциномою Герена // Доповіді НАН України. – 2007. – № 2. – С. 174 – 177.

Всі позначення і найменування фізичних та хімічних одиниць вимірювання слід наводити в системі СІ.

Публікація повинна супроводжуватися рекомендацією до друку кафедри або наукової установи, де виконувалося дослідження, та повинна бути підписаною всіма авторами на останній сторінці. Одноосібні публікації аспірантів повинні супроводжуватися дозволом керівника.

Статті рецензуються незалежними експертами, яких призначає редколегія, після чого автору надсилається примірник рукопису статті із зауваженнями рецензентів. У випадку, коли матеріали повернені на доопрацювання, автор надає аргументовану відповідь, передруковує і надсилає матеріали на адресу редакційної колегії журналу не пізніше двох тижнів.

У разі відхилення статті рецензентами автору надсилається письмове повідомлення.

Редколегія має право редагувати текст статей, рисунків та підписів до них, погоджуючи відредагований варіант з автором, а також відхиляти рукописи, якщо вони не відповідають вимогам журналу «Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)».

Відповідальність за зміст матеріалів несуть автори.

Матеріали не повертаються.

Адреса редколегії: Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, факультет біології, екології та біотехнології, вул. Коцюбинського 2, м. Чернівці, 58012, Україна.
e-mail: vb@chnu.edu.ua
Телефон для довідок: 0372-584849

INSTRUCTIONS FOR AUTHORS

Journal «**Scientific Herald of Chernivtsy University. Biology (Biological Systems)**» publishes the results of the studies on actual problems of biochemistry, biotechnology, molecular genetics, ecology, botany, soil science, biota and bioresources preservation.

Unpublished previously and completed experimental works drawn up as articles, reviews, short communications, materials from congresses and conferences are published.

The total volume for the entire paper (including tables, references, figures and their legends, abstracts in three languages, and key words) of an experimental article should not exceed 6 pages, review – 12 pages, short communication – two pages. The papers of a larger size are submitted to

the journal after previous agreement with the editorial board.

The papers are published in Ukrainian, English and Russian (in some cases it is possible to be published in German, Polish, Romanian and Slovakian).

One author is allowed to have only one single-author publication in a particular issue.

Materials for publishing (text, references, figure legends etc.) are submitted in paper (2 copies) and identical electronic version, typed:

- in Microsoft Word format;
- single line spacing, without hyphenation;
- page format A4;
- font – Times New Roman 14 (references, text in tables and abstracts – 10);
- all margins 2 cm.

Each manuscript must have:

1. **Title page**, where to provide in Ukrainian and English:

- title;
- UDC (Universal Decimal Classification) code;
- authors' surnames and initials;
- institution, where the study was performed (including department or faculty);
- full postal address, telephone and e-mail, indicating corresponding author;
- abstract (4-5 sentences), which has to describe briefly performed studies, including aim, methods, results and main conclusions;
- key words (no more than 10).

2. **Experimental part** (for experimental studies), structured into chapters:

- introduction, where the urgency and novelty of the performed studies are indicated;
- object and methods, where the reproducible description of used methods is provided;
- results and discussion;
- conclusions.

3. **Tables**, which have to be numbered according to their citation in the text, each one – on a separate sheet; brief description of each table is provided on the top, statistical or other details are provided at the bottom in the notices; text font in the tables is Times New Roman 10.

4. **Illustrations**, numbered according to their discussion in the text and typed on a separate sheet; all illustrations have to be qualitative and readable after their scaling in 50 %; on the top of illustration underside the author and article title are provided.

The repeat of table content with illustrations is inadmissible; illustrations (figures) are primary under equal circumstances.

Illustrations must have two electronic copies in Tiff- 4.0/5.0 (*.tif) or Paint (*.bmp) formats; formulas and equations have to be provided by made in special equation editors and saved as separate files (Windows metafile, *.wmf); final quality of the illustrations after their scaling has to be no less than 200-300 pixels per inch.

5. **References**, which is provided with single line spacing, Times New Roman 10; works of the recent years should prevail in references; references in the list are numbered in an alphabetical order, and in the text author and year are provided in round brackets (if the number of authors is one or two, all of them are indicated in references, if there are three or more authors, only one name is given with following et al.).

Examples of references:

1. Sambrook J., Fritsch E., Maniatis T. Molecular cloning: a laboratory manual, 2nd ed. – Cold Spring Harbor, NY: Cold Spring Harbor Laboratory Press, 1989 – Vol. I. – 682 p.

2. Taub R. Liver Regeneration: from Myth to Mechanism // Nature Reviews. – 2004. – Vol. 5. – P. 836 – 847.

3. Kopylchuk H.P., Shmarakov I.O., Marchenko M.M. A possible mechanism of antitumor activity of 5-(5',6'- benzocoumaroyl-3')-methyl-aminouracil in vivo // Exp.Oncol. – 2007. – Vol. 29, No. 4. – P. 123 – 125.

All the designations and denominations of physical and chemical units of measurement should be given in SI system.

Official assignment from the institution where the studies were performed is required. The manuscript has to be signed by all authors on the last page. Single-author papers of post-graduate students (aspirants) must be accompanied with the scientific advisor sanction.

The articles are reviewed by the independent experts, who are selected by the editorial board, and then a copy of the manuscript with reviewer's remarks is sent to an author. If the paper is returned for the completion, the author gives a reasonable answer, reprint and send all the required materials to the editorial board of the journal no longer than in 2 weeks.

If the manuscript is rejected by the reviewers, a written notice is sent to the author.

Editorial board is allowed to edit the text of the articles, figures and their legends, coordinating the edited version with the author, and also reject manuscripts, if they don't meet the requirements of the journal «**Scientific Herald of Chernivtsy University. Biology (Biological Systems)**».

The authors are responsible for the contents of their articles.

Materials are not returnable.

Editorial board address: Chernivtsy National University named after Yuriy Fed'kovych, Faculty of Biology, Ecology and Biotechnology, Kotsyubynskyyi Str. 2, Chernivtsy, 58012, Ukraine.

e-mail: vb@chnu.edu.ua

Телефон для довідок: 0372-584849

Свідоцтво про державну реєстрацію ДК №891 від 08.04.2002 р.

Підписано до друку 24.11.2010. Формат 60x84/8.

Папір офсетний. Друк різнографічний. Умов. друк. арк. 9,6.

Обл.-вид. арк. 10,4. Зам. 447. Тираж 100.

Друкарня Чернівецького національного університету

58012, Чернівці, вул. Коцюбинського, 2.