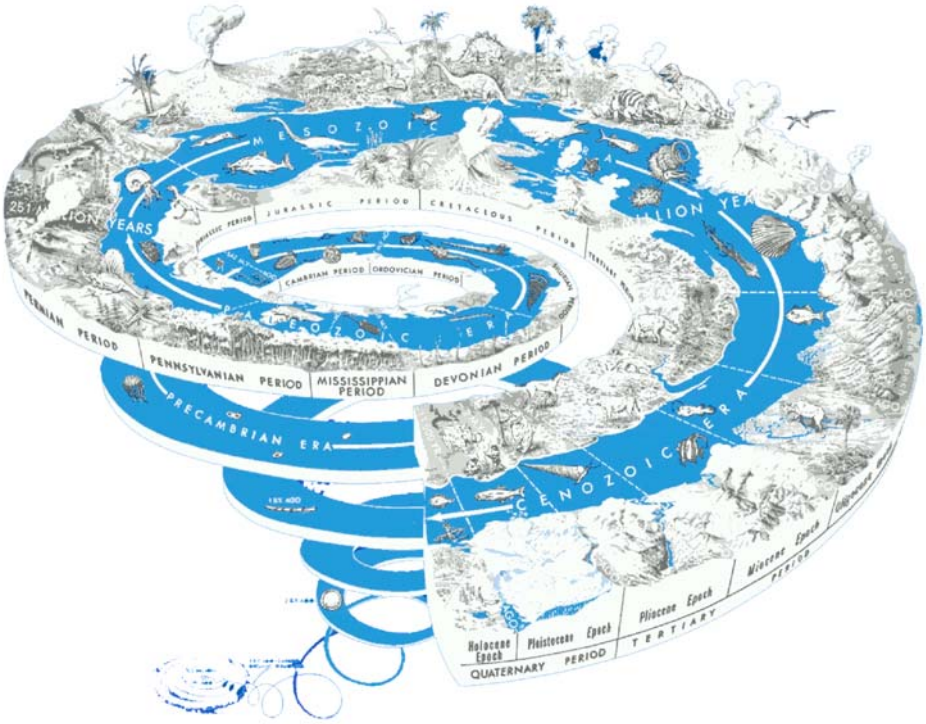
ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

ВІСНИК

Дніпропетровського університету.
Біологія, екологія

Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu.
Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University.
Biology, ecology



2015. 23(2)

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія

Журнал публікує рецензовані наукові статті та огляди з різноманітних питань біології та екології від організмового до екосистемного рівня, у тому числі з динаміки популяцій і розповсюдження видів, еволюційної екології, екологічної генетики, моделювання, біології охорони природи та збереження біорізноманіття, дослідження агроекосистем і управлянні біоресурсами. Ми також публікуємо статті в інших галузях біології, таких як молекулярна екологія та еволюція, науки про довкілля, філогенетика та інші.

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ

Голова редакційної колегії:

Проф. О.Є. Пахомов, кафедра зоології та екології, Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, Україна.

Заступники голови редакційної колегії:

Проф. С.П. Вассер, Університет Хайфи, Інститут еволюції, Міжнародний центр біотехнології та біорізноманіття грибів, Ізраїль;

Проф. Дж. Федак, Східний центр досліджень зернових і олійних культур, Аграрне та аграрно-харчове управління Канади (AAFC), Канада;

Проф. П.Б. Чаунву, Джексонський державний університет, Коледж науки, інженерії та технології, Центр санітарного стану навколишнього середовища, США.

Члени редакційної колегії:

Проф. Ш. Балажи, Коледж ім. Дьордья Бешенеї, Угорщина;

Проф. В. Барабаш, кафедра мікробіології, Аграрний університет Кракова, Польща;

Д-р З. Бедьо, Науково-дослідний інститут сільського господарства Угорської академії наук, Угорщина;

Доц. В.В. Бригадиренко (секретар редакційної колегії), кафедра зоології та екології, Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, Україна;

Проф. А.І. Вінніков, кафедра мікробіології, вірусології та біотехнології, Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, Україна;

Проф. І. Волощук, факультет екології та наук про довкілля, Технічний університет у Зволені, Словацька Республіка;

Доц. В.Я. Гассо, кафедра зоології та екології, Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, Україна;

Проф. Ш. Демберел, *академік Монгольської академії наук*, Інститут ветеринарних наук, Монгольський державний університет сільського господарства, Монголія;

Проф. В.М. Зверковський, кафедра геоботаніки, грунтознавства та екології, Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, Україна;

Д-р С. Козицька, Інститут молекулярної інфектології, Вюрцбурзький університет Юліуса Максиміліана, Німеччина;

Д-р П. Кущк, відділ біотехнології навколишнього середовища, Центр охорони навколишнього середовища ім. Гельмгольца, Лейпциг, Німеччина;

Проф. О.А. Лихолат, кафедра товарознавства та митної експертизи, Університет митної справи та фінансів, Україна;

Проф. Ю.В. Лихолат, кафедра фізіології та інтродукції рослин, Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, Україна;

Проф. Л.П. Мицик, кафедра геоботаніки, грунтознавства та екології, Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, Україна;

Проф. В.С. Недзвецький, кафедра біофізики та біохімії, Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, Україна;

Проф. С.Г. Піржиновський, кафедра біології, Університет Лунда, Швеція;

Проф. Т.М. Сатарова, кафедра мікробіології, вірусології та біотехнології, Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, Україна;

Проф. О.В. Северіновська, кафедра фізіології людини та тварин, Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, Україна;

Проф. В.П. Семенченко, член-кор. НАН Білорусі, лабораторія гідробіології, ГНПО «НПЦ НАН Білорусі по біоресурсам», Республіка Білорусь;

Проф. А.П. Травлєєв, *член-кор. НАН України,* кафедра геоботаніки, грунтознавства та екології, Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, Україна;

Проф. Г.О. Ушакова, кафедра біофізики та біохімії, Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, Україна;

Проф. О.В. Федоненко, кафедра загальної біології та водних біоресурсів, Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, Україна;

Проф. Т.М. Шевченко, кафедра клінічної та лабораторної діагностики, Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, Україна.

Інформація про публікацію: *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія* (ISSN 2310-0842 (print), ISSN 2312-301X (online)). Ви можете дізнатися вартість передплати на журнал, звернувшись до секретаря редакційної колегії *В.В. Бригадиренка* за адресою brigad@ua.fm та ознайомитись з інформацією на сайті www.ecology.dp.ua. Запрошуємо до співробітництва.

Друкується за рішенням вченої ради Дніпропетровського національного університету ім. Олеся Гончара згідно з планом видань на 2015 рік

Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology

Aims and scope. *Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology* publishes refereed original research articles and reviews on various aspects of biology and ecology, from the individual to the ecosystem level, including population dynamics and distribution, evolutionary ecology, ecological genetics, theoretical models, conservation biology and biodiversity, agroecosystem studies, and bioresources management. We also publish in other areas of biology, such as molecular ecology and evolution, environmental science, phylogenetics, etc.

EDITORIAL BOARD

Editor-in-Chief:

Prof. O.Y. Pakhomov, *DSc,* Department of Zoology and Ecology, Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine.

Deputy Editors:

Prof., Dr. G. Fedak, Eastern Cereal and Oilseed Research Centre (ECORC), Agriculture and Agri-Food Canada (AAFC), Canada;

Prof. P.B. Tchounwou, *Sc.D.,* NIH-RCMI Center for Environmental Health, College of Science, Engineering & Technology, Jackson State University, Jackson, USA;

Prof. S.P. Wasser, *Dr.*, International Centre for Biotechnology and Biodiversity of Fungi, Institute of Evolution, University of Haifa, Haifa, Israel.

Editorial Board:

Prof. S. Balázsy, Bessenyei György College, Hungary;

Prof. Dr hab., W. Barabasz, Department of Microbiology, Agricultural University of Krakow, Poland;

Z. Bedő, *D.Sc.,* Agricultural Research Institute of the Hungarian Academy of Sciences, Hungary;

As.Prof. V.V. Brygadyrenko, Ph.D. (Secretary), Department of Zoology and Ecology, Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine;

Prof. S. Demberel, *DSc, Academician of the Mongolian Academy of Science,* Institute of Veterinary Science, Mongolian State University of Agriculture, Mongolia;

Prof. O.V. Fedonenko, DSc, Department of General Biology and Aquatic Bioresources, Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine;

As.Prof. V.Y. Gasso, Ph.D., Department of Zoology and Ecology, Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine;

Dr. S. Kozytska, Institute for Molecular Infection Biology, Julius Maximilian University of Würzburg, Germany;

Dr. P. Kuschk, Department of Environmental Biotechnology, Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Leipzig, Germany;

Prof. O.A. Lykholat, DSc, Department of Commodity Research and Customs Expertise, University of Customs and Finance, Ukraine;

Prof. Y.V. Lykholat, DSc, Department of Physiology and Introduction of Plants, Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine;

Prof. L.P. Mytsyk, DSc, Department of Geobotany, Soil Science and Ecology, Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine;

Prof. V.S. Nedzvetsky, DSc, Department of Biophysics and Biochemistry, Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine;

Prof., Dr. S.G. Pierzynowski, Department of Biology, Lund University, Lund, Sweden;

Prof. T.M. Satarova, *DSc,* Department of Microbiology, Virology and Biotechnology, Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine;

Prof. V.P. Semenchenko, DSc, Laboratory of Hydrobiology, SSIU "SIC NAS Belarus on Bioresources", Republic of Belarus;

Prof. O.V. Severynovska, *DSc,* Department of Human and Animals Physiology, Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine;

Prof. T.M. Shevchenko, *DSc,* Department of Clinical and Laboratory Diagnostics, Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine;

Prof. A.P. Travleev, *DSc,* Academician of the NAS of Ukraine, Department of Geobotany, Soil Science and Ecology, Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine;

Prof. G.O. Ushakova, DSc, Department of Biophysics and Biochemistry, Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine;

Prof., A.I. Vinnikov, *DSc,* Department of Microbiology, Virology and Biotechnology, Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine;

Prof. I. Vološčuk, *DSc,* Faculty of Ecology and Environmental Sciences, Technical University in Zvolen, Slovak Republic;

Prof. V.M. Zverkovsky, *DSc,* Department of Geobotany, Soil Science and Ecology, Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine.

Publication information: *Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology* (ISSN 2310-0842 (print), ISSN 2312-301X (online)). Subscription prices are available upon request from the Publisher or from the journal's website (www.ecology.dp.ua). Subscriptions are accepted on a prepaid basis only and are entered on a calendar year basis. Issues are sent by standard mail (surface within Europe, air delivery outside Europe). Priority rates are available upon request. Claims for missing issues should be made within six months of the date of dispatch.

Approved by the Scientific Council of Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Visn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 87–90.

doi:10.15421/011512

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 581.198

Вплив Cu^{2+} та кислотності середовища на вміст цитоплазматичного кальцію та перекисне окиснення ліпідів у коренях озимої пшениці

М.Є. Рязанова, Т.І. Маковейчук, В.В. Швартау

Інститут фізіології рослин і генетики Національної академії наук України, Київ, Україна

Досліджено вплив іонів Cu^{2+} на внутрішньоклітинний гомеостаз Ca^{2+} та перекисне окиснення ліпідів в умовах різної кислотності середовища. Показано, що зниження pH середовища зумовлює підвищення $[Ca^{2+}]$cyt і може бути відгуком клітин кореня на кислотний стрес. Додавання міді до середовища для пророщування насіння ймовірно підвищує неселективну проникність мембрани та спричинює її деполяризацію. Це може активувати Ca-канали, що активуються за умов деполяризації та відповідають за надходження кальцію до цитоплазми з апопласту. Підвищення рівня МДА свідчить про наявність окисного стресу, який може активувати гіперполяризаційні Ca-канали, що також впливають на $[Ca^{2+}]$cyt. Таким чином, зміни інтенсивності Ca^{2+}-залежних метаболічних процесів (регуляція поділу клітин та ріст кореня) можуть бути наслідком токсичного впливу іонів Cu^{2+} на рослини озимої пшениці.

Ключові слова: токсичність міді; $[Ca^{2+}]$cyt; кислотність середовища; малоновий діальдегід; Fluo-3 AM; Ca-канали

Effect of Cu^{2+} and pH on intracellular calcium content and lipid peroxidation in winter wheat roots

M.E. Riazanova, T.I. Makoveychuk, V.V. Schwartau

Institute of Plant Physiology and Genetics of NAS of Ukraine, Kiev, Ukraine

The study investigates the effect of copper ions and pH of external solution on intracellular calcium homeostasis and lipid peroxidation in winter wheat roots. Experiment was carried out with winter wheat. Sterile seeds were germinated in Petri dishes on the filter paper soaked with acetic buffer (pH 4.7 and 6.2) at 20 °C in the dark for 48 hours. Copper was added as $CuSO_4$. It's concentrations varied from 0 to 50 μM. The Ca^{2+}-fluorescent dye Fluo-3/AM ester was loaded on 60 hour. Root fluorescence with Fluo-3 loading was detected using X-Cite Series 120 Q unit attached to microscope Olympus BX53 with camera Olympus DP72. Imaging of root cells was achieved after exciting with 488 nm laser and collection of emission signals above 512 nm. Preliminary analysis of the images was performed using software LabSens; brightness (fluorescence intensity) analysis was carried out by means of ImageJ. Peroxidation of lipids was determined according to Kumar and Knowles method. It was found that pH of solution had effect on release of calcium from intracellular stores. Low pH provokes an increase of $[Ca^{2+}]$cyt which may be reaction of roots to acidic medium. Copper induces increase in non-selective permeability of plasma membrane and leads to its faster depolarization. This probably initiates Ca-dependent depolarization channels which are responsible for the influx of calcium from apoplast into the cell. Changing of the membrane permeability may occur due to interaction between Cu^{2+} ions and Ca-binding sites on plasma membrane or may be due to binding of copper with sulfhydryl groups and increasing of POL. Copper may also damage lipid bilayer and change the activity of some non-selective channels and transporters. Reactive oxygen species which are formed under some types of stress factors, especially the effect of heavy metals, can be activators of Ca-channels. Cu^{2+} ions rise MDA content and promote the oxidative stress. Low medium pH also induces its development. Oxidative stress apparently enhances activity of hyper- polarization of Ca-channels and leads to increase of $[Ca^{2+}]$cyt. These Ca-channels may also be stimulated by calcium, which influxes into the cell, so Ca-signal can be self-enhanced one. Prolonged retention of high calcium concentration may be the evidence of copper toxicity to root cells and the consequence of deactivation of Ca-ATPases which promote Ca efflux from cell. The increase of $[Ca^{2+}]$cyt may elicit changes in some metabolic processes.

Keywords: copper toxicity; $[Ca^{2+}]$cyt; pH; malondialdehyde; Fluo-3 AM; Ca-channels

Інститут фізіології рослин і генетики НАН України, вул. Васильківська, 31/17, м. Київ, 03022, Україна
Institute of Plant Physiology and Genetics of NAS of Ukraine, Vasylkivska Str., 31/17, Kyiv, 03022, Ukraine
Tel. +38-044-257-90-18, +38-063-362-30-36. E-mail: marina.rz@mail.ru, makoveyt@ukr.net, schwartau@ifrg.kiev.ua

Вступ

Кислотність середовища має домінуючий вплив на розчинність і, як наслідок, на доступність і потенціал фітотоксичності іонів (Rengel, 2011). У лужному середовищі спостерігається зниження доступності P, Zn, Fe та Cu, у кислому зростає токсичний вплив Al та Mn. Вважається, що оптимальний рівень pH для засвоєння елементів живлення озимою пшеницею становить 6,0–7,5 (Zynchenko et al., 2001).

Мідь – один із найважливіших мікроелементів для рослин. Нормальний ріст і розвиток потребує оптимальної кількості Cu^{2+}. У той же час діапазон концентрацій Cu^{2+}, які не чинять негативного ефекту на рослини, достатньо вузький. Незважаючи на можливі негативні ефекти, обробка рослин Cu-фунгіцидами залишається одним із поширених підходів до культивування широкого спектра культур (Barker and Pilbeam, 2006; US EPA, 2008). Серед можливих пояснень токсичного впливу іонів міді на рослинні клітини у літературі найчастіше зустрічається посилення перекисного окиснення мембранних ліпідів, зміна їх складу та підвищення неспецифічної проникності мембран (Berglund et al., 2002; Kanoun-Boulé et al., 2008; Hong et al., 2012), але механізм дії залишається не з'ясованим.

Іони кальцію володіють унікальними властивостями й універсальною здатністю щодо проведення різних сигналів, які здійснюють первинну дію (гормони, патогени, світло, гравітація тощо) (Medvedev, 2005). У кожній із відомих у рослин систем сигнальної трансдукції велике значення як вторинний посередник мають іони Ca^{2+}. Кальцій – ефективний регулятор метаболічних процесів у всіх клітинах, де існують системи, які реагують на невеликі зміни його концентрації. Основні внутрішньоклітинні мішені для іонів кальцію – різноманітні Ca-зв'язувальні білки, одні з яких самі змінюють свою активність (Lewit-Bentley and Rety, 2000), а інші (наприклад, кальмодулін) опосередковують ефект цього катіона на різноманітні клітинні мішені (Roberts and Harmon, 1992). Мета даної статті – виявити вплив іонів Cu^{2+} на внутрішньоклітинний гомеостаз Ca^{2+} та перекисне окиснення ліпідів за різної кислотності середовища.

Матеріал і методи досліджень

Стерилізоване (опромінювач бактерицидний ОБН-35м) насіння озимої пшениці сорту Смуглянка (*Triticum aestivum* L.) пророщували у чашках Петрі на двошаровому фільтрувальному папері, змоченому стерильним середовищем із pH 4,7 та 6,2 (5 мМ ацетатний буфер) у темряві, за +20 ºС протягом 48 год (хладотермостат ХТ 3/70-2). На 48-му годину проводили обробку $CuSO_4$ (50 мкМ). Завантаження коренів флуоресцентним індикатором Fluo-3AM (Sigma) робили за методикою, описаною Zhang et al. (1998). Інтактні корені довжиною 0,5 см інкубували за +4 ºС упродовж двох годин у темряві. Розчин для інкубації містив 20 мкМ Fluo-3AM, 0,2 мМ $CaCl_2$ та 50 мМ сорбітолу. Розчин Fluo-3 AM додано з вихідного розчину 1 мМ Fluo-3AM у ДМСО. Фінальна концентрація ДМСО в інкубаційному розчині складала <1%. Після інкубування корені змивали буферним розчином протягом 15 хв. Флуоресценцію коренів, пофарбованих Fluo-3 AM, досліджували за допомогою мікроскопа Olympus BX53 із люмінесцентним блоком X-Cite Series 120 Q і камерою-детектором Olympus DP72 за довжини хвилі збудження 488 нм, хвилі емісії – 512 нм (зелений світлофільтр). Контролем слугувала дистильована вода. Повторність проведення досліду – чотириразова, аналітична семиразова.

Рівень ПОЛ визначали за накопиченням малонового діальдегіду (МДА) методом Kumar and Knowles (1993) із деякими модифікаціями. 200 мг коренів гомогенізували з невеликою кількістю Tris-NaCl буфера (pH 7,6), об'єм екстракту доводили до 3 мл. До отриманого гомогенату додавали 1 мл 0,5% розчину тіобарбітурової кислоти (ТБК) та 2 мл 20% трихлороцтової кислоти (ТХО). Пробірки з гомогенатом витримували 30 хв на киплячій водяній бані з наступним центрифугуванням за 3 000 об./хв протягом 10 хв. Визначення проводили за довжини хвилі 533 нм на спектрофотометрі UV-1800 (Shimadzu).

Суху біомасу визначали відповідно до ГОСТ 16932-93.

Попередній аналіз отриманих зображень проводили за допомогою програмного забезпечення LabSens, аналіз яскравості (інтенсивності флуоресценції) – ImageJ.

Статистичну обробку даних робили за допомогою програми Statistica 6.0.

Результати та їх обговорення

У стані спокою вміст іонізованого кальцію у цитоплазмі рослинних клітин надзвичайно малий і варіює від 100 до 200 нМ (Medvedev, 2005; Schwartau et al., 2014). Підвищення цитозольного вмісту кальцію діє як сигнал, що викликає зміни фізіологічних та біохімічних процесів (Webb et al., 1996; Pandey et al., 2000). Кислотність середовища впливає на концентрацію $[Ca^{2+}]cyt$. За pH 4,7 спостерігається підвищення концентрації $[Ca^{2+}]cyt$ у 1,5 раза порівняно з оптимальним рівнем pH (рис. 1). Це можна пояснити відгуком кальцієвої сигнальної системи на кислотний стрес (Vodneev et al., 2007). Додавання іонів Cu^{2+} до розчину для пророщування насіння викликає підвищення внутрішньоклітинного вмісту Ca^{2+} в обох варіантах досліду. У праці Demidchik et al. (1997) показано, що 10 мкМ Cu^{2+} зумовлює швидке підвищення неселективної проникності мембрани та її деполяризацію. Це може ініціювати Ca^{2+}-канали, що активуються за умов деполяризації та відповідають за надходження кальцію до цитоплазми з апопласту (Thion et al., 1998). На плазмалемі існує багато сайтів впливу іонів Cu^{2+}. Одними з них є канали іонного відтоку, зміна активності яких може бути наслідком перебудови ліпідного бішару або інших неселективних каналів і переносників. Зміна проникності мембрани може відбуватись внаслідок взаємодії між іонами Cu^{2+} та Ca-зв'язувальних сайтів на плазмалемі (Murphy et al., 1999), або бути результатом взаємодії Cu^{2+} із сульфгідрильними групами мембранних білків та підвищенням ПОЛ. Цілісність ліпідного бішару може пошкоджуватись унаслідок витискання фізіологічно важливих катіонів з їх центрів зв'язування на поверхні мембрани, загального динамічного пошкодження та підвищення кількості ко-

роткотривалих пор (Demidchik et al., 1997, 2001). Активні форми кисню (АФК), які формуються за деяких типів стресових чинників (наприклад, вплив важких металів), можуть також виступати як активатори Са-проникних каналів. Окисний стрес спричинює підвищення рівня $[Ca^{2+}]$cyt у тваринних (Klyubin et al., 1996), а також рослинних клітинах (Zhang et al., 1998; Cessna and Low, 2001). У кореневих волосках АФК, імовірно, стимулюють канали, які активуються за умов гіперполяризації (Pei et al., 2000; Lecourieux et al., 2002). Останні додатково можуть стимулюватися кальцієм, що надходить у клітину, тобто Са-сигнал здатен до самопосилення (Demidchik, 2012). Підтримання високої концентрації Ca^{2+} протягом тривалого часу може свідчити про токсичний вплив іонів міді на клітини коренів і проявлятися в інактивації Са-каналів тонопласту, які сприяють завантаженню Ca^{2+} назад до вакуолі, а також деактивації Са-АТФаз, що сприяють відтоку Ca^{2+} з клітини.

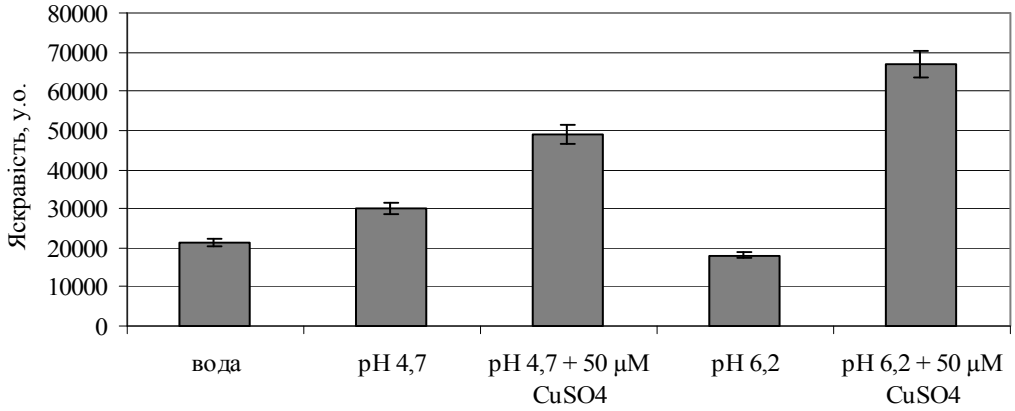


Рис. 1. Вплив сульфату міді на вміст внутрішньоклітинного кальцію у коренях озимої пшениці залежно від pH середовища

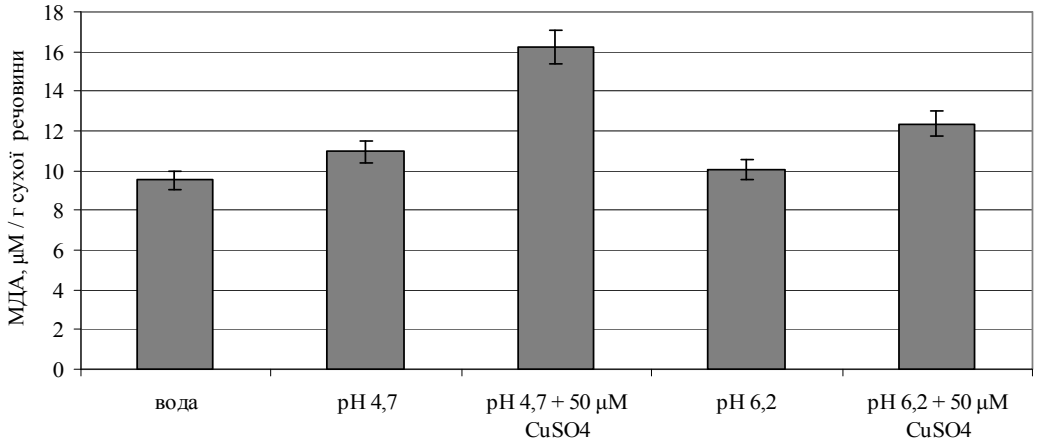


Рис. 2. Вплив сульфату міді на вміст МДА у коренях озимої пшениці залежно від pH середовища

Для перевірки наявності окисного стресу провели аналіз накопичення продукту ПОЛ – малонового діальдегіду. На рисунку 2 видно, що підвищення концентрації Cu^{2+} викликало зростання концентрації МДА за pH 4,7 на 47%, а за pH 6,2 – на 23%, відповідно. Слід зазначити, що зниження pH середовища для пророщування підвищує токсичний вплив Cu^{2+}, що узгоджується з літературними даними (Mortvedt et al., 1991).

Висновки

Вплив іонів Cu^{2+} стимулює підвищення $[Ca^{2+}]$cyt у коренях озимої пшениці, що може проявлятися у зміні інтенсивності Ca^{2+}-залежних метаболічних процесів (регуляція поділу клітин та ріст кореня) та є наслідком токсичного впливу іонів Cu^{2+} на рослини озимої пшениці. Зростання кількості МДА свідчить про наявність окисного стресу, який розвивається з підвищенням концентрації іонів Cu^{2+} і посилюється за умов збільшення кількості іонів водню у середовищі.

Бібліографічні посилання

Barker, A.V., Pilbeam, D.J., 2006. Handbook of Plant Nutrition. CRC Press, Boca Raton.

Berglund, A.H., Quartacci, M.F., Calucci, L., Navari-Izzo, F., Pinzino, C., Liljenberg, C., 2002. Alterations of wheat root Plasma membrane lipid composition induced by copper stress result in changed physicochemical properties of plasma membrane lipid vesicles. Bioch. Biophys. Acta. Biomembranes 1564(2), 466–472.

Cessna, S.G., Low, P.S., 2001. Activation of the oxidative burst in aequorin-transformed *Nicotiana tabacum* cells is mediated by protein kinase- and anion channel-dependent release of Ca^{2+} from internal stores. Planta 214, 126–134.

Demidchik, V., Sokolik, A., Yurin, V., 2001. Characteristics of non-specific permeability and H-ATPase inhibition induces in plasma membrane of *Nitella flexilis* by excessive Cu^{2+}. Planta 212, 583–590.

Demidchik, V.V., 2012. Membrannye mehanizmy regulyacii aktivnosti ionov kal'ciya v citoplazme kletok vysshih rasteniy [Membrane mechanisms of regulation ion calcium activity in cell cytoplasme of higher plants]. Trudy BGU 7(1), 99–105 (in Russian).

GOST 16932-93 Cellulose. Opredelenie soderzhanija suhogo veshhestva [Determination of dry matter content]. State standard of Ukraine.

Hong, R., Kang, T.Y., Michels, C.A., Gadura, N., 2012. Membrane lipid peroxidation in copper alloy-mediated contact killing of *Escherichia coli*. Appl. Environ. Microbiol. 78(6), 1776–1784.

Kanoun-Boulé, M., De Albuquerque, M.B., Nabais, C., Freitas, H., 2008. Copper as an environmental contaminant and essential nutrient: Consequences to plant and human health. In M.N.V. Prasad (Ed.), Trace elements as contaminants and nutrients: Consequences in ecosystems and human health. Willey and Sons Inc, Hoboken, New Jersey. P. 653–678.

Klyubin, I., Kiprichnikova, K.M., Gamaley, I.A., 1996. Hydrogen peroxide-induced chemotaxis of mouse peritoneal neutrophils. Eur. J. Cell Biol. 70, 347–351.

Kumar, G.N.M., Knowles, N.R., 1993. Changes in lipid peroxidation and lipolitic and freeradical scavenging enzyme activities during aging and sprouting of potato (*Solanum tuberosum*) seed-tubers. Plant Physiol. 102, 115–124.

Lecourieux, D., Mazars, C., Pauly, N., Ranjeva, R., Pugin, A., 2002. Analysis and effects of cytosolic free calcium increases in response to elicitors in *Nicotiana plumbaginifolia* cells. Plant Cell. 14, 2627–2641.

Lewit-Bentley, A., Rety, S., 2000. EF-hand calcium-binding proteins. Curr. Op. Struct. Biol. 10, 637–643.

Medvedev, S.S., 2005. Kal'cievaya signal'naya sistema rasteniy [Calcium signalling system of plants]. Fiziologiya Rasteniy 52(1), 1–24 (in Russian).

Mittler, R., 2002. Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance. Trends Plant Sci. 7, 405–410.

Mortvedt, J.J., Cox, F.R., Shuman, L.M., Welch, R.M., 1991. Micronutrients in agriculture. Soil Science Society of America, Madison,. Wisconsin, USA.

Murphy, A.S., Eisinger, W.R., Shaff, J.E., Kochian, L.V., Taiz, L., 1999. Early copper-induced leakage of K^+ from *Arabidopsis* seedlings is mediated by ion channels and coupled to citrate efflux. Plant Physiol. 121, 1375–1382.

Pandey, S., Tiwari, S.B., Upadhyaya, K.C., Sopory, S.K., 2000. Calcium signaling: Linking environmental signals to cellular functions. Crit. Rev. Plant Sci. 19, 291–318.

Pei, Z.M., Murata, Y., Benning, G., Thomine, S., Klusener, B., Allen, G.J., Grill, E., Schroeder, J.I., 2000. Calcium channels activated by hydrogen peroxide mediate abscisic acid signalling in guard cells. Nature 406, 731–734.

Rengel, Z., 2011. Soil pH, soil health and climate change. In: B.P. Singh, A.L. Cowie, K.Y. Chan (Eds.), Soil health and climate change. Springer-Verlag. 69–85.

Rengel, Z., Zhang, W.-H., 2003. Role of dynamics of intracellular calcium in aluminium-toxicity syndrome. New Phytol. 159, 295–314.

Roberts, D.M., Harmon, A.C., 1992. Calcium-modulated proteins: Targets of intracellular calcium signals in higher plants. Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol. 43, 697–725.

Schwartau, V.V., Virych, P.A., Makoveychuk, T.I., Artemenko, A.U., 2014. Kal'ciy v rastitel'nyh kletkah [Calcium in Plant Cells]. Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 22(1), 19–32 (in Russian).

United States Environmental Protection Agency (USEPA). Copper facts. 2008.United States Environmental Protection Agency Office of Pesticide Programs,

Vodeneev, V., Pyatygin, S., Opritov, V.A., 2007. Reversible change of extracellular pH at the generation of mechano-induced electrical reaction in a stem of *Cucurbita pepo*. Plant Signal Behav. 4, 267–268.

Webb, A.A.R., McAinsh, M.R., Taylor, J.E., Hetherington, A.M., 1996. Calcium ions as intracellular second messengers in higher plants. Adv. Bot. Res. 22, 45–96.

Zhang, W-H., Rehgel, Z., Kuo, J., 1998. Determination of intracellular Ca^{2+} in cells of intact wheat roots: Loading of acetoxymethyl ester of Fluo-3 under low temperature. Plant J. 15(1), 147–151.

Zynchenko, O.I., Saldatenko, V.N., Bilonozhko, M.A., 2001. Roslynnyctvo. [Plant Growing]. Agrarna Osvita, Kyiv (in Ukrainian).

Надійшла до редколегії 28.06.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Visn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 91–99.

doi:10.15421/011513

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 598.115.31 (477)

Распространение узорчатого полоза *Elaphe dione* (Reptilia, Colubridae) в Украине: исторический аспект и современное состояние

А.И. Тупиков[1], А.И. Зиненко[2]

[1]*Национальный природный парк "Двуречанский", Двуречное, Украина*
[2]*Музей природы Харьковского национального университета им. В.Н. Каразина, Харьков, Украина*

Узорчатый полоз – один из наименее изученных полозов фауны Украины. Согласно данным о современных находках, территория Восточной Украины является западным пределом его распространения. На территории страны включен в Красную книгу и имеет статус исчезающего вида. В Донецкой и Луганской областях вид широко распространен и довольно обычен. В то же время в литературе существуют указания о находках этого вида за пределами Восточной Украины – в Крыму и в Одесской области, сделанные в XIX – начале XX века. До настоящего времени все они остаются неподтвержденными. В результате критического анализа литературных источников и музейных коллекций сделан вывод, что, вероятнее всего, указания на обитание этого вида за пределами современного ареала связаны с ошибкой видовой идентификации или неверным этикетированием. Приводится подробное обсуждение четырех известных спорных находок с территории Южной Украины. Литературные сведения и музейные данные об узорчатом полозе обобщены и дополнены результатами собственных полевых исследований. Приводится кадастр всех известных находок вида в Украине.

Ключевые слова: Elaphe dione; Крым; Одесса; ошибка идентификации; распространение; кадастр; спорные находки

Distribution of the Dione snake *Elaphe dione* (Reptilia, Colubridae) in Ukraine: Historical aspect and the current state

A.I. Tupikov[1], O.I. Zinenko[2]

[1]*National Nature Park "Dvorichanskiy", Dvorichna, Ukraine*
[2]*Museum of Nature at V.N. Karazin Kharkiv National University, Kharkiv, Ukraine*

The Dione snake is one of least known species of racers in the fauna of Ukraine. According to the current data, the territory of Eastern Ukraine is the western boundary of the species' distribution. The Dione snake is listed in the Red book of Ukraine and has a status of "endangered" taxon. This species is locally distributed and comparatively common in Donetsk and Lugansk regions. At the same time, in the historical references of the XIX – beginning of the XX century the data about findings of the species beyond the Eastern Ukraine, in the Crimea and Odessa region, is present. Despite the fact that these cases are well known to old zoologists, they remain neither confirmed, nor properly rejected as erroneous ones. We have carried out the critical analysis of museum specimens and these literature sources and drawn the conclusion that the records of the species' localities beyond the modern range were the result of misidentifications or mislabellings. In this article we describe in detail four disputable findings in the Southern Ukraine. Besides, we summarize literature and museum data about the Dione snake and complement it with our own field observations in the comprehensive list of localities of this species in Ukraine. The annotated cadastre of localities of Dione snake in Ukraine is provided.

Keywords: *Elaphe dione*; Crimea; Odessa; mislabelling; misidentification; distribution; cadastre

Национальный природный парк "Двуречанский", ул. Привокзальная, 51, пос. Двуречное, 62701, Украина
National Nature Park "Dvorichanskiy", Privokzalna Str., 51, Dvorichna, 62701, Ukraine
Tel.: +38-050-839-04-51. E-mail: a.i.tupikov@gmail.com

Музей природы Харьковского национального университета им. В.Н. Каразина, ул. Тринклера, 8, Харьков, 61058, Украина
Museum of Nature at V.N. Karazin Kharkiv National University, Trinkler Str., 8, Kharkiv, 61058, Ukraine
Tel.: +38-066-191-08-67. E-mail: zinenkoa@yahoo.com

Введение

Узорчатый полоз *Elaphe dione* (Pallas, 1773) – один из наиболее «широкоареальных» представителей рода *Elaphe*, живущих на территории Евразии. Высокая экологическая пластичность этого вида позволила ему занимать разнообразные биотопы: от полупустынь и пустынь Центральной Азии до влажных пойменных лесов Дальнего Востока, от Приморья до Восточной Европы (Nikol'skij, 1916; Shherbak, 1966; Bannikov et al., 1977; Anan'eva et al., 1998). Западным пределом распространения узорчатого полоза считается Восточная Украина, где он обитает, преимущественно, в Донецкой и Луганской областях.

На данный момент его распространение на территории Украины недостаточно изучено. С середины XIX и до начала XX века в литературе упоминались единичные находки этого вида на территории западной и южной частей современной Украины: в Крыму и в Одесской области (Kessler, 1860; Strauch, 1873, Nikol'skij, 1905, 1916; Duméril and Bibron, 1854). Однако позднее вид здесь не находили, а правильность определения экземпляров ставилась под сомнение более поздними авторами (Cemsh, 1939; Pashhenko, 1954; Tarashchuk, 1956, 1959; Bannikov et al., 1977; Anan'eva et al., 1998; Akimov, 2009), хотя бесспорным признавалось присутствие вида в Луганской и Донецкой областях. Многочисленные достоверные данные о находках вида стали активно накапливаться начиная с 1990-х годов и были только частично обобщены в видовом очерке для Красной книги Украины (Akimov, 2009), куда узорчатый полоз был включен со статусом «исчезающий». Эта змея также внесена в ряд региональных охранных списков: Донецкой, Луганской, Харьковской (известен по единственной находке в 2007 г.) и Днепропетровской областей (считается исчезнувшим, Bulakhov et al., 2007; Pakhomov et al., 2011).

В этой работе мы описываем историю изучения узорчатого полоза, его распространение в административных границах Украины, а также приводим кадастр находок вида, составленный по литературным источникам, музейным коллекциям и собственным наблюдениям.

Материал и методы исследований

Проанализированы литературные источники, каталоги и коллекции музеев (Зоологический музей ННПМ НАН Украины, Киев, Украина; Музей природы Харьковского национального университета им. В.Н. Каразина, Харьков, Украина; Музей естественной истории, Париж, Франция; Музей ЗИН РАН, Санкт-Петербург, РФ). Собственные данные получены во время полевых сезонов 2003–2015 гг. на территории Донецкой, Луганской и южной части Харьковской областей. Координаты находок определяли при помощи GPS-навигатора или за место находки принимали ближайший указанный в источнике (литературе, музейной этикетке) географический пункт (населенный пункт, объект, обозначенный на топографической карте или на спутниковом снимке), координаты центра которого определяли при помощи Google Maps, Google Earth и Ozzi Explorer. Карта распространения (рис. 3) генерирована в программе Quantum GIS.

Результаты и их обсуждение

База данных находок узорчатого полоза в Украине состоит из 66 записей. В общей сложности присутствие узорчатого полоза подтверждено литературными источниками, коллекциями или непосредственными наблюдениями в 56 локалитетах. Пять находок приходится на XIX век; из оставшихся – 63% на последние два десятилетия. Из всех указанных находок 88% сделаны на территории Луганской и Донецкой областей, в степной зоне Украины.

Одно из первых и, пожалуй, самое интересное и спорное упоминание о находке узорчатого полоза на территории Украины приводится в ряде старых источников со ссылкой на хранящийся в Парижском музее экземпляр, присланный Нордманом в 1850 г. из Одессы (Duméril and Bibron, 1854; Kessler, 1860; Strauch, 1873; Nikol'skij, 1891, 1905, 1916; рис. 1).

Ряд более поздних сомнительных находок этого вида до 1920-х гг. сделан в южных украинских областях (Kessler, 1860; Strauch, 1873; Nikol'skij, 1891, 1905, 1916; Sukhow, 1927). Последним, завершающим череду спорных находок, является экземпляр из окрестностей дер. Кигач Перекопского уезда (ныне с. Новопавловка Красноперекопского района; рис. 2), в настоящее время хранящийся в Музее ЗИН РАН (№13 659 (№ 259-916) и датированный 27.06.1916 г.

Все перечисленные указания находок узорчатого полоза из южной части материковой Украины и Крыма неоднократно подвергались сомнениям. Основным, часто встречающимся аргументом против принятия этих находок была путаница в идентификации сарматского (четырехполосого) и узорчатого полозов в то время. Так, в своей монографии «Пресмыкающиеся и земноводные Российской Империи» А.М. Никольский (Nikol'skij, 1905) объединяет четырехполосого (вместе с сарматским полозом) и узорчатого полоза в один таксон – *Coluber dione* Pall., мотивируя это тем, что «нет ни одного более или менее постоянного признака, по которому можно было бы отличить *C. quatuorlineatus* от *C. dione*, равно как эти виды не отличаются суммой признаков». А.А. Браунер также писал в это же время, что узорчатый и палласов (четырехполосый) полозы «различаются только по окраске и то, не резко и притом во взрослом состоянии, поэтому они должны быть соединены в один вид *Coluber quatuorlineatus*» (Brauner, 1904). Исходя из этой позиции, совершенно ожидаемо то, что в своих работах, А.А. Браунер вообще не указывает узорчатого полоза для юга Украины.

Однако в своих дальнейших работах А.М. Никольский (Nikol'skij, 1916) признает видовую самостоятельность узорчатого полоза: «Описываемый вид (*Elaphe quatuorlineata*) в особенности в молодом возрасте походит на *E. dione*. В своей работе «Herpetologia rossica» я даже соединил их... Однако многочисленные экземпляры той и другой формы, полученные главным образом из Кавказа, убедили меня в том, что я сделал тогда ошибку. *E. dione* и *E. quautorlineata*, несомненно, два совершенно различных вида». Здесь же он также отмечает, что данные об обитании узорчатого полоза в Крыму и Одессе недостоверны, т. к. не были подтверждены более поздними находками и музейными экземплярами. Путаница с видовой идентификацией продолжается и позже, вплоть

до второй половины XX в. Так, экземпляр, определенный как узорчатый полоз и собранный на Арабатской стрелке (Docenko, 2003), был позже переопределен как сарматский (Палласов) полоз (Kotenko, 2010).

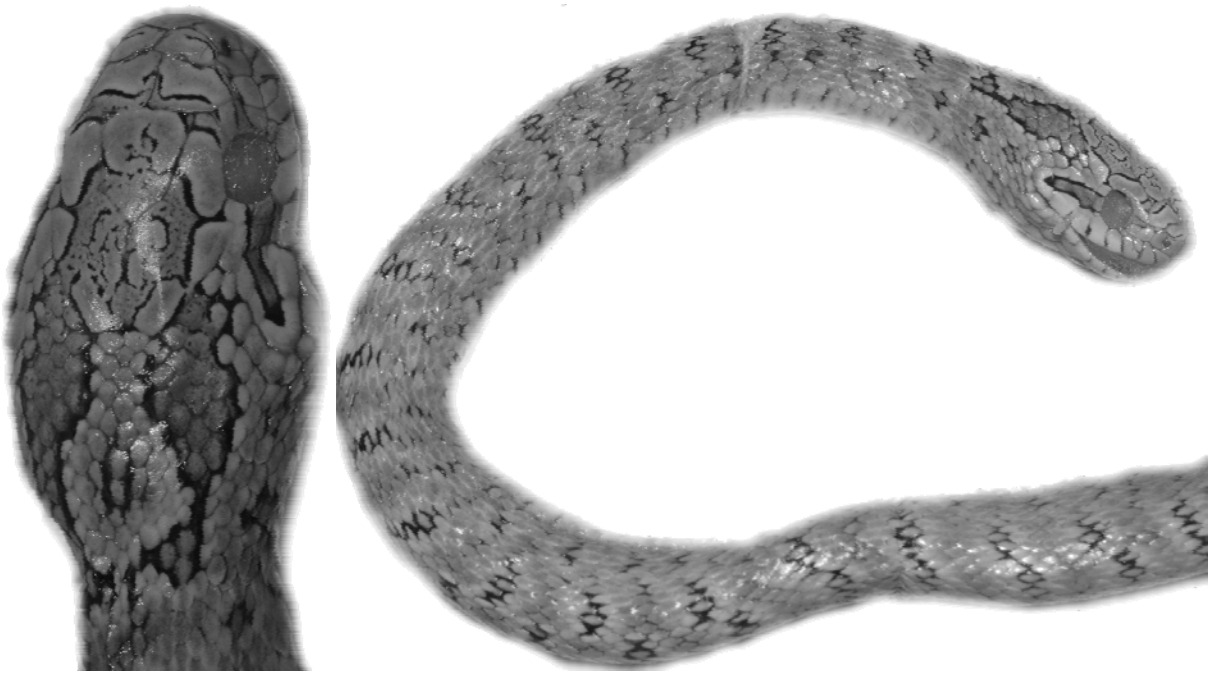


Рис. 1. Экземпляр *Elaphe dione* (Pallas, 1773) из окрестностей г. Одесса (1850 г.). Фото Ivan Ineich

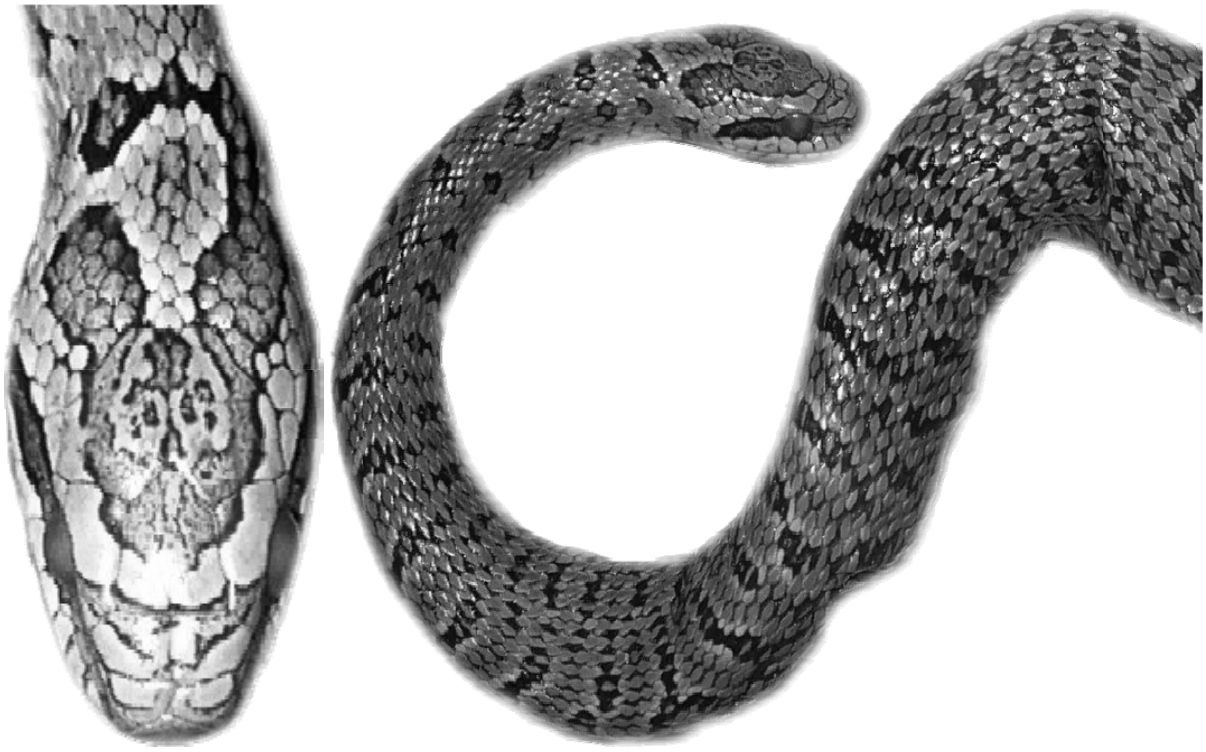


Рис. 2. Экземпляр *Elaphe dione* (Pallas, 1773) из окр. дер. Кигач Перекопского уезда (1916 г.). Фото И. Доронина

Далее мы остановимся на каждом из четырех известных спорных экземпляров *E. dione*, найденных на территории Украины за пределами современного ареала.

1. Экземпляр из окрестностей г. Одесса. Хранится в коллекции Музея естественной истории Парижа (Франция). Этикеточные данные: «MNHN-RA-0.3365, Odessa, Leg. Nordmann». Исходя из литературных источников, этот экземпляр передан в Париж в 1850 г. А. Нордманном (Strauch, 1873; Nikol'skij, 1891). А.М. Никольский, поддерживая точку зрения А. Штрауха, пишет об этом экземпляре: «если это в действительности *C. dione* Pall., то экземпляр этот происходит не из окрестностей Одессы» (Nikol'skij, 1916). Опираясь на полученные фотоматериалы (рис. 1), мы подтверждаем правильность определения *E. dione*. Однако, принимая во внимание отсутствие более поздних находок этого вида в указанном регионе (Cemsh,

1939; Terent'ev and Chernov, 1949; Pashhenko, 1954; Tarashchuk, 1956; Bannikov et al., 1977; Shherbak, 1966; Akimov, 2009; Kotenko, 2010), вслед за А.М. Никольским мы склонны считать этот факт ошибкой этикетирования.

2. Экземпляр из коллекции Симферопольской гимназии. Об этом экземпляре узорчатого полоза впервые становится известно из работы К. Кесслера «Путешествие с зоологической целью к северному побережью Черного моря и в Крым в 1858 г.», изданному в 1860 г. Стоит отметить, что в своей работе автор не предоставил никаких подробных сведений, кроме списка видов: «Зоологическая коллекция Симферопольской гимназии, составленная г. Бобровским, была уже довольно богата туземными земноводными. Из ящериц в ней находились *Lacerta stirpium* Daud., *taurica* Pall., *muralis* L., из ужей *Coronella laevis* Laur. (во многих экземплярах), *Tropidonotus natrix* L. et *hydras* Pall. и *Coluber dione* Pall.». А.М. Никольский, обсуждая эту находку, писал следующее: «По словам К.Ф. Кесслера, в коллекции Симферопольской гимназии находится *Elaphis dione* Pall., но, по мнению А. Штрауха, это без сомнения есть молодой *E. sauromates* Pall.» (Nikol'skij, 1891). Учитывая существующую и многократно обсуждаемую в то время проблему в установлении точной видовой идентификации родственных видов полозов (Nikol'skij, 1891, 1905, 1916; Strauch, 1873; Brauner, 1904; Sukhow, 1927; Tarashchuk, 1956), указанную находку нельзя принимать за достоверное подтверждение о нахождении вида в Крыму. Кроме этого, все последующие указания других авторов на эту находку являются лишь ссылкой на работу К. Кесслера.

3. Экземпляр из коллекции зоологического музея Московского университета. Одно из первых указаний на этот экземпляр принадлежит А.М. Никольскому. В своей работе «Позвоночные животные Крыма» он указывает следующее: «Г. Кулагин в списке гадов музея Московского университета приводит экземпляр этой змеи [узорчатого полоза – прим. авт.] за № 331, с обозначением «из Южной России. Крым». Экземпляр получен в 1878 г. от общества Любителей Естествознания. Однако на основании этого показания я не решаюсь включать названный вид в число крымских животных» (Nikol'skij, 1891). Такого же мнения придерживается и Н.Н. Щербак (Shherbak, 1966), также связывая это указание вида для Крыма с ошибками определения.

4. Экземпляр из окр. дер. Кигач, Краснoперекопского уезда. Ныне этот экземпляр хранится в Зоологическом институте Российской Академии наук, г. Санкт-Петербург (№ 13 659 (№ 259-916) 27.06.1916 г. Leg. Рашковский. Det. Чернов, 1934). Как и в случае с «одесским» экземпляром, опираясь на полученные фотоматериалы (рис. 2), мы не сомневаемся в правильности определения вида. Опираясь на эту находку, в своих последующих работах С.А. Чернов указывает узорчатого полоза для района между Крымом и континентальной Украиной (Terent'ev and Chernov, 1936, 1949, 1965). Эта же находка обозначена (со смещением к северу) в авторитетном определителе А.В. Банникова с соавторами (Bannikov et al., 1977). Наиболее вероятным ее объяснением остается ошибка этикетирования. По результатам многолетних исследований, проводимых другими авторами, этот вид на указанных территориях не был обнаружен (Shherbak, 1966; Karmyshev, 2002; Kotenko and Kukushkin, 2003; Kukushkin and Kotenko, 2003; Kotenko, 2010). Вероятность того, что вид действительно присутствовал в Крыму и исчез в историческое время (Shherbak, 1966), на наш взгляд, крайне низка.

Позднее, на протяжении всего XX века, вид не привлекал особенного внимания герпетологов. О достоверном обитании узорчатого полоза на территории Восточной Украины становится известно в 1927 г. из публикации Г.Ф. Сухова. В ней же он упоминает и экземпляр, добытый в 1887 г. Лукашевым с территории Екатеринославской губернии (ныне центральная часть Донецкой обл., часть Луганской, Днепропетровской и Запорожской областей) и хранившийся в Зоологическом музее НАН Украины (Sukhow, 1927). Эти находки располагались в границах известного нам на сегодняшний момент ареала узорчатого полоза.

Стоит отметить, что в своих работах и Г.Ф. Сухов, и В.В. Таращук принимают правильность определения полозов, добытых с территории Крыма и окрестностей Одессы, а также их вероятное там обитание. В.В. Таращук (Tarashchuk, 1956) говорит, что «маловероятно, чтобы такие знатоки фауны, как А. Нордман, К.Ф. Кесслер и Н.М. Кулагин, могли совершить подобную ошибку, потому что узорчатый и четырехполосый полозы мало схожи и очень легко отличаются». Однако И.А. Цемш, изучавший географическое распространение амфибий и рептилий на территории Украины, в своей работе, ссылаясь на работу Г.Ф. Сухова 1927 г., указывает лишь одну достоверную находку узорчатого полоза с территории Екатеринославской губернии (Cemsh, 1939).

Все последующие находки полоза были приурочены исключительно к территориям Восточной Украины (Донецкая и Луганская обл.), и нет ни одного случая поимки змеи с территории Правобережной Украины или Крыма (Sukhow, 1927; Cemsh, 1939; Terent'ev and Chernov, 1936, 1949, 1965; Pashhenko, 1954; Tarashchuk, 1956, 1959; Shherbak, 1966; Akimov, 2009). Наконец, уже в конце 1990-х и начале 2000-х гг. вышел ряд работ, в которых узорчатый полоз также приводится только для Восточной Украины, а количество точек находок начинает превышать десятки (Reva et al., 1989; Vlasenko and Taranenko, 2002, 2003; Kotenko and Kondratenko, 2005; Vedmederja et al., 2007; Kurjachij and Tupikov, 2008; Kotenko, 2008; Zaika, 2008; Zagorodnjuk and Zaïka, 2009).

Ниже мы приводим карту распространения узорчатого полоза в Украине (рис. 3). В таблице перечислены все известные находки узорчатого полоза на территории Украины в период с 1850 по 2015 год, где графа «№» соответствует номеру точки на карте.

Палеонтологические данные о распространении узорчатого полоза на территории современной Украины в геологическом прошлом крайне скудны. Первое упоминание о найденных останках узорчатого полоза известно из публикации об «Ископаемых верхнечетвертичных грызунах предгорного Крыма» (Gromov, 1961). Остатки были обнаруженны в отложениях раннего и среднего голоцена в пещерах Сюрень II и Змеиный навес (окрестности с. Танковое) и Алимовский навес (окрестности с. Баштановка) в Бахчисарайском р-не Крыма. Однако, по мнению Т.И. Котенко (Kotenko, 2010), в правильности определения этих остатков есть большие со-

мнения и, скорее всего, они принадлежат не *E. dione*, а родственному *E. sauromates*. Кроме этого, известна еще одна находка *Elaphe* aff. *dione* (aff. – сокращение от слова *affinis* – родственный) в плиоценовом местонахождении Котловина в Одесской области (Ratnikov, 2009). Однако качество определения и в этом случае не позволяет с уверенностью говорить о присутствии узорчатого полоза в окрестностях Одессы в плиоценовый период.

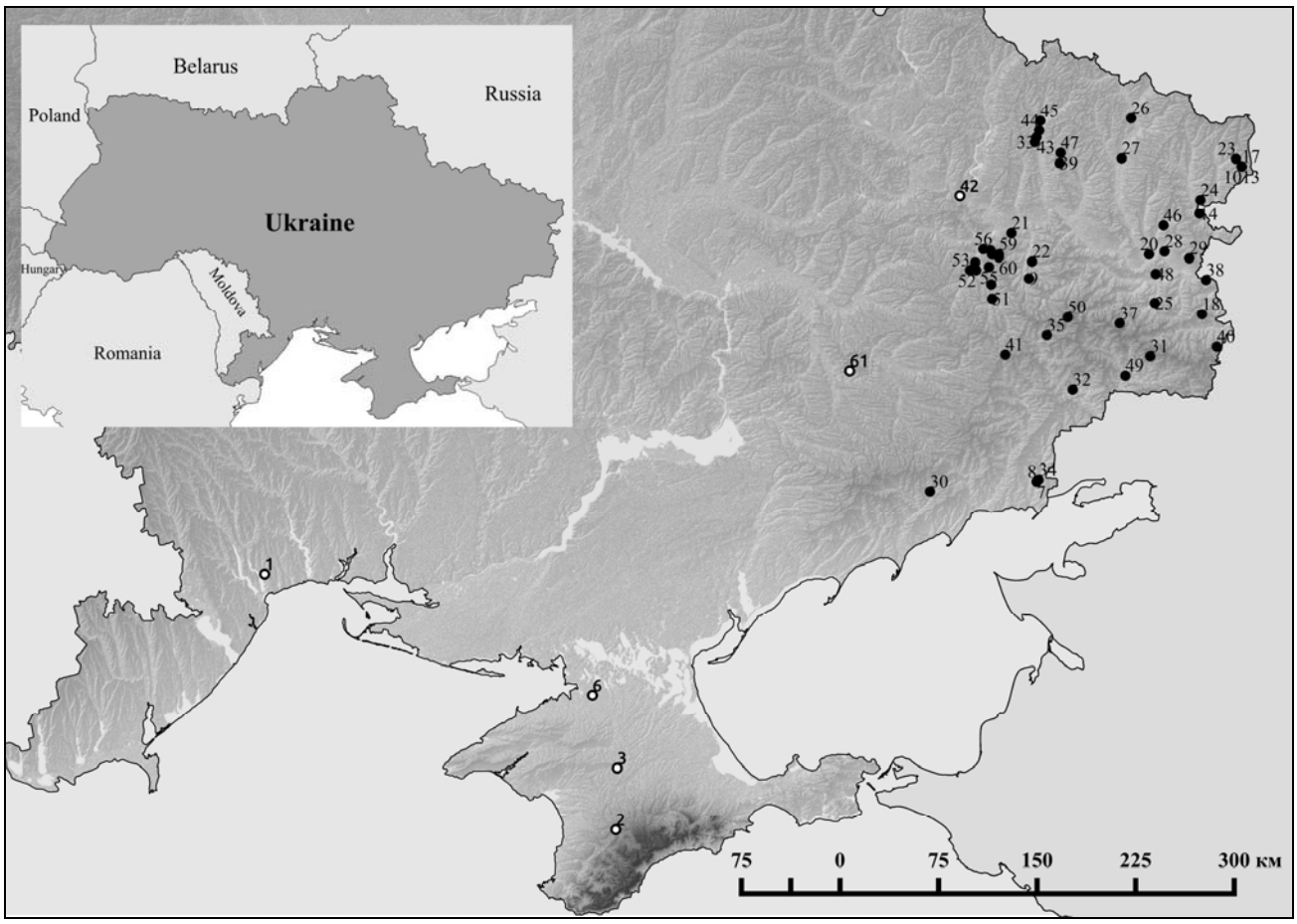


Рис. 3. Распространение узорчатого полоза в Украине:
● – места находок *Elaphe dione* (по литературным источникам и собственным данным);
○ – спорные места находок *E. dione*

Таблица

Кадастр находок узорчатого полоза на территории Украины в 1850–2015 гг.

№	Дата	Локалитет	Источник	Дополнительная информация
1	2	3	4	5
1	1850	Окрестности г. Одесса	Strauch, 1873; Nikol'skij, 1891	MNHN-RA-0.3365, Odessa, Leg. Nordmann
2	1858	Крым	Kessler, 1860; Strauch, 1873; Nikol'skij, 1891	Музей Симферопольской гимназии. Экземпляр не сохранился. В перечне поступлений в коллекцию музея данные отсутствуют (О.В. Кукушкин, личное сообщение)
3	1878	Крым	Nikol'skij, 1891	Местонахождение точно не указано
4	1887	Екатеринославская губерния	Sukhow, 1927; Cemsh, 1939	Местонахождение точно не указано
5	1887	Екатеринославская губерния	Docenko, 2003	ЗМ ННПМ. Инв. № 694/2009, 1 ad., Leg. Браунер. Местонахождение точно не указано
6	1916 27.06	Крым, Перекопский уезд, окр. дер. Кигач (совр. с. Новопавловка)	–	ЗИН РАН, №13659 (№259-916) 27.06.1916 г. Leg. Рашковский. Det. Чернов, 1934
7	1935	«Хомутовская степь», Новоазовский р-н, Донецкая обл.	Docenko, 2003; Kotenko and Kurjachyj, 2008	ЗМ ННПМ, Инв. № 744/2083, 1 ad., Leg. Шарлемань?
8	1938	«Хомутовская степь», Буденовский р-н, Донецкая обл.	Pashhenko, 1954	По устному сообщению Шарлеманя, экземпляр передан в Ин-т зоологии АН УССР
9	1941	Окр. г. Артемовск, Донецкая обл.	Pashhenko, 1954	Leg. И.С. Даревским. Передан в зоомузей МГУ
10	1949	Зап. «Стрельцовская степь», Луганская обл.	Tarashchuk, 1956	Добыт Г.В. Модиным
11	1951	Зап. «Стрельцовская степь», Луганская обл.	Pashhenko, 1954	По устному сообщению Шарпило, добыт им летом 1951 г. Экземпляр передан в Ин-т зоологии АН УССР

Продолжение табл.

1	2	3	4	5
12	1951	Зап. «Стрельцовская степь», Луганская обл.	Tarashchuk, 1956	Leg. В.И. Таращук
13	1952	Зап. «Стрельцовская степь», Луганская обл.	Pashhenko, 1954	Несколько экземпляров, добытых Г.В. Модиным. Часть передана в Ин-т зоологии АН УССР, 3 экз. переданы в Зоомузей КГУ
14	1956	Деркульская н.-и. станция, Луганская обл.	Kotenko and Kondratenko, 2005	–
15	1963 27.06	Крым, Арабатская стрелка	Docenko, 2003	ЗМ ННПМ, Инв. №1281/3018, 1 juv. Переопределен Т.И. Котенко как *E. sauromates*
16	1964 19.07	Зап. «Стрельцовская степь», Луганская обл.	Docenko, 2003	ЗМ ННПМ, Инв. № 725/2056, 1 ad., Leg. В.Г. Шарпило
17	1974 VIII	Зап. «Стрельцовская степь», Луганская обл.	Vedmederja et al., 2007	Музей природы ХНУ, Инв. №27741, 1 экз., Leg. Е.В. Астахова
18	1976 13.04	Окр. г. Суходольск, Краснодонский р-н., Луганская обл.	Vedmederja et al., 2007	Музей природы ХНУ, Инв. №29063, 2 экз., Leg. Л.И. Пеева
19	1984 14.05	Пос. Белокузьминовка, Донецкая обл.	Docenko, 2003	ЗМ ННПМ, Инв. № 1149/2817, ad., Leg. Т.И. Котенко
20	1987 23.09	Окр. с. Счастье, Луганская обл.	Docenko, 2003	ЗМ ННПМ, Инв. № 1403/3516-3517, ad., Leg. Марчук.
21	1987–1989	с. Кривая Лука, Краснолиманский р-н, Донецкая обл.	Reva et al., 1989	–
22	1987–1989	Окр. г. Карло-Либкнехтовск (совр. г. Соледар), Донецкая обл.	Reva et al., 1989	–
23	1990-е гг.	Окр. с. Великоцк, Луганская обл.	Kotenko and Kondratenko, 2005	–
24	1990–2000 гг.	Заказник «Юницкий», Луганская обл.	Kotenko and Kondratenko, 2005	–
25	1990–2000 гг.	Окр. с. Георгиевка, Луганская обл.	Kotenko and Kondratenko, 2005	–
26	1990–2000 гг.	Окр. сс. Осиново, Рогово, Тевяшево, Луганская обл.	Kotenko and Kondratenko, 2005	–
27	1990–2000 гг.	Окр. с. Лиман, Луганская обл.	Kotenko and Kondratenko, 2005	–
28	1990–2000 гг.	«Придонцовская пойма», Луганский прир. зап., Луганская обл.	Kotenko and Kondratenko, 2005	–
29	1990–2014 гг.	Окр. сс. Чугинка, Герасимовка, Камышное, Ольховое, Луганская обл.	Kotenko and Kondratenko, 2005; Zagorodnjuk, 2014	–
30	1990–2000 гг.	Окр. с. Федоровка, Донецкая обл.	Kotenko and Kondratenko, 2005	–
31	1990–2000 гг.	Окр. с. Ильинка, Донецкая обл.	Kotenko and Kondratenko, 2005	–
32	1990–2000 гг.	Окр. пос. Благодатное, Донецкая обл.	Kotenko and Kondratenko, 2005; L.Y. Taranenko (personal comment)	–
33	1998	Национальный природный парк «Святые горы», Донецкая обл.	Reva et al., 1989	Окр. пос. Кривая Лука (Л.И. Тараненко, личное сообщение)
34	1997, 2007	Окр. с. Сосновое, Луганская обл.	Zaika, 2008	–
35	2000-е гг.	Окр. пос. Самсоново, Донецкая обл.	Kotenko and Kondratenko, 2005	–
36	2000-е гг.	Окр. г. Енакиево, Донецкая обл.	Kotenko and Kurjachyj, 2008	–
37	2002	Окр. Новодмитровки, Донецкая обл.	Kotenko and Kurjachyj, 2008; our data	–
38	2003 15.09	Окр. с. Петровское, Луганская обл.	Vedmederja et al., 2007	Музей природы ХНУ, Инв. № Г-1156, А.И. Зиненко
39	2004	Между сс. Пархоменко и Кружиловка, Луганская обл.	Vedmederja et al., 2007	Музей природы ХНУ, Инв. № Г-1447, 4 экз.; № Г-1438, А.И. Зиненко
40	2005 12–15.06	с. Ивановка, Луганская обл.	Zagorodnjuk, 2014	–
41	2005	Зап. «Провальская степь», Луганская обл.	Мороз, 2005	–
42	2006	Окр. пос. Минеральное, Донецкая обл.	L.Y. Taranenko (personal comment)	–
43	2007 VIII	Слияние р. Оскол и Сев. Донец, 3 км от ст. Букино, Харьковская обл.	A.S. Zvjagin (personal comment)	–
44	2008 02.07	Окр. с. Гончаровка, Луганская обл.	Zagorodnjuk, 2014	–

Окончание табл.

1	2	3	4	5
45	2009–2013	Окр. сс. Фомовка и Преображенное, Луганская обл.	Zagorodnjuk, 2014	–
46	2009–2013	Окр. с. Нижняя Дуванка, Луганская обл.	Zagorodnjuk, 2014	–
47	2010	Окр. с. Красный Октябрь, Луганская обл.	Zagorodnjuk, 2014	–
48	2010 14.05	Окр. с. Петровка, Луганская обл.	Zagorodnjuk, 2014	–
49	2006–2013	Окр. г. Луганск, Луганская обл.	Zagorodnjuk, 2014	–
50	2010	Пгт. Дмитровка, Донецкая обл.	L.Y. Taranenko (personal comment)	–
51	2011 25.04	Окр. г. Дебальцево, Донецкая обл	M.O. Vysochin (personal comment)	–
52	2003–2010	Окр. пос. Берестоk, Константиновский р-н, Донецкая обл., РЛП «Клебан-Бык»	our data	–
53	2003–2015	Окр. г. Дружковка, Донецкая обл.	our data	–
54	2003–2015	Окр. с. Красноторка-Малотарановка, г. Краматорск, Донецкая обл.	our data	–
55	2003–2015	Окр. пос. Белокузьминовка, Донецкая обл.	our data	–
56	2003–2015	Окр. сс. а) Беленькое, б) Вас. Пустошь, в) Першомарьевка, г) Малиновка, д) Тихоновка, г. Краматорск, Донецкая обл.	our data	–
57	–	Покровский р-н, Днепропетровская обл.	Bulakhov et al., 2007	–

Выводы

В отсутствие более поздних наблюдений, находки узорчатого полоза в Одесской области и Крыму попрежнему остаются не подтвержденными. С одной стороны, возможна путаница, вызванная сложностью идентификации родственных *E. sauromates* и *E. dione*, которая подтверждается как свидетельствами известных герпетологов (Kessler, 1860; Nikol'skij, 1891; Strauch, 1873; Brauner, 1904), так и более поздними переопределениями (Shherbak, 1966; Kotenko, 2010). С другой стороны, идентификация по крайней мере двух экземпляров узорчатого полоза из числа спорных находок, хранящихся в настоящее время в коллекциях Парижского и Санкт-Петербургского музеев, не вызывает никаких сомнений (1916 г., Крым, Перекопский уезд, окр. дер. Кигач из ЗИН РАН; 1850 г., окр. Одессы из Парижского музея – рисунки 1 и 2 соответственно). Следует отметить, что правильность идентификации не противоречит другому возможному объяснению – возможной ошибке этикетирования (Nikol'skij, 1916).

Также стоит считать неверным и указание находки узорчатого полоза с территории НПП «Святые горы» (Kotenko and Kondratenko, 2005; Kotenko and Kurjachij, 2008; Akimov, 2009). По сведениям Л.И. Тараненко (личное сообщение), указанный экземпляр пойман в окрестностях с. Кривая Лука (Краснолиманский р-н, Донецкая обл.) и был включен в список видов НПП ввиду близости точки находки к непосредственной территории национального парка. Каких-либо упоминаний и достоверно известных находок узорчатого полоза с указанной территории на данный момент нет.

В настоящее время все подтвержденные и современные места находок узорчатого полоза приурочены почти исключительно к территориям двух административных областей Украины – Донецкой и Луганской. Единственное наблюдение вида на территории Харьковской области нуждается в подтверждении. Что касается территории Днепропетровской области, то, учитывая близость основного ареала распространения, вероятность находки этого вида здесь достаточно велика.

Благодарности

Авторы выражают благодарность Олегу Кукушкину, Игорю Доронину, Ivan Ineich, Ирине Доценко, Валентине Орловой за оказанную помощь в доступе к коллекциям и литературе, а также Леониду Тараненко за предоставление ценных сведений. Работа выполнена при поддержке РФФИ, проект 15-35-50221 мол_нр.

Библиографические ссылки

Akimov, I.A. (ed), 2009. Chervona knyga Ukrai'ny. Tvarynnyj svit [The Red book of Ukraine. Fauna]. Globalkonsaltyng, Kyi'v (in Ukrainian).

Anan'eva, N.B., Borkin, L.J., Darevskij, I.S., Orlov, N.L., 1998. Zemnovodnye i presmykajushhiesja. Jenciklopedija prirody Rossii [Amphibians and reptiles. Encyclopedia of nature of Russia]. ABF, Moskva (in Russian).

Bannikov, A.G., Darevskij, I.S., Ishhenko, V.G., Rustamov, A.K., Shherbak, N.N., 1977. Opredelitel' zemnovodnyh i presmykajushhihsja fauny SSSR [Key to amphibians and reptiles of fauna of USSR]. Prosveshhenie, Moskva (in Russian).

Brauner, A., 1903. Predvaritel'noe soobshhenie o presmykajushhihsja i gadah Bessarabii, Hersonskoj gubernii, Kryma i severo-zapadnogo Kavkaza mezhdu Novorossijskom i Adlerom [Announcement about reptiles and snakes of Bessarabia, Kherson province, the Crimea and the northwest Caucasus from Novorossiysk city till Adler city]. Zap. Novoros. Obshh. Estestv. 25, 43–59 (in Russian).

Brauner, A., 1904. Kratkij opredelitel' presmykajushhihsja i zemnovodnyh Kryma i stepnoj polosy Evropejskoj Rossii [Brief key to reptiles and amphibians of the Crimea and the steppe band of European part of Russia]. Odessa (in Russian).

Brauner, A., 1905. Predvaritel'noe soobshhenie o presmykajushhihsja i zemnovodnyh Kryma, Kubanskoj oblasti, Volyns'koj i Varshavskoj gubernij [Announcement about reptiles and amphibians of the Crimea, Kuban' region, Volyn' and Warsaw provinces]. Zap. Novoros. Obshh. Estestv. 28, 89–102 (in Russian).

Bulakhov, V.L., Gasso, V.Y., Pakhomov, O.Y., 2007. Biologichne riznomanittja Ukrainy. Dnipropetrovs'ka oblast'. Zemnovodni ta plazuni (Amphibia et Reptilia) [Biological diversity of Ukraine. Dnepropetrovsk region. Amphibians and reptiles (Amphibia et Reptilia)]. Dnipropetr. Univ. Press, Dnipropetrovs'k (in Ukrainian).

Cemsh, I.O., 1939. Do systematyky ta geografichnogo poshyrennja amfibij ta reptylij na Ukrainy [About systematics and geographic distribution of amphibians and reptiles in Ukraine]. T.G. Shevchenko Kyiv Derzh. Univ., Kyiv (in Ukrainian).

Docenko, I.B., 2003. Katalog kollekcij Zoologicheskogo muzeja NNPM NAN Ukrainy. Zmei [Catalogue of collections of the Zoological Museum of Naturel History, Ukrainian Academy of Sciences. Serprntes]. Zoomuzej NNPM NAN Ukrainy, Kiev (in Russian).

Duméril, A.M.C., Bibron, G., 1854. Erpétologie générale ou histoire naturelle complète des reptiles. De l'ordre des serpents ou des ophidiens [Common herpetology or the complete natural history of reptiles. In the order of reptiles or snakes]. Paris (in French).

Dunaev, E.A., Orlova, V.F., 2003. Raznoobrazie zmej (po materialam jekspozicii Zoologicheskogo muzeja MGU) [Diversity of snakes (after the works of the Zoological Museum of the Moscow State University)]. MGU, Moskva (in Russian).

Gromov, I.M. 1961. Iskopaemye verhnechetvertichnye gryzuny predgornogo Kryma [Fossil upperquaternary rodents of piedmont area of the Crimea]. AN SSSR, Moskva (in Russian).

Karmyshev, J.V., 2002. Plazuni pivdnja stepovoï zoni Ukrai'ny (Poshirennja, minlivist', sistematika ta osoblivosti biologii) [Reptiles of the South of steppe zone of Ukraine (distribution, variability, systematics and features of biology)]. Kiev (in Ukrainian).

Kessler, K.F., 1860. Puteshestvie, s zoologicheskoju cel'ju, k severnomu beregu Chernogo morja i v Krym, v 1858 godu [Journey with the zoological purpose to the Black sea's north shore and the Crimea in 1858]. Kiev (in Russian).

Kotenko, T.I., 2010. Zemnovodnye i presmykajushhiesja Kryma [Amphibians and reptiles of Crimea]. Nauch. Zap. Prir. Zapov. Mys Mart'jan 1, 171–224 (in Russian).

Kotenko, T.I., Kondratenko, A.V., 2005. O rasprostranenii uzorchatogo poloza, *Elaphe dione* (Reptilia, Colubridae) v Ukraine [About distribution of the Dione snake, *Elaphe dione* (Reptilia, Colubridae) in Ukraine]. Vestnik Zoologii 39(2), 46 (in Russian).

Kotenko, T.I., Kukushkin, O.V., 2003. Osobennosti rasprostranenija zmej na Krymskom poluostrove. Chast' 1 [Features of distribution of reptiles on the Crimean peninsula. Part 1]. Zmei Vostochnoj Evropy. Mater. Mezhdunar. Konf. 35–41 (in Russian).

Kotenko, T.I., Kurjachij, K.V., 2008. Znahidky u Donec'kij oblasti vydiv plazuniv, zaproponovanyh do vkljuchennja u tretje vydannja Chervonoi' knygy Ukrai'ny [Findings of reptiles in Donetsk region, suggested to enter in the 3d edition of the Red book of Ukraine]. Znahidky Tvaryn Chervonoi' knygy Ukrai'ny 152–170 (in Ukrainian).

Kukushkin, O.V. Shaganov, V.V., 2007. Obzor gerpetofauny Opukskogo zapovednika: Vidovoj sostav, prostranstvennoe raspredelenie i rekomendacii po ohrane [Review of the fauna of the reptiles of the Opuck reserve: Species composition, spatial distribution and recommendations on protection]. Mater. IV Mezhdunar. Nauchn.-Prakt. Konf. Ch. 2 Zool. 72–80 (in Russian).

Kukushkin, O.V., 2013. Genezis gerpetofauny Kryma: Novoe videnie problemy [Genesis of the reptiles' fauna of the Crimea: A new vision of the problem]. Materialy mezhdunarodnoj nauchnoj konferencii, posvjashhennoj 100-letnemu jubileju so dnja rozhdenija Semena Ljudvigovicha Deljamure i 90-letiju so dnja rozhdenija Aleksandra Sergeevicha Skrjabina. Simferopol. 22–25 (in Russian).

Kukushkin, O.V., 2013. Novyj dannye po faune i sistematike zemnovodnyh i presmykajushhihsja Kryma [New data about fauna and systematics of amphibians and reptiles of the Crimea]. Materialy mezhdunarodnoj nauchnoj konferencii, posvjashhennoj 100-letnemu jubileju so dnja rozhdenija Semena Ljudvigovicha Deljamure i 90-letiju so dnja rozhdenija Aleksandra Sergeevicha Skrjabina. Simferopol. 21–22 (in Russian).

Kukushkin, O.V., Kotenko, T.I., 2003. Osobennosti rasprostranenija zmej na Krymskom poluostrove. Chast' 2 [Features of distribution of reptiles on the Crimean peninsula. Part 2]. Zmei Vostochnoj Evropy. Mater. Mezhdunar. Konf. 41–45 (in Russian).

Kurjachij, K.V., Tupikov, A.I., 2008. Novye dannye ob uzorchatom poloze (*Elaphe dione* Pallas, 1773) v Doneckoj oblasti [New data about the Dione snake (*Elaphe dione* Pallas, 1773) in Donetsk region]. Problemy Ekologii' ta Ohorony Pryrody Tehnogennogo Regionu 8, 104–109 (in Russian).

Nikol'skij, A.M., 1891. Pozvonochnye zhivotnye Kryma [Vertebrate animals of the Crimea]. Tipografija Imp. Akad. Nauk, Sankt-Peterburg (in Russian).

Nikol'skij, A.M., 1905. Presmykajushhiesja i zemnovodnye Rossijskoj imperii. Herpetologia Rossica [Reptiles and amphibians of the Russian Empire. Herpetologia Rossica]. Zap. Akad. Nauk. 17(1) (in Russian).

Nikol'skij, A.M., 1907. Opredelitel' presmykajushhihsja i zemnovodnyh Rossijskoj imperii [Key to reptiles and amphibians of the Russian Empire]. Har'kov (in Russian).

Nikol'skij, A.M., 1916. Fauna Rossii i sopredel'nyh stran. Presmykajushhiesja. T. 2. Ophidia [Fauna of Russia and neighbouring countries. Reptiles]. Petrograd (in Russian).

Pakhomov, O.Y., Gasso, V.Y., Goloborodko, K.K., Poljakov, M.V., Grycan, Y.I., Bulakhov, V.L., Brygadyrenko, V.V., Kljuchko, Z.F., Mezhzherin, S.V., Novicky, R.O., Pysanec, Y.M., Pljushh, I.G., Ponomarenko, O.L., Puchkov, O.V., Radchenko, V.G., 2011. Chervona knyga Dnipropetrovskoi oblasti. Tvarynnyj svit [The red book of Dnipropetrovsk region. Animals]. New Print, Dnipropetrovsk (in Ukrainian).

Pashhenko, J.I., 1954. O rasprostranenii uzorchatogo poloza (*Elaphe dione* Pall.) na Ukraine [About the distribution of the Dione snake (*Elaphe dione* Pall.) in Ukraine]. Naukovi Zapysky KDU 12, 136 (in Russian).

Ratnikov, V.J., 2009. Iskopaemye ostatki sovremennyh vidov zemnovodnyh i cheshujchatyh presmykajushhihsja kak material dlja izuchenija istorii ih arealov [Fossil remains of the present species of amphibians and scaled reptiles as the data for examination of the history of its areals]. Trudy Nauchno-Issledovatel'skogo Instituta Geologii Voronezhskogo Gosudarstvennogo Universiteta 59 (in Russian).

Reva, M.L., Taranenko, L.I., Molodan, G.V., Panchenko, A.B., Rjazanceva, A.E., Jaroshenko, N.N., 1989. Stranicy krasnoj knigi. Nauchno-populjarnye ocherki [Pages of the Red book. Popular science essays]. Donbass, Doneck (in Russian).

Shherbak, N.N. (ed), 1989. Rukovodstvo po izucheniju zemnovodnyh i presmykajushhihsja [Amphibians and reptiles examination guide]. Kiev (in Russian).

Shherbak, N.N., 1966. Zemnovodnye i presmykajushhiesja Kryma. Herpetologia Taurica [Amphibians and reptiles of the Crimea. Herpetologia Taurica]. Naukova Dumka, Kiev (in Russian).

Strauch, A., 1873. Die Schlangen des Russischen Reichs, in systematischer und zoogeographischer Beziehung [Snakes of the Russian Empire, in the matter of systematics and zoogeographics]. Mémoires Acad. Imp. Sci., St. Pétersbourg. 21(4), 82–92 (in German).

Sukhow, G.F., 1927. Ueber die Verbreitung von *Elaphe dione* (Pall.) in Ukraine [About the distribution of the *Elaphe dione* (Pall.) in Ukraine]. Zbirn. Prac' Zoologichnogo Muzeju, Kiev. 7(1), 59–60 (in German).

Tarashchuk, V.I., 1956. Do poshyrennja vizerunkovogo poloza [About the distribution of the Dione snake]. Zbirn. Prac' Zoologichnogo Muzeju, Kiev. 27, 173–174 (in Ukrainian).

Tarashchuk, V.I., 1959. Zemnovodnye i presmykajushhiesja [Amphibians and reptiles]. AN USSR, Kiev. 7 (in Russian).

Terent'ev, P.V., Chernov, S.A. 1965. Key to amphibians and reptiles. 3rd edition. Translated from Russian. Israel Program for Scientific Translations Ltd., Jerusalem.

Terent'ev, P.V., Chernov, S.A., 1936. Kratkij opredelitel' zemnovodnyh i presmykajushhihsja SSSR [Brief key to amphibians and reptiles of the USSR]. Gosudarstvennoe Uchebno-Pedagogicheskoe Izdatel'stvo, Moskva (in Russian).

Terent'ev, P.V., Chernov, S.A., 1949. Opredelitel' zemnovodnyh i presmykajushhihsja [Key to amphibians and reptiles]. Sov. Nauka, Moskva (in Russian).

Vedmederja, V.I., Zinenko, A.I., Goncharenko, L.A., 2007. Katalog kollekcij Muzeja prirody Har'kovskogo nacional'nogo universiteta im. V.N. Karazina. Zmei (Reptilia: Serpentes) [Catalogue of collections of the Museum of Nature at V.N. Karazin Kharkiv National University. Snakes (Reptilia: Serpentes)]. Har'kov (in Russian).

Vlasenko, V.N., Taranenko, L.I., 2002. K rasprostraneniju uzorchatogo poloza (*Elaphe dione*) na territorii Doneckoj oblasti [About the distribution of the Dione snake (*Elaphe dione*) on the territory of Donetsk region]. I Mizhnar. nauk. konf. aspirantiv ta studentiv «Ohorona navkolyshn'ogo pryrodnogo seredovyshha ta racional'ne vykorystannja pryrodnyh resursiv», Donec'k. 2, 86–87 (in Russian).

Vlasenko, V.N., Taranenko, L.I., 2003. Uzorchatyj poloz (*Elaphe dione*) na territorii Doneckoj oblasti [Dione snake (*Elaphe dione*) on the territory of Donetsk region]. II Mizhnar. nauk. konf. aspirantiv ta studentiv «Ohorona navkolyshn'ogo pryrodnogo seredovyshha ta racional'ne vykorystannja pryrodnyh resursiv», Donec'k. 2, 37–38 (in Russian).

Zagorodnjuk, I., Korobchenko, M., 2014. Rarytetna fauna Luganshhyny: Hrebetni pershochergovoi' uvagy [Rare fauna of Lugansk region: Vertebrate animals of primary importance]. Shyko, Lugans'k (in Ukrainian).

Zagorodnjuk, I.V., Zai'ka, S., 2009. Novi znahidky ridkisnyh vydiv zmij (Reptilia, Serppentes) na Luganshhyni [New findings of rare species of snakes (Reptilia, Serppentes) in Lugansk region]. Vestn. Zool. 43(3), 266 (in Ukrainian).

Zaika, S., 2008. Poloz uzorchatyj, *Elaphe dione* (Colubridae), v doline rechki Krasnja na Luganshhine (Vostochnaja Ukraina) [Dione snake, *Elaphe dione* (Colubridae), in the Krasnaya River Valley in Lugansk region (Eastern Ukraine)]. Vestn. Zool. 42(3), 248 (in Russian).

Надійшла до редколегії 29.06.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 100–104.

doi:10.15421/011514

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

UDC 581.13:577.15/581.45

Physiological and biochemical reactions of *Hordeum vulgare* seedlings to the action of silver nanoparticles

N.O. Khromykh, L.V. Shupranova, Y.V. Lykholat, V.S. Bil'chuk,
V.S. Fedenko, L.V. Boguslavs'ka, O.I. Borysova

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Dnipropetrovsk, Ukraine

Morphometrical indexes, and spectrophotometrically measured protein and glutathione (GSH, GSSG) contents and activity of peroxidase (POD, EC 1.11.1.7), glutathione-reductase (GR, EC 1.6.4.2) and glutathione S-transferase (GST, EC 2.5.1.18) were examined in *Hordeum vulgare* L. seedlings after 0.01 and 0.1 mg/l AgNPs treatment during 24 h. We tested the hypothesis that the action of nanoparticles has a stressful effect on the physiological and biochemical processes of seedlings. Growth of roots was inhibited and fresh weight decreased by 29% and 21% under low and high concentrations respectively. Conversely, leaf growth was intensified, and leaf length (16% and 18%) and fresh weight (35% and 44%) increased at low and high concentrations respectively. POD activity in roots increased by 26% and 7%, and decreased in leaves to 57% and 81% of control at low and high concentrations respectively. GSH content changed insignificantly, but GSSG content increased in roots (2 and 2.5-fold) and in leaves (13% and 30%) at both AgNPs concentrations. GSH/GSSG-ratio decreased in roots (1.9 and 2.6-fold) and in leaves (1.1 and 1.3-fold) at low and high concentrations respectively. GR activity decreased at a concentration of 0.01 mg/l (7% in roots and 17% in leaves respectively) and increased at 0.1 mg/l (52% in roots and 6% in leaves). GST activity increased in leaves (52% and 78% at low and high concentrations) but decreased by 17% in roots under high concentration of nanosilver. Thus, the action of AgNPs on barley seedlings had a dose-dependent and organ-specific character. The various directions of changes in growth, metabolic processes and activity of antioxidant defense systems appear to be a stress response of barley seedlings to the impact of AgNPs, which underlines the necessity of detailed study of plant intracellular processes exposed to the action of nanomaterial.

Keywords: barley; peroxidase; glutathione; glutathione reductase; glutathione-S-transferase; nanosilver

Фізіолого-біохімічні реакції проростків *Hordeum vulgare* на дію наночасток срібла

Н.О. Хромих, Л.В. Шупранова, Ю.В. Лихолат, В.С. Більчук,
В.С. Феденко, Л.В. Богуславська, О.І. Борисова

Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара Дніпропетровськ

Досліджено вплив наночасток срібла (AgNPs) у концентраціях 0,01 і 0,1 мг/л на морфометричні показники, вміст білка, глутатіону (GSH і GSSG) та активність антиоксидантних ферментів у проростках ячменю (*Hordeum vulgare* L.). За обох концентрацій AgNPs виявлено пригнічення росту коренів при зростанні площі та сирої маси листків. Активність пероксидази (POD, EC 1.11.1.7) у коренях зростала за обох концентрацій, тоді як у листках знижувалась. За незмінного вмісту GSH в обох органах проростків виявлено накопичення GSSG. Активність глутатіон-редуктази (GR, EC 1.6.4.2) інгібувалась за низької концентрації наносрібла та зростала за високої. Активність глутатіон-S-трансферази (GST, EC 2.5.1.18) зростала тільки у листках проростків за обох концентрацій AgNPs. Виявлені дозово-залежні та органоспецифічні ефекти свідчать про стресовий характер дії наночасток срібла на метаболічні процеси у проростках ячменю та обумовлюють необхідність детальних досліджень дії наноматеріалів на рослини.

Ключові слова: ячмінь; пероксидаза; глутатіон; глутатіон-редуктаза; глутатіон-S-трансфераза; наносрібло

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, пр. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, 49010, Україна
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Gagarin Ave., 72, Dnipropetrovsk, 49010, Ukraine
Tel.: +38-056-760-84-38. E-mail: khromykh58@rambler.ru

Introduction

Modern nanotechnologies are used intensively in agronomy in order to provide rational selection of disease control molecules, as Rezvany et al. (2012) reported, or control slow-release pesticides and develop diagnostic tools, according to Ashrafi et al. (2013). Silver nanoparticles (AgNPs) are among those most commonly used; and it has been shown (Choi et al., 2009; Nair et al., 2010; Lee et al., 2012), that they have antibacterial, antifungal and antiviral effects and also reduce damage from diseases.

Analysis of research reports reveals variations in the effect of the action of silver nanoparticles on the growth, development and metabolic processes of different plant species. In this context Lee et al. (2012) emphasized that the phytotoxic effect of nano-silver on *Phaseolus radiatus* and *Sorghum bicolor* seedlings caused concentration-dependent delay of growth. On the other hand, Syu et al. (2014) reported that spherical AgNPs had no influence on the growth of *Arabidopsis* seedling roots. An et al. (2008) focused on the preliminary treatment by nano-silver which resulted in the extension of the storage period of asparagus shoots. Seif et al. (2011) discovered that using silver nanoparticles instead of $AgNO_3$ provided improvement of *Borago officinalis* L. seed yield. Similar results were obtained by Ashrafi et al (2013) in an experiment on soybeans (*Glycine max* L.) where increase in mass of 100 seeds, crop quantity and crop capacity was observed after treatment by nano-silver.

As Khot et al. (2012) noted, the main purpose of most researchers lay in the considerable agronomic advantage of nanotechnologies, whereas influence on plants' metabolism has received little attention. However, Krishnaraj et al. (2012) observed an increase in catalase and peroxidase activity in *Bacopa monnieri* seedlings treated by silver nanoparticles, and interpreted this effect as a response to stress caused by penetration of AgNPs into plant tissues. Syu et al. (2014) discovered anthocyanin accumulation as well as Cu/Zn-superoxide dismutase activation and ROS accumulation as a result of the action of nano-silver on *Arabidopsis* seedlings. Thus, the results introduced illustrate a variety of plant reactions and suggest that there is insufficient information on the action of nanoparticles on intracellular processes of plants. In the present study, the physiological and biochemical responses of barley seedlings were investigated after the seeds were exposed to different concentrations of AgNPs in order to test the hypothesis of the stressful character of the action of nanoparticles.

Materials and methods

The test objects were roots and leaves of 7-days seedlings of *Hordeum vulgare* (cultivar Dniprovskiy 257, obtained from the State Selection Center, Sinelnykovo, Ukraine). The seeds were sterilized in 5% sodium hypochlorite solution for 10 min and rinsed with deionized water several times. After that, the seeds were placed in Petri dishes (30 seeds per dish) with solutions of AgNPs (produced by "Nanomaterial and Nanotechnologies", Kyiv, Ukraine) in concentration of 0.01 and 0.1 mg/l, control seeds were placed in water; the temperature was 25 ºC for both the experimental and the control seeds. After 24 h the seeds were rinsed with water, wrapped in humid filter paper, and seedlings were grown further in water under controlled conditions of temperature (22 ºC) and illumination (dark/light cycle – 16/8 h).

The protein content in barley roots and leaves was measured according to Bradford (1976) method and expressed in mcg per g tissue fresh weight (mcg/g FW).

Determination of the reduced glutathione (GSH) was based on spectrophotometric registration of the glutathione reaction with Ellman's reagent (dithiobis-2-nitrobenzoic acid), described by Anderson (1985). No-protein samples were obtained by centrifugation (10,000 g for 15 min) of crude extracts (250 mg fresh tissue homogenized with 1.5 ml of 5% 5-sulfosalicylic acid). Optical density of reactive mixture (1.1 ml of 0.1 M K-phosphate buffer contained EDTA, and 0.3 ml of sample) was registered at 412 nm a 10 min later on adding 0.15 ml of Ellman's reagent. GSH content was calculated by using calibration graph and expressed in mcg/g FW. Total glutathione content was measured through the same procedure after reducing oxidized glutathione by adding zinc dust to the no-protein samples, according to Woodward and Fry (1932). Disulfide (GSSG) content was calculated as the difference between total and reduced glutathione amounts (GSSG molecular mass was taken into account) and expressed in mcg/g FW.

Supernatants for determination of glutathione-dependent enzymes activity were obtained by centrifugation (12,000 g for 20 min and 4 ºC) of plants' crude extracts (200 mg of fresh tissue homogenized with 1.0 ml of phosphate buffer contained 1 mM EDTA, pH 7.0). Reactive mixtures were incubated at 30 ºC, and optical density change was detected at 340 nm. The assay of glutathione S-transferase (GST, EC 2.5.1.18) activity was based on the method proposed by Habig et al. (1974) with 1-chloro-2,4-dinitrobenzene (CDNB) as a substrate; enzyme activity was expressed in nanoM CDNB/sec g FW (nkat/g FW). Glutathione reductase activity (GR, EC 1.6.4.2) was measured according to Carlberg and Mannervik (1985) in a reactive mixture containing 0.1 M phosphate buffer contained 1 mM EDTA (pH 7.4), 2 mM GSSG, 1 mM NADPH, and 0.1 ml sample; the result was expressed in nanoM NADPH/sec g FW (nkat/g FW). Determination of peroxidase (POD, EC 1.11.1.7) activity was based on the method of Ros Barcelo (1987) with benzidine as a protons donor. Plant roots and leaves (100 mg fresh tissue) were homogenized with 1.5 ml of acetate buffer, pH 5.4. Supernatants were obtained by centrifugation (12,000 g for 20 min and at 4 ºC) of crude plants extracts. Optical density change was registered for 1 min at 470 nm after adding 1% H_2O_2 to reactive mixture (0.8 ml of acetate buffer, 1 ml of 0.02 mM benzidine and 0.2 ml sample), and the result was expressed in optical units/min g FW.

All determinations were performed in three replicates. Data represent mean values and standard deviations (± SD). Significance of differences was estimated using Student's t-test ($P < 0.05$), and asterisk (*) indicates significant difference with control.

Results and discussion

The changes of growth parameters of barley seedlings roots and leaves varied under the action of silver nanoparticles in different concentrations, as shown in Table 1.

The fresh weight of barley roots decreased significantly (29% and 23%; $P < 0.05$) both at low and high concentration of nano-silver. The results obtained coordinate with the data obtained by Salama (2012) on inhibition of growth of common bean (*Phaseolus vulgaris*) and corn (*Zea mays*) roots by silver nanoparticles at certain concentrations. The inhibition can be attributed to the properties of silver ions, because, as was shown by Rezvani et al. (2012), they play an important role in regulating morphogenesis, including root induction. Retardation of roots growth was also revealed by Lin and Xing (2008) in ryegrass seedlings exposed to the action of nano-Zn particles. On the whole, Salama (2008) stated that inhibition of root growth varies among different plant species and nanoparticles.

By contrast, barley leaf growth intensified at low and high concentrations of nano-silver; the length of seedlings increased by 16% and 18%, leaf surface area by 13% and 20%, and leaf fresh weight by 35% and 44% respectively ($P < 0.05$ for all results). Similar increase in length and fresh weight of corn and common bean leaves was observed by Salama (2008) at AgNPs concentration above 60 ppm.

Table 1

Effect of AgNPs on growth and protein content of *Hordeum vulgare* seedlings (Mean ± SD)

Parameters, units	Control, H_2O	Nano-silver concentration	
		0.01 mg/l	0.1 mg/l
Root fresh weight, mg (n = 60)	69.8 ± 1.12	49.9 ± 0.98*	53.4 ± 0.79*
Leaf length, mm (n = 60)	120.1 ± 4.30	139.8 ± 6.71*	141.8 ± 6.52*
Leaf surface area, cm^2 (n = 60)	3.0 ± 0.16	3.5 ± 0.25*	3.6 ± 0.25*
Leaf fresh weight, mg (n = 60)	62.4 ± 1.31	84.0 ± 1.55*	89.5 ± 1.52*
Leaf fresh weight/surface area, mg/cm^2 (n = 60)	21.1 ± 0.46	23.8 ± 0.43*	25.2 ± 0.58*
Seedling fresh weight/seed weight, mg/mg (n = 60)	1.8 ± 0.03	1.9 ± 0.05*	2.1 ± 0.05*
Leaf protein content, mg/g (n = 9)	3.3 ± 0.32	4.6 ± 0.21*	4.9 ± 0.19*
Root protein content, mg/g (n = 9)	11.5 ± 0.18	13.6 ± 0.33*	13.7 ± 0.22*

The leaf fresh weight/surface area ratio in barley seedlings exceeded the control level (13% and 19%) at low and high concentrations of nano-silver. This seems to be similar to the effect of iron ions on sunflower seedlings, observed by Ranieri et al. (2001) and attributed to the possible influence of ions on the lignification process in leaves.

In our study, the ratio of barley seedling (roots, shoots, leaves) weight to seed weight exceeds control both at low and high concentration of silver nanoparticles, which could indicate acceleration of metabolite flow from seed to seedling organs under the action of AgNPs.

Nano-silver action both at low and high concentrations induced enhancement of protein accumulation in barley roots (42% and 49%; $P < 0.05$) and leaves (18% and 20%; $P < 0.05$). The results obtained coordinate with the data obtained by Salama (2008) on the significant (30% for common bean and 24% for corn) increase in the amount of protein at low concentration of AgNPs.

The results showed that the effects of nano-silver on POD activity differed for the roots and leaves of barley seedlings as shown in Figure 1. Enzyme activity increased in roots at low (30% above control; $P < 0.05$) and high concentration (9% above control), whereas it declined significantly in leaves (43% and 19% below control; $P < 0.05$).

Ranieri et al. (2001) emphasized that changes in plant peroxidase activity indicated oxidative stress, therefore the effect of AgNPs on barley seedlings must be considered as a stress factor. The decrease in peroxidase activity suggests that nano-silver has a toxic effect on barley leaves; whereas the increase in activity may be attributed to stress-induced enzyme expression in barley roots.

In our study, the GSH content both in barley roots and leaves changed insignificantly, whereas the GSSG content increased greatly both at low and high concentration of silver nanoparticles (Table 2). There was a considerable increase in the amount of oxidized glutathione in barley roots (2.0 and 2.2-fold at low and high concentrations of nano-silver respectively), and less in leaves of barley seedlings (6% and 24% above control level).

According to Noctor et al. (2002), the increase in the level of GSSG together with support of the GSH pool in plant cells must be effected through induction of glutathione biosynthesis and/or reduction; therefore the action of AgNPs could cause activation of the glutathione system in barley roots and leaves. Such supposition is in accordance with the data obtained by Elechiguerra et al. (2005) on damage to bacterial cells by interaction of silver nanoparticles with sulfur-containing proteins in the bacterial membrane and by Noctor et al. (1998) on the ability of glutathione to reduce proteins SH-links. This would lead one to expect an intensive protective role of glutathione under the action of AgNPs in plants as well. However, this aspect has remained insufficiently studied up to the present.

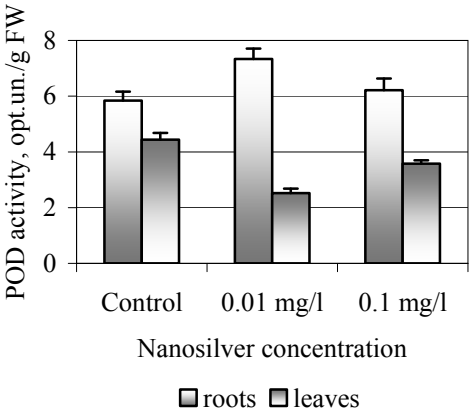


Fig. 1. Effect of AgNPs on POD activity of *Hordeum vulgare* seedlings

According to our results, the GSH/GSSG ratio diminished in both organs of barley seedlings; in roots however, this was shown more significantly (2.0 and 2.2-fold at low

and high concentrations of nano-silver). This effect may appear to be an additional cause of barley root growth inhibition, since Gill and Tuteja (2010) showed that a glutathione redox state contributes to cell homeostasis and plant development as a whole.

In our study, the effect of silver nanoparticles on GR activity both in barley roots and leaves was determined by the dose of AgNPs (Fig. 2). Low concentration decreased enzyme activity in roots and leaves (7 and 14% respectively), whereas high concentration caused significant increase GR activity (65% and 10% in roots and leaves; $P < 0.05$). This seems to be similar to the induction of GR expression in barley seedlings under the action of nano-silver at a concentration of 0.1 mg/l.

Table 2

Effect of AgNPs on glutathione content (mcg/g FW) of *Hordeum vulgare* seedlings (Mean ± SD)

Organs of seedlings	Nano-silver concentration, mg/l	GSH content, mcg/g FW (n = 6)	GSSG content, mcg/g FW (n = 6)	GSH/GSSG ratio
Roots	0.01	235.2 ± 2.66*	10.5 ± 1.53*	22.4
	0.1	226.9 ± 2.60	11.5 ± 1.45*	19.7
	Control, H_2O	227.9 ± 2.37	5.2 ± 0.95	43.7
Leaves	0.01	226.1 ± 6.95	15.9 ± 1.36*	14.2
	0.1	229.8 ± 4.92	17.8 ± 1.73*	12.9
	Control, H_2O	227.3 ± 4.14	14.4 ± 1.19	15.8

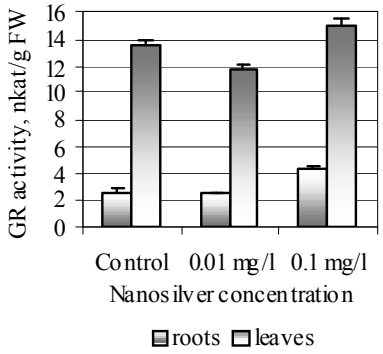


Fig. 2. Effect of AgNPs on GR activity of *Hordeum vulgare* seedlings

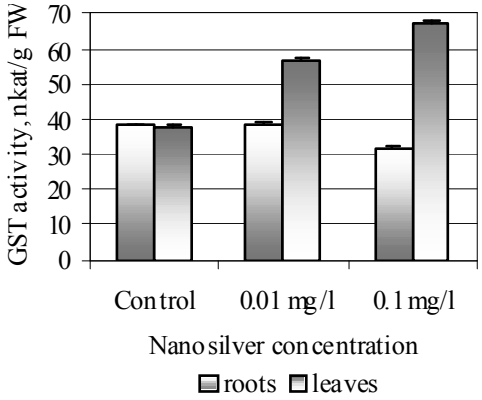


Fig. 3. Effect of AgNPs on GST activity of *Hordeum vulgare* seedlings

It was shown by Mazumdar and Ahmed (2011) that the silver nanoparticles are capable of penetration and deposition inside the root cells of *Oryza sativa*. In the given research we supposed the possibility of AgNPs deposition in barley seedlings as well, together with glutathione S-transferase activation, insofar as Edwards et al. (2000) established GST's action on different xenobiotics. We have previously shown the glutathione S-transferase activation in roots of pea and maize seedlings exposed to the action of nickel ions at different concentrations (Khromykh et al., 2012), and enzyme activation in *Acer platanoides* leaves under pollutants action (Khromykh et al., 2014). However, a significant growth of GST activity as a response to the action of nano-silver was only observed in leaves of barley seedlings (Fig. 3).

According to the results, glutathione S-transferase activation (50% and 78% respectively, at low and high concentrations; $P < 0.05$) indicated an intensive detoxification process in barley leaves; but elucidation of the nature of the toxicant (silver nanoparticles directly or certain metabolites) requires further investigations.

Conclusion

The present study investigated the effect of silver nanoparticles on barley (*Hordeum vulgare*) seedlings after the exposure of seeds to different concentrations of AgNPs. We observed a significant increase in leaf length, fresh weight, and surface area, as well as inhibition of growth of roots. Diminution of peroxidase activity in leaves and enzyme activation in roots were established. Accumulation of GSSG together with decline in the GSH/GSSG ratio in roots indicated damage to the redox balance in barley root cells both at low and high concentrations of nano-silver. The growth of GR activity both in roots and leaves at high concentration and GST activity in leaves at both concentrations suggest the reaction of the defence glutathione system of barley seedlings to the influence of AgNPs. It was found that modifications of seedlings growth parameters as well as antioxidant processes in barley roots and leaves depended on the concentration of silver nanoparticles. The varied directions of changes in growth, metabolic processes and activity of antioxidant defense systems appear to be a stress response of barley seedlings to the action of AgNPs and indicate the importance of detailed study of changes in plants' intracellular processes when exposed to the action of nanomaterials.

References

An, J., Zhang, M., Wang, S., Tang, J., 2008. Physical, chemical and microbiological changes in stored green asparagus spears as affected by coating of silver nanoparticles. Food Sci. Technol. 41, 1100–1107.

Anderson, M.E., 1985. Determination of glutathione and glutathione disulfide in biological samples. Method. Enzymol. 113, 548-555.

Ashrafi, M., Sarajuoghi, M., Mohammadi, K., Zarei, S., 2013. Effect of nanosilver application on agronomic traits of soybean in relation to different fertilizers and weed density in field conditions. Env. Exp. Biol. 11, 53–58.

Bradford, M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. Anal. Biochem. 72(1–2), 248–254.

Carlberg, I., Mannervik, B., 1985. Glutathione reductase. Method. Enzymol. 113, 484–490.

Choi, O., Clevenger, T.T., Deng, B., Sarampalli, R.Y., 2009. Role of sulfide and ligand strength in controlling nanosilver toxicity. Water Res. 43(7), 1879–1886.

Edwards, R., Dixon, D.P., Walbot, V., 2000. Plant glutathione S-transferases: Enzymes with multiple functions in sickness and in health. Trends Plant Sci. 5(5), 193–198.

Elechiguerra, J.L., Burt, J.L., Morones, J.R., Camacho-Bragado, A., Gao, X., Lara, H.H., Uacaman, M.J., 2005. Interaction of silver nanoparticles with HIV-1. J. Nanobiotechnology 3. 6.

Gill, S.S., Tuteja, N., 2010. Reactive oxygen species and antioxidant machinery abiotic stress tolerance in crop plants. Plant Phys. Biochem. 48(12), 909–930.

Habig, W.H., Pabst, M.J., Jakoby, W.B., 1974. Glutathione S-transferase. The first step in mercapturic acid formation. J. Biol. Chem. 249(22), 7130–7139.

Khot, L.R., Sankaran, S., Maja, J.M., Ehsani, R., Schuster, N.E.W., 2012. Applications of nanomaterials in agricultural production and crop protection: A review. Crop Protection 35(5), 64–70.

Khromykh, N.O., Bilchuk, V.S., Rossykhina-Galycha, G.S., Vinnychenko, O.M., 2014. Sezonna dynamika antyoxidantnykh protsessiv u lystkah *Acer negundo* za diy polyutantiv [Seasonal dynamics of antioxidative processes in *Acer negundo* leaves under pollutant action]. Visn. Dnipropetr. Univ. Ser. Biol. Ecol. 22(1), 71–76 (in Ukrainian).

Khromykh, N.O., Boroday, E.S., Lykholat, U.V., 2012. Faktorniy analiz vplivu nikelyu ta gipertermiy na vmist vidnovlenogo glutationu ta aktivnist glutation-S-transferazi u korenyah kukurudzi ta gorohu [Factorial analysis of Ni^{2+} and heat action on reduced glutathione content and glutathione S-transferase activity in maize and pea roots]. Bulletin of Kharkiv National Agrarian University, Series Biology 3(27), 75–81 (in Ukrainian).

Krishnaraj, C., Jagan, E.G., Ramachandran, R., Abirami, S.M., Mohan, N., Kalaichelvan, P.T., 2012. Effect of biologically synthesized silver nanoparticles on *Bacopa monnieri* (Linn.) Wettst. plant growth metabolism. Process Biochem. 47(4), 651–658.

Lee, W.-M., Kwak, J.I., An, Y.-J., 2012. Effect of silver nanoparticles in crop plants *Phaseolus radiatus* and *Sorghum bicolor*: Media effect on phytotoxicity. Chemosphere 86(5), 491–499.

Lin, D., Xing, B., 2008. Root uptake and phytotoxicity of ZnO nanoparticles. Environ. Sci. Technol. 42, 5580–5585.

Mazumdar, H., Ahmed, G.U., 2011. Phytotoxicity effect of silver nanoparticles on *Oryza sativa*. I. J. ChemTech. Res. 3(3), 1494–1500.

Nair, R., Varghese, S.H., Nair, B.G., Maekawa, T., Yoshida, Y., Kumar, D.S., 2010. Nanoparticulate material delivery to plants. Plant Sci. 179(3), 154–163.

Noctor, G., Arisi, A.C.M., Jounanin, L., 1998. Glutatione: Biosinthesis, metabolism and relationship to stress tolerance explored in transformed plants. J. Exp. Bot. 49(321), 623–647.

Noctor, G., Gomez, L., Vanacker, H., Foyer, C.H., 2002. Interaction between biosynthesis, compartmentation and transport in the control of glutathione homeostasis and signaling. J. Exp. Bot. 53(372), 1283–1304.

Ranieri, A., Castagna, A., Baldam, B., Soldatin, G.F., 2001. Iron deficiency differently affects peroxidase isoforms in sunflower. J. Exp. Bot. 52(354), 25–35.

Rezvani, N., Sorooshzadeh, A., Farhadi, N., 2012. Effect of nano-silver on growth of saffron in flooding stress. World Acad. Sci. Eng. Technol. 6(1), 517–522.

Ros Barcelo, A., 1987. Quantification of lupin peroxidase isoenzymes by densitometry. Anales de Biologia 14(3), 33–38.

Salama, H.M.H., 2012. Effects of silver nanoparticles in some crop plants, Common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) and corn (*Zea mays* L.). Int. Res. J. Biotech. 3(10), 190–197.

Seif, S.M., Sorooshzadeh, A., Rezazadehs, H., Naghdibadi, H.A., 2011. Effect of nanosilver and silver nitrate on seed yield of borage. J. Med. Plant Res. 5(2), 171–175.

Syu, Y.-Y., Hung, J.-H., Chen, J.-C., Chuang, H.-W., 2014. Impacts of size and shape of silver nanoparticles on *Arabidopsis* plant growth and gene expression. Plant Phys. Biochem. 83(10), 57–64.

Woodward, G.E., Fry, E.G., 1932. The determination of blood glutathione. J. Biol. Chem. 97, 465–482.

Надійшла до редколегії 03.07.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 105–111.

doi:10.15421/011515

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 581.524.1

Віталітетна структура та її динаміка у *Quercus robur* на початкових етапах онтогенезу

В.М. Дегтярьов, В.Г. Скляр

Сумський національний аграрний університет, Суми, Україна

Наведено результати оцінювання віталітетної структури онтогенетичних субценопопуляцій ювенільних (j) та імматурних (im1 та im2) рослин *Quercus robur* L. у семи угрупованнях лісової рослинності Кролевецько-Глухівського геоботанічного району. Встановлено, що онтогенетичні субценопопуляції молодого покоління *Q. robur*, які формуються під наметом широколистяних лісів регіону, вирізняються високим рівнем різноманіття віталітетної структури та належністю до трьох якісних типів: процвітаючих, врівноважених і депресивних. Перехід до кожного наступного етапу розвитку (від j до im1, а також від im1 до im2) супроводжується проявом у молодого покоління *Q. robur* віталітетної пластичності (тобто зміни величин індексу Q) та, відповідно, віталітетної мінливості (зміни частки особин різних класів віталітету). Кількісні та якісні аспекти реалізації віталітетної пластичності оцінено з опорою на оригінальний показник – індекс віталітетної динаміки (IVD). У *Q. robur* на початкових фазах онтогенезу негативні зміни віталітетної структури відбуваються частіше, ніж позитивні. Вони здебільшого супроводжуються зниженням «якісного» статусу когорт. Установлено факти щодо віталітетної структури онтогенетичних субценопопуляцій ювенільних та імматурних (im1 та im2) рослин, які об'єктивно свідчать про ускладненість формування у фітоценозах за участі *Q. robur* безперервного потоку поколінь цього виду, та, відповідно, забезпечення стійкого та довготривалого існування його ценопопуляцій.

Ключові слова: віталітет; онтогенетичний розвиток; індекс якості популяції; індекс віталітетної динаміки; Кролевецько-Глухівський геоботанічний район

Quercus robur vitality structure and its dynamics at the initial stages of ontogeny

V.M. Dehtiarov, V.G. Skliar

Sumy National Agrarian University, Sumy, Ukraine

We present the results of evaluation of vitality structure of ontogenetic subcenopopulations of juvenile and immature (im1 and im2) plants *Quercus robur* L. in seven aggregations of forest vegetation of Krolevets-Hlukhiv Geobotanical Region. It is found that ontogenetic subcenopopulations of *Q. robur* young generation, formed under canopy of deciduous forests of the region under study, are noted for high level of vitality structure diversity and for having three qualitative types: blooming, balanced and depressive ones. It is observed that dynamics of Q quality index values in ontogenetic subcenopopulations *Q. robur* in the aggregations under study fits three variants of changes. In the first one we can see stable decrease of Q quality index values in the line j → im1 → im2. Three of seven aggregations under study have dynamics of Q index values fitting the variant where increase of values takes place in the phase j → im1, and their decrease occurs in the phase im1 → im2. Q index values also decrease in the phase j → im1 and their increase in the phase im1 → im2 is established in three more phytocenoces. It is proved that change to every next phase of development (from j to im1, and also from im1 to im2) is accompanied by the appearance of vitality plasticity in *Q. robur* young generation (i.e. Q quality index value changes) and vitality variability (changes of share of individuals of various vitality classes), respectively. Quantitative as well as qualitative aspects of vitality plasticity realization are evaluated based on the original factor – index of vitality dynamics – IVD. It is found that at the initial stages of ontogenetic development negative changes of vitality structure in *Q. robur* happen more often then positive ones. Decrease in the individuals' vitality and worsening of vitality structure are mainly accompanied by the reduction of cohort quality status. Ascertained facts as for vitality structure of ontogenetic subcenopopulations of juvenile and immature (im1 and im2) plants fairly prove the complicated nature of formation of continuous flow of *Q. robur* generations in phytocenoses with the appearance of this species and assurance of stable and lasting existence of its cenopopulations, respectively. From the peculiarities of vitality structure and its dynamics, we assume that considerable transformation

Сумський національний аграрний університет, вул. Герасима Кондратьєва, 160, Суми, 40021, Україна
Sumy National Agrarian University, Gerasim Kondratyev Str., 160, Sumy, 40021, Ukraine
Tel.: +38-097-309-71-09. E-mail: skvig@mail.ru

of species composition of forest stands as a result of *Q. robur* reduction in their composition may happen in forests Tilieto (cordatae)–Acereto (platanoiditis)–Quercetum (roboris) stellariosum (holosteae) and Quercetum (roboris) acereto (tatarici)–urticosum (dioicae) in the studied region in future.

Keywords: vitality; ontogenetic development; index of population quality; index of vitality dynamics; Krolovets-Hlukhiv Geobotanical Region

Вступ

У рослинному покриві Землі лісам належить провідна роль за зайнятою площею та значенням (Cramer, 1999; Filipovitch, 2001; Sheljag-Sosonko, 2001, 2003; Sytnyk, 2003; Stojko, 2006; Bobyliov et al., 2014). Властивості лісових фітоценозів, виконання ними екологостабілізувальних, созологічних і господарських функцій суттєво залежать від видового складу лісотвірних видів (Popaduk, 1995), до яких належить і дуб звичайний (*Quercus robur* L.).

Q. robur – типово європейський вид, поширений від Піренейського півострова до Уралу (Bukshtynov, 1959; Rysin, 1990; Brewer, 2002; Petit, 2002). Ліси, у яких цей вид домінує, зазвичай вирізняються високим біорізноманіттям, наявністю раритетних видів, що мають офіційний статус тих чи інших рангів охорони (міжнародного, державного чи регіонального), а також потужною середовищетвірною дією (Joshi et al., 1997).

Із середини XIX сторіччя, зокрема, внаслідок зростання антропогенного тиску на навколишнє середовище, розвитку глобальної екологічної кризи, збільшення обсягів заготівлі деревини *Q. robur* як господарсько цінної породи, у лісових угрупованнях за участі цього виду наочними стали негативні тенденції в динаміці стану, поширенні, стійкості (Thomas and Boza, 1984; Oleksyn and Przybył, 1987; Kaus et al., 1995; Burslern end Whitmore, 1999; Thomas, 2008). Невипадково у 2007 році *Q. robur* включено до «Червоного списку МСОП» (IUCN Red List) як вид, що нині є досить розповсюдженим, однак унаслідок зменшення чисельності потребує уважного ставлення, вивчення стану популяцій із метою їх збереження та недопущення втрати.

Одним із чинників, визначальних щодо забезпечення стійкого функціонування популяцій *Q. robur* та угруповань за його участі, є процес появи, росту та розвитку під наметом материнських деревостанів молодих рослин цього виду (Niinemets, 1998). У свою чергу, у будь-якій популяції успішність процесу колообігу поколінь зазвичай залежить від кількості та, особливо, – життєвості особин нової генерації (Smirnova et al., 1999; Schütz, 2002). При цьому у лісотвірних видів часто критичним етапом щодо формування безперервних потоків поколінь є проходження особинами початкових фаз онтогенезу, зокрема, ювенільної та імматурної. Рослини цих станів вельми чутливі до різних зовнішніх впливів, і, відповідно, рівень їх смертності, у тому числі через низьку життєвість, може істотно відбитися і на здатності популяцій до тривалого існування на зайнятій території (Chistjakova, 1987).

Для оцінки життєвості рослин деревних видів застосовують різні підходи, які досить часто базуються на характеристиці стану особин за 1–3 випадково обраними кількісними чи якісними ознаками. Як доводить досвід популяційних досліджень, у зазначеному аспекті доцільне інформативне застосування віталітетного аналізу (Suhoj, 1986; Bashtovoj, 1992; Panchenko 2005, 2007, 2009; Kovalenko, 2006; Kashin, 2009; Skljar, 2015). Його теоретичні засади та алгоритм сформульовані Ю.А. Злобіним (Zlobin, 1989, 2009). Класичний віталітетний аналіз має на меті оцінку життєвості особин за декількома морфологічними показниками, попередньо встановленими завдяки застосуванню комплексу методів математичної статистики (точкового, кореляційного та факторного рішень), із подальшим з'ясуванням співвідношення в популяції кількості особин різного віталітету. Незважаючи на наявні наукові напрацювання, в аспекті віталітетного аналізу ще мало розроблене та апробоване питання щодо зміни рівня життєвості рослин в онтогенезі (Skljar, 2013).

З урахуванням екологічної, созологічної та господарської цінності популяцій *Q. robur*, важливості забезпечення їх стійкого функціонування, а також ступеня вивченості питання, оцінка у цього виду віталітету рослин на ранніх етапах онтогенезу та визначення тенденцій у динаміці зазначеної характеристики у процесі їх росту та розвитку, є актуальною науковою проблемою. Її розроблення особливо значуще для регіонів, де ліси із *Q. robur* відграють важливу роль у формуванні екологічного каркаса та функціонуванні лісогосподарського комплексу. В Україні до таких територій, зокрема, належить Кролевецько-Глухівській геоботанічний район (Andrijenko, 1977). Він розташований у межах північного сходу України та оточений такими геоботанічними районами: на північному заході – Новгородсіверсько-Понорницьким, на півночі – Шостківським, а на півдні – Конотопським, зі сходу майже по державному кордону з Російською Федерацією – Рильським, на заході – Олишівсько-Коропським. Лісові фітоценози, в основному представлені широколистяними угрупованнями, вкривають близько 11% території регіону. Однак площа лісів із домінуванням *Q. robur* кожного року стає меншою. Їх витісняють угруповання, в яких у деревостані переважають береза повисла (*Betula pendula* Roth.), клен гостролистий (*Acer platanoides* L.), ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.) (Andrijenko, 2001).

Мета цієї статті – встановити у молодого покоління *Q. robur* ювенільного та імматурного станів, наявного під наметом лісових фітоценозів Кролевецько-Глухівського геоботанічного району, віталітетну структуру та характер її динаміки.

Матеріал і методи досліджень

В основу статті покладено результати досліджень, які здійснено в межах Кролевецько-Глухівського геоботанічного району з 2012 року. Фактичний матеріал отримано за результатами опису майже 120 облікових площ та обстеження семи угруповань лісової рослинності. Вивченням охоплено такі фітоценози: 1. Quercetum (roboris) convallariosum (majalis), 2. Quercetum (roboris)–Acereto (platanoiditis) aegopodiosum (podagrariae), 3. Tilieto (cordatae)–Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–aegopodiosum (po-

dagrariae), 4. Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–dryopteridosum (filix–maris), 5. Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–convallariosum (majalis), 6. Tilieto (cordatae)–Acereto (platanoiditis)–Quercetum (roboris) stellariosum (holosteae), 7. Quercetum (roboris) acereto (tatarici)–urticosum (dioicae).

У дослідженні онтогенетичної структури ценопопуляцій *Q. robur* використано загальноприйняті методичні підходи, відображені в наукових розробках О.В. Смирнової, А.А. Чистякової, Л.Б. Заугольнової (Smirnova et al., 1999) та інших. В особин *Q. robur* виділено такі онтогенетичні стани: проростки (p) – рослини без галуження, що сформувались із насіння в рік його проростання; ювенільний (j) – невеличкі за розміром рослини без галуження з листками ювенільного типу; імматурний (im) – особини, у яких наявні бічні пагони другого–п'ятого порядків, а діаметр стовбура не більше ніж удвічі перевищує діаметр бічних гілок; віргінільний (v) – особини, які мають характерну для дорослих рослин морфологічну структуру, однак ще не набули здатності до формування генеративних органів; генеративний (g) – дерева, які вступили у фазу генеративного розмноження та підтримують його протягом декількох років чи десятиліть; сенільний (s) – старі дерева, які втратили або втрачають здатність до генеративного розмноження та мають вторинну крону з листям чи хвоєю ювенільного типу. Серед імматурних рослин, додатково, виділялися особини станів im1 та im2. Особини im1 в основному розташовані у трав'янисто-чагарничковому ярусі, а im2 виходять із нього до ярусу підліску.

Кожну із трьох груп рослин (ювенільного, імматурного (im1 та im2) станів) розглядали як окрему онтогенетичну субценопопуляцію. У досліджуваних угрупованнях за випадковою системою відбирали 20–40 рослин *Q. robur* кожної із зазначених субценопопуляцій. У цих рослин, відповідно до загальноприйнятих підходів (Hunt, 1978; Zlobin, 1989), оцінено їх розмір. Морфометричний аналіз включав оцінку алометричних статичних і динамічних показників (фітомаси надземної частини, загальної фітомаси листків та одного листка, висоти особин, загальної площі листкової поверхні та площі одного листка, кількості листків, кількості бічних пагонів, діаметра стебла, фотосинтетичного зусилля, відносного приросту та ін.).

Відповідно до вимог віталітетного аналізу, з опорою на три ключові морфологічні параметри у складі досліджуваних онтогенетичних субценопопуляцій виділено рослини трьох класів віталітету (високого – клас «a», проміжного – клас «b» і низького – клас «c») та встановлено частку рослин кожного із цих класів. З огляду на отримані результати розраховано індекс якості (Q = ½ (a + b)) та встановлено приналежність онтогенетичних субценопопуляцій до одного із трьох якісних типів: депресивного – Q змінюється від 0 до 0,166, врівноваженого – Q від 0,167 до 0,332 або процвітаючого – Q від 0,333 до 0,500.

Динаміку віталітетних показників оцінювали виходячи з теоретичного узагальнення щодо можливості вираженості у цих характеристик просторово-часової пластичності та просторово-часової мінливості. Перша з них проявляється зміною індексу якості певних популяцій (субценопопуляцій, когорт) за різними місцезростаннями або у часі. Просторово-часова мінливість реалізується через зміну співвідношення у складі тих чи інших сукупностей рослин особин різних класів віталітету (a, b або c) (Skljar, 2013).

Кількісні та якісні аспекти реалізації віталітетної пластичності оцінювали з урахуванням оригінального показника – індексу віталітетної динаміки (IVD – index of vitality dynamics), що розраховували за формулою:

$$IVD = (Qn – Qp) / 0{,}166,$$

де Qn – значення індексу якості субценопопуляції на наступному етапі розвитку, Qp – значення індексу якості субценопопуляції на попередньому етапі розвитку, 0,166 – величина індексу якості, на рівні якої відбувається перехід популяцій з одного якісного типу в наступний. За IVD = 0 у субценопопуляцій зміни індексу якості Q за етапами розвитку відсутні. Якщо IVD (за модулем) менше 1 – зміни незначні. Якщо IVD (за модулем) перебуває в межах від 1 до 2 – зміни суттєві. Якщо IVD (за модулем) більший 2 – зміни значні. За від'ємних значень IVD відбувається погіршення стану субценопопуляції, за позитивних – поліпшення.

У процесі аналізу динаміки віталітетних показників за етапами розвитку оцінювали і те, супроводжуються ці зміни «виходом» онтогенетичних субценопопуляцій із діапазону показників певного якісного типу (наприклад, їх переходом із категорії врівноважених у категорію депресивних) чи ні.

Результати та їх обговорення

В особин *Q. robur* до морфопараметрів, які визначають рівень їх віталітету, належать висота, фітомаса надземної частини та загальна площа листкової поверхні. Віталітетна структура онтогенетичних субценопопуляцій ювенільних та імматурних (im1 та im2) рослин була з'ясована ґрунтуючись саме на цих розмірних характеристиках. Досліджувані фітоценози характеризуються суттєвими відмінностями віталітетної структури молодого покоління *Q. robur* (табл. 1). Онтогенетичні субценопопуляції ювенільних рослин або процвітаючі, або врівноважені. До першого якісного типу належать субценопопуляції з угруповань Quercetum (roboris) convallariosum (majalis) (Q = 0,500), Tilieto (cordatae)–Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–aegopodiosum (podagrariae) (Q = 0,361), Quercetum (roboris)–Acereto (platanoiditis) aegopodiosum (podagrariae) (Q = 0,357). До другого – із Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–convallariosum (majalis) (Q = 0,281), Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–dryopteridosum (filix-maris) (Q = 0,250), Tilieto (cordatae)–Acereto (platanoiditis)–Quercetum (roboris) stellariosum (holosteae) (Q = 0,250), Quercetum (roboris) acereto (tatarici)–urticosum (dioicae) (Q = 0,220).

Онтогенетичні субценопопуляції імматурних рослин першої групи (im1) за віталітетною структурою репрезентують всі три якісні типи. Процвітають субценопопуляції з угруповань Quercetum (roboris)–Acereto (platanoiditis) aegopodiosum (podagrariae) (Q = 0,367), Tilieto (cordatae)–Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–aegopodiosum (podagrariae) (Q = 0,363) та Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–dryopteridosum (filix-maris) (Q = 0,306), врівноважені – із фітоценозів Quercetum (roboris) convallariosum

(majalis) (Q = 0,267), Tilieto (cordatae)–Acereto (platanoiditis)–Quercetum (roboris) stellariosum (holosteae) (Q = 0,211), Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–convallariosum (majalis) (Q = 0,193). Одна субценопопуляція (з угруповання Quercetum (roboris) acereto (tatarici)–urticosum (dioicae) є депресивною (Q = 0,105).

Онтогенетичні субценопопуляції імматурних рослин другої групи (im2) також належать до трьох якісних типів. Процвітає субценопопуляція з угруповання Quercetum (roboris) convallariosum (majalis) (Q = 0,400), врівноважена – з угруповань Quercetum (roboris)–Acereto (platanoiditis) aegopodiosum (podagrariae) (Q = 0,311), Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–convallariosum (majalis) (Q = 0,304), Tilieto (cordatae)–Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–aegopodiosum (podagrariae) (Q = 0,250), Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–dryopteridosum (filix-maris) (Q = 0,227). Дві субценопопуляції (з угруповань Tilieto (cordatae)–Acereto (platanoiditis)–Quercetum (roboris) stellariosum (holosteae) та Quercetum (roboris) acereto (tatarici)–urticosum (dioicae)) є депресивними та, відповідно, мають значення індексу якості Q на рівні 0,139 і 0,136.

Таблиця 1

Віталітетна структура молодого покоління *Q. robur* у різних лісових фітоценозах Кролевецько-Глухівського геоботанічного району

Угруповання	Онтогенетичні субценопопуляції різних етапів розвитку								
	j			im_1			im_2		
	клас a	клас b	клас c	клас a	клас b	клас c	клас a	клас b	клас c
Quercetum (roboris) convallariosum (majalis)	0,000	1,000	0,000	0,333	0,200	0,467	0,200	0,600	0,200
Quercetum (roboris)–Acereto (platanoiditis) aegopodiosum (podagrariae)	0,429	0,285	0,286	0,667	0,067	0,266	0,375	0,250	0,375
Tilieto (cordatae)–Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–aegopodiosum (podagrariae)	0,555	0,167	0,278	0,546	0,182	0,272	0,375	0,125	0,500
Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–dryopteridosum (filix-maris)	0,500	0,000	0,500	0,611	0,000	0,389	0,455	0,000	0,545
Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–convallariosum (majalis)	0,500	0,063	0,437	0,385	0,00	0,615	0,522	0,087	0,391
Tilieto (cordatae)–Acereto (platanoiditis)–Quercetum (roboris) stellariosum (holosteae)	0,500	0,000	0,500	0,421	0,000	0,579	0,277	0,000	0,723
Quercetum (roboris) acereto (tatarici)–urticosum (dioicae)	0,440	0,000	0,560	0,211	0,000	0,789	0,273	0,000	0,727

Процвітаючі онтогенетичні субценопопуляції вирізняються переважанням у їх складі сумарної частки рослин класів a та b віталітету, частка яких у деяких угрупованнях (наприклад, Quercetum (roboris) convallariosum (majalis)) сягає максимально можливого показника – 1,0 або є близькою до нього. У депресивних субценопопуляціях найбільшою є частка рослин класу c віталітету, яка у низці фітоценозів (Tilieto (cordatae)–Acereto (platanoiditis)–Quercetum (roboris) stellariosum (holosteae), Quercetum (roboris) acereto (tatarici)–urticosum (dioicae)) становить близько 72–79%.

Загалом у Кролевецько-Глухівському геоботанічному районі при переході від наймолодших (j) до старших онтогенетичних субценопопуляцій (im2) має місце досить чітко виражена тенденція до збільшення представленості субценопопуляцій категорії «депресивні». Крім того, відбувається зменшення індексу якості Q: у ювенільних онтогенетичних субценопопуляцій значення цього показника варіюють у межах 0,22–0,50, а в імматурних другої групи – 0,136–0,400.

Зміни індексу якості Q в онтогенетичних субценопопуляцій *Q. robur* у кожному з досліджуваних угруповань проілюстровано на рисунку. Загалом динаміка значень цього показника відповідає трьом варіантам трендів.

Перший варіант динаміки показників. В ряду j → im1 → im2 відбувається стійке зниження індексу якості Q. Це характерно для угруповання Tilieto (cordatae)–Acereto (platanoiditis)–Quercetum (roboris) stellariosum (holosteae). У цьому угрупованні зменшення показників на етапі j → im1 незначне (IVD = –0,238) і не супроводжується «виходом» субценопопуляції з діапазону показників якісного типу врівноважених. На етапі im1 → im2 зменшення індексу якості також незначне (IVD = –0,837), однак воно спричинює перехід досліджуваних сукупностей рослин із категорії врівноважених до категорії депресивних (табл. 2).

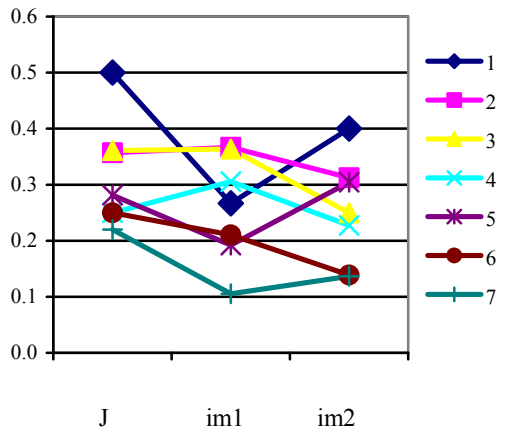


Рис. Зміна індексу якості в онтогенетичних субценопопуляцій *Quercus robur* за етапами розвитку: нумерація фітоценозів відповідає наведеній у таблиці 2

Другий варіант динаміки показників. На етапі j → im1 має місце збільшення значень індексу Q, а на етапі im1 → im2 – їх зменшення. Ця модель реалізується в угрупованнях Quercetum (roboris)–Acereto (platanoiditis) aegopodiosum (podagrariae), Tilieto (cordatae)–Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–aegopodiosum (podagrariae), Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–dryopteridosum (filix–maris). Зростання значень Q на етапі j → im1 загалом незначне (IVD = 0,015 – 0,335). В угрупованнях

Quercetum (roboris)–Acereto (platanoiditis) aegopodiosum (podagrariae), Tilieto (cordatae)–Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–aegopodiosum (podagrariae) воно відбувається у межах одного якісного типу «процвітаючих», тоді як в Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–dryopteridosum (filix–maris) сприяє переходу субценопуляцій із категорії врівноважених до процвітаючих. На етапі im1 → m2 в усіх трьох фітоценозах зменшення індексу якості Q при величинах IVD від –0,684 до –0,327 супроводжується переходом онтогенетичних субценопопуляцій із процвітаючих до врівноважених.

Третій варіант динаміки показників. На етапі j → im1 має місце зменшення індексу Q, а на етапі im1 → im2 – його збільшення. Ця модель реалізується в угрупованнях Quercetum (roboris) convallariosum (majalis), Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–convallariosum (majalis), Quercetum (roboris) acereto (tatarici)–urticosum (dioicae). У першому з них на етапі j → im1 зменшення суттєве (IVD = –1,405) і має наслідком перехід субценопопуляцій із категорії процвітаючих до врівноважених. У двох інших фітоценозах зменшення незначне (IVD становить –0,536 та –0,691). В угрупованні Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–convallariosum (majalis) воно відбувається в межах одного якісного типу врівноважених, а в Quercetum (roboris) acereto (tatarici)–urticosum (dioicae) супроводжується переходом із категорії врівноважених до депресивних. На етапі im1 → im2 збільшення індексу якості незначне (IVD варіює в межах від 0,187 до 0,803). У фітоценозі Quercetum (roboris) convallariosum (majalis) це зумовлює набуття онтогенетичною субценопопуляцією статусу процвітаючої. В угрупованнях Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–convallariosum (majalis) та Quercetum (roboris) acereto (tatarici)–urticosum (dioicae) субценопопуляції не змінюють свого якісного статусу.

Таблиця 2

Значення індексу віталітетної динаміки (IVD) та зміна якісного типу в онтогенетичних субценопопуляцій *Quercus robur* у досліджуваних угрупованнях

№	Угруповання	Перехід за етапами природного відновлення	
		J → im1	im1 → im2
1	Quercetum (roboris) convallariosum (majalis)	–1,405	0,803
		П → В	В → П
2	Quercetum (roboris)–Acereto (platanoiditis) aegopodiosum (podagrariae)	0,058	–0,327
		П – П	П → В
3	Tilieto (cordatae)–Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–aegopodiosum (podagrariae)	0,015	–0,684
		П – П	П → В
4	Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–dryopteridosum (filix-maris)	0,335	–0,472
		В → П	П → В
5	Quercetum (roboris) coryloso (avellanae)–convallariosum (majalis)	–0,536	0,675
		В – В	В – В
6	Tilieto (cordatae)–Acereto (platanoiditis)–Quercetum (roboris) stellariosum (holosteae)	–0,238	–0,837
		В – В	В → Д
7	Quercetum (roboris) Acereto (tatarici)–urticosum (dioicae)	–0,691	0,187
		В → Д	Д – Д

Примітки: у таблиці в першому рядку наведено значення індексу віталітетної динаміки (IVD), у другому – дані про зміну якісного типу когорти; літерами позначено: Д – депресивна когорта, В – врівноважена, П – процвітаюча.

Загалом, у Кролевецько-Глухівському геоботанічному районі у молодого покоління *Q. robur* на етапах онтогенетичного розвитку негативні зміни віталітетної структури проявляються частіше, ніж позитивні. При цьому значення індексу IVD в основному варіюють від –0,837 до –0,238. Зменшення життєвості особин та погіршення віталітетної структури здебільшого супроводжуються переходом онтогенетичних субценопопуляцій з одного якісного типу в інший (із процвітаючих до врівноважених або з урівноважених до депресивних).

Висновки

Онтогенетичні субценопопуляції молодого покоління *Q. robur*, які формуються під наметом широколистяних лісів Кролевецько-Глухівського геоботанічного району, вирізняються високим рівнем різноманіття віталітетної структури та належністю до всіх трьох виділених Ю.А. Злобіним якісних типів: процвітаючих, врівноважених і депресивних. Від наймолодших (j) до старших онтогенетичних субценопопуляцій (im2) має місце досить чітко виражена тенденція до збільшення представленості субценопопуляцій категорії «депресивні».

Перехід до кожного наступного етапу розвитку (від j до im1, а також від im1 до im2) супроводжується проявом у молодого покоління *Q. robur* віталітетної пластичності (тобто зміни індексу якості Q) та, відповідно, віталітетної мінливості (зміни частки особин різних класів віталітету). Динаміка значень індексу Q в онтогенетичних субценопопуляцій *Q. robur* у досліджуваних угрупованнях відповідає трьом варіантам змін. Їх аналіз доповнено визначенням оригінального індексу IVD: негативні зміни віталітетної структури проявляються частіше, ніж позитивні. У разі погіршення віталітетної структури здебільшого відбувається зниження якісного статусу когорт.

Віталітетна структура онтогенетичних субценопопуляцій ювенільних та імматурних (im1 та im2) рослин об'єктивно свідчить про ускладнення формування у фітоценозах за участі *Q. robur* безперервного потоку поколінь цього виду, та, відповідно, забезпечення стійкого та тривалого існування його ценопопуляцій. Виходячи з особливостей віталітетної структури та її динаміки, вважаємо, що у майбутньому у досліджу-

ваному регіоні суттєва трансформація видового складу деревостанів внаслідок зменшення представленості у їх складі *Q. robur* можлива в угрупованнях Tilieto (cordatae)–Acereto (platanoiditis)–Quercetum (roboris) stellariosum (holosteae) та Quercetum (roboris) acereto (tatarici)–urticosum (dioicae).

Бібліографічні посилання

Andrijenko, T.L. (ed.), 2001. Zapovidni skarby Sumshhyny [Reserved treasures of Sumy region]. Dzherelo, Sumy (in Ukrainian).

Andrijenko, T.L., Bilyk, G.I., Bradis, J.M., Golubec, M.A., Mahajeva, L.V., Rubalov, M.I., Tkachenko, V.S., Sheljag-Sosonko, J.R., 1977. Geobotanichne rajonuvannja Ukrai'n-s'koi' RSR [Geobotanical division into districts of Ukrainian SSR]. Naukova dumka, Kyiv (in Ukrainian).

Bashtovoj, N.G., 1992. Cenopopuljacii travjanistyh rastenij shirokolistvennyh lesov v uslovijah rekreacionnyh nagruzok [Cenopopulations herbaceous plants deciduous forests in the conditions recreational loads]. Sumy (in Ukrainian).

Bobyliov, Y.P., Brygadyrenko, V.V., Bulakhov, V.L., Gaichenko, V.A., Gasso, V.Y., Didukh, Y.P., Ivashov, A.V., Kucheriavyi, V.P., Maliovanyi, M.S., Mytsyk, L.P., Pakhomov, O.Y., Tsaryk, I.V., Shabanov, D.A., 2014. Ekologija [Ecology]. Folio, Kharkiv (in Ukrainian).

Brewer, S., Cheddadi, R., L.Beaulien, J., Reilly, M., 2002. The spread of deciduous *Quercus* throughout Europe since the last glacial period. Forest Ecol. Manag. 156, 27–48.

Bukshtynov, A.D., 1959. Lesnye resursy SSSR i mira [Forest resources of the USSR and the world]. Izd-vo Ministerstva Sel'skogo Hozjajstva SSSR, Moscow (in Russian).

Burslem, D.F.R.P., Whitmore, T.C., 1999. Species diversity, susceptibility to disturbance and tree population dynamics in tropical rainforest. J. Veg. Sci. 10, 767–776.

Chistjakova, A.A., 1987. Polivariantnost' ontogeneza i tipy povedenija derev'ev shirokolistvennyh lesov [Polyalternativeness ontogeny and types of behavior trees of deciduous forests]. Populjacionnaja Jekologija Rastenij. Nauka, Moscow. 39–43 (in Russian).

Cramer, W., Whittaker, R., 1999. Changing the surface of our planet – results from studies of the global ecosystem. Global Ecol. Biogeogr. 8(5), 363–365.

Filipovitch, L., Lazarova, M., 2001. Composition and trends in the development of vegetation in the Western Rhodopes (Southwest Bulgaria) during the late-Glacial and Holocene. Phytol. Balcan. 7(2), 167–180.

Hunt, R., 1982. Plant growth curves: The functional approach to plant growth analysis. Edward Arnold, London.

Joshi, N.V., Suresh, H.S., Dattaraja, H.S., Sukumar, R., 1997. The spatial organization of plant communities in a deciduous forest: A computational – geometry – based analysis. J. Indian Inst. Sci. 77, 365–374.

Kashin, A.S., Zhulidova, T.V. (ed.)., 2009. Sostjanie cenopopuljacij *Antennaria dioica* (L.) Gaerth. v Saratovskoj oblasti [State of *Antennaria dioica* (L.) Gaerth. cenopopulations in the Saratov region]. Povolzhskij Jekologicheskij Zhurnal 3, 195–209 (in Russian).

Kaus, A., Schmitt, V., Simon, A., Wild, A., 1995. Microscopical and mycological investigations on wood of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) relative to the occurrence of oak decline. J. Plant Physiol. 148, 302–308.

Kovalenko, I.M., 2006. Struktura populjacij dominantiv trav'jano-chagarnychkovogo jarusu v lisovyh fitocenozah Desnjans'ko-Staroguts'kogo nacional'nogo pryrodnogo parku. Vitalitetna struktura [The structure of the dominant populations of herb-layer in forest phytocenosis of Desnianssko-Starogutsky National Park. Vitality structure]. Ukr. Botan. Zhurn. 63(3), 376–386 (in Ukrainian).

Niinemets, U., 1998. Growth of young trees of *Acer platanoides* and *Quercus robur* along a gap-understory continuum: Interrelationships between allometry, biomass partitioning, nitrogen, and shade tolerances. Int. J. Plant Sci. 159(2), 318–330.

Oleksyn, J., Przybył, K., 1987. Oak decline in the Soviet Union – scale and hypotheses. Eur. J. Forest Pathol. 17, 321–336.

Panchenko, S.M., 2005. Vikova ta vitalitetna struktura populjacij *Diphasiastrum complanatum* s.l. u NPP «Desnjans'ko-Staroguts'kyj» [Age and vitality structure of *Diphasiastrum complanatum* s.l. populations in the NNP "Desniansko-Starogutsky"]. Ukr. Botan. Zhurn. 62 (5), 698–706 (in Ukrainian).

Panchenko, S.M., 2007. Populjacija *Goodyera repens* (L.) R. Br u Nacional'nomu Parku «Desnjans'ko-Staroguts'kyj» [Populations of *Goodyera repens* (L.) R. Br in National Park "Desniansko-Starogutsky"]. Ukr. Botan. Zhurn. 64(4), 526–533 (in Ukrainian).

Panchenko, S.M., 2009. Cenopopuljacii' *Chelidonium majus* L. v lisah Novgorod-Sivers'kogo Polissja [Cenopopulations of *Chelidonium majus* L. in forests of the Novgorod-Seversky Polesye]. Ukr. Botan. Zhurn. 66(4), 518–528 (in Ukrainian).

Petit, R.J., Brewer, S., Borda'cs, S., Burg, K., Cheddadi, R., Coart, E., Cottrell, J., Csaikl, U.M., van Dam, B., Deans, J.D., Espinel, S., Fineschi, S., Finkeldey, R., Glaz, I., Goicoechea, P.G., Jensen, J.S., Konig, A.O., Lowe, A.J., Madsen, S.F., Matyas, G., Munro, R.C., Popescu, F., Slade, D., Tabbener, H., de Vries, S.G.M., Ziegenhagen, B., de Beaulieu, J.-L., Kremer A. 2002. Identification of refugia and post-glacial colonisation routes of European white oaks based on chloroplast DNA and fossil pollen evidence. Forest Ecol. Manag. 156(1), 49–74.

Popadyuk, R., Smirnova, O., Evstigneev, O., Yanitskaya, T., Chumatchenko, S., Zaugolnova, L., Korotkov, V., Chistyakova, A., Khanina, L., Komarov, A., 1995. Current state of broad-leaved forests in Russia, Belorussia, Ukraine: Historical development, biodiversity, structure and dynamic. PRC RAS, Pushchino.

Rysin, L.P., 1990. Dub obyknovennyj [Pedunculate oak]. Biologicheskaja flora Moskovskoj oblasti, Izd-vo MGU, Moscow. 102–131 (in Russian).

Schütz, J.-P., 2002. Polyvalentner Waldbau. Skript zur Vorlesung Waldbau IV. Professur Waldbau, ETH-Zentrum. Zürich.

Sheljag-Sosonko, J.R., 2001. Lisy Ukrai'ny: Bioriznomanitnist' ta zberezhennja [Forests of Ukraine: Biodiversity and preservation]. Ukr. Botan. Zhurn. 58(5), 519–529 (in Ukrainian).

Sheljag-Sosonko, J.R., 2003. Ekologichne ta social'ne znachennja lisiv [Environmental and social significance of forests]. Menedzhment Ohoronnyh Lisiv Ukrai'ny. Fytosocyocentr, Kyiv. 10–23 (in Ukrainian).

Skljar, V.G., 2013. Dynamika vitalitetnyh parametriv lisoutvorjuval'nyh vydiv Novgorod-Sivers'kogo Polissja: Teoretychni zasady ta sposoby ocinky [Dynamics vitality parameters forest-forming species of the Novgorod-Seversky Polesye: Theoretical principles and methods of evaluation]. Ukr. Botan. Zhurn. 70(5), 624–630 (in Ukrainian).

Skljar, V.G., 2015. Pryrodne vidnovlennja jak mehanizm zabezpechennja funkcionuvannja lisovyh fitocenoziv Livoberezhnogo Polissja Ukrai'ny (populjacijni ta ekologo-cenotychni aspekty) [Natural regrowth as a mechanism for ensuring of functioning of forest phytocenosis on Left bank Ukraine Polissya (population and eco-coenotic aspects)]. In-t Botaniky im. M.G. Holodnogo, Kyiv (in Ukrainian).

Smirnova, O.V., Chistyakova, A.A., Zaugolnova, L.B., 1999. Ontogeny of a tree. Botan. Zh. 84(12), 8–20.

Stojko, S.M., 2006. Pralisy jak ekologichni modeli dlja renaturalizacii' vtorynnyh fitocenoziv [Virgin forests as ecological

model for renaturalization secondary plant phytocenoses]. Ukr. Botan. Zhurn. 3, 358–368 (in Ukrainian).
Suhoj, I.B., 1986. Differenciacija cenopopuljacij rastenij v shirokolistvennyh lesah Srednerusskoj vozvyshennosti (Ukrainskaja SSR) [Differentiation cenopopulations of plants in deciduous forests the Central Russian Upland (Ukrainian SSR)]. Sumy (in Ukrainian).
Sytnyk, K.M., 2003. Zberezhennja ta vidtvorennja lisovyh bagatstv Ukrai'ny [The preservation and reproduction of forest resources Ukraine]. Ukr. Botan. Zhurn. 60(1), 3–5 (in Ukrainian).
Thomas, F.M., 2008. Recent advances in cause-effect research on oak decline in Europe. CAB Rev.: Perspect. Agric. Vet. Sci. Nutr. Nat. Resour. 37(3), 1–12.
Thomas, W.D., Boza, C.A., 1984. The oak decline complex. J. Arbor. 10, 170–177.
Zlobin, J.A., 1989. Principy i metody izuchenija cenoticheskih populjacij rastenij [Principles and methods for the study of plant cenopopulations]. Kazan' Univ. Press, Kazan' (in Russian).
Zlobin, J.A., 1989. Teorija i praktika ocenki vitalitetnogo sostava cenopopuljacij rastenij [Theory and practice of evaluation vitality structure cenopopulations of plants]. Botan. Zh. 74(6), 769–781 (in Russian).
Zlobin, J.A., 2009. Populjacionnaja jekologija rastenij: Sovremennoe sostojanie, tochki rosta [Population ecology of plants: Modern state, points of growth]. Universitetskaja Kniga, Sumy (in Ukrainian).

Надійшла до редколегії 10.07.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 112–115.

doi:10.15421/011516

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 595.422:630

Екологія та поширення *Euseius finlandicus* (Parasitiformes, Phytoseiidae) у садах Закарпатської області

К.В. Штимак

Ужгородський національний університет, Ужгород, Україна

Описано екологію та поширення *Euseius finlandicus* Oudemans, 1915 (Parasitiformes, Phytoseiidae) у садових фітоценозах Закарпатської області. В Україні подібні дослідження проведено для зони Лісостепу. Кліщів збирали протягом 2012–2014 рр. Досліджено 9 населених пунктів Закарпатської області. На території досліджень *Eu. finlandicus* заселяє щонайменше 26 видів рослин. Уперше визначено статус виду в акарокомплексах родини Phytoseiidae у садових фітоценозах Закарпатської області. Для виду розраховано індекси трапляння та домінування. Описано види рослин, на яких трапляється *Eu. finlandicus* у вказаних фітоценозах. Результати дозволяють вважати *Eu. finlandicus* фоновим видом у садових фітоценозах Закарпатської області. Отримані результати можуть стати теоретичною основою для розроблення схем підвищення захисної функції корисних кліщів у фітоценозах Ужгородського району.

Ключові слова: фітосеїдні кліщі; індекс трапляння; індекс домінування

Ecology and distribution of of *Euseius finlandicus* (Parasitiformes, Phytoseiidae) in garden phytocenoses of Transcarpathian region

K.V. Shtymak

Uzhgorod National University, Uzhgorod, Ukraine

The article describes the ecology and distribution of the species *Eu. finlandicus* Oudemans, 1915 (Parasitiformes, Phytoseiidae) in the garden phytocenoses of Transcarpathian region. In Ukraine, such studies were conducted for the Forest-Steppe zone. The mites were collected during the period of 2012–2014. In total, nine settlements of Transcarpathian region were studied. On the researched territory *Eu. finlandicus* inhabits at least 26 species of plants. For the first time, the status of the species *Eu. finlandicus* is determined in acarocomplexes of the family Phytoseiidae in garden phytocenoses of Transcarpathian region. The indices of occurrence and dominance for this species are calculated. Species of plants on which *Eu. finlandicus* is present in garden phytocenoses of Transcarpathian region are described. Results of the study suggest that *Eu. finlandicus* is a common species in garden phytocenoses of Transcarpathian region. The results can become the theoretical basis for development of schemes aimed at enhancing the protective function of useful mites in phytocenoses of the Uzhgorod district.

Keywords: phytoseid mites; index of occurrence; index of dominance

Ужгородський національний університет, вул. Волошина, 32, Ужгород, 88000, Україна
Uzhgorod National University, Voloshyn Str., 32, Uzhgorod, 88000, Ukraine
Tel.: +38-066-758-80-62. E-mail: k.shtymak@meta.ua

Вступ

Садові фітоценози – невід'ємна частина ландшафтів Закарпатської області. Важливий біотичний фактор, що впливає на довговічність рослин, – це комплекси кліщів, серед яких ключову роль відіграють хижі кліщі-фітосеїди (Parasitiformes, Mesostigmata, Phytoseiidae). Саме ці кліщі є природними регуляторами чисельності різних груп членистоногих. Тому різноманіття фітосеїдних кліщів визначає ступінь захищеності рослин від різноманітних шкідників. Хижі кліщі-фітосеїди можуть контролювати розвиток локальних спалахів завезених шкідників-фітофагів (Kolodochka and Omeri, 2011). Оскільки у Закарпатській області добре розвинене садівництво, дослідження комплексів хижих-кліщів фітосеїд актуальне. Мета нашого дослідження полягала у виявленні домінантного виду у комплексах кліщів-фітосеїд садових фітоценозів Закарпатської області. Аналогічні дослідження проведені для садово-паркових фітоценозів Лісостепу України (Omeri, 2013).

Низка праць присвячена вивченню видового складу кліщів-фітосеїд України, які заселяють рослини дендрологічних парків і ботанічних садів на території Центрального Лісостепу (Kolodochka, 2006; Akimov, 2007; Omeri, 2008, 2013). Найповніше дослідженнями охоплено урбоекосистеми Київської області (Kolodochka, 2007; Hrabovska, 2014). Окрема праця присвячена вивченню видового складу кліщів родини Phytoseiidae на території Східних Карпат, де виявлено 35 видів 9 родів (Kolodochka, 1993). На вказаних вище територіях домінує саме *Eu. finlandicus*.

Матеріал і методи досліджень

За характером рельєфу Закарпаття – гірська область. Гори та передгір'я займають близько 80% її території. Лише на південному заході області розташована Закарпатська низовина. Клімат території зумовлений, перш за все, географічним положенням гір, висотою їх над рівнем моря, формою рельєфу. Кліматологи відносять Закарпатську область до атлантично-континентальної кліматичної зони, якій властиві антициклональний режим погоди та клімат помірних широт. Клімат Закарпатської області характеризується достатнім зволоженням, нестійкою весною, не дуже спекотним літом, теплою осінню та м'якою зимою. Температура повітря у Закарпатській області має простий хід із мінімумом у січні та максимумом у липні. Від'ємні середньомісячні температури повітря спостерігаються протягом трьох зимових місяців (грудня, січня, лютого). У цілому за рік вологість повітря над Карпатами підвищена (близька до 80%). Максимальна вологонасиченість повітря відзначається узимку (80–89%). Улітку її значення трохи нижчі (77%). Найпосушливіше весняне повітря, але і його вологість не зменшується нижче 55%. Середня річна кількість опадів на території області варіює від 636 до 1 600 мм (Pryroda…, 1981).

Кліщів збирали протягом 2012–2014 рр. у садових фітоценозах міст Виноградів, Ужгород, Великий Березний, Чоп, Берегове, Свалява, Мукачеве, Воловець і Перечин (рис.). Для виявлення видового складу кліщів проби брали з плодових культур покинутих садів та присадибних ділянок, а також тих, які зростають уздовж доріг. Обирали культури, не оброблені пестицидами. Матеріалом слугували листки фруктових дерев, кущів і трав нижнього ярусу, а також опале листя цих рослин.

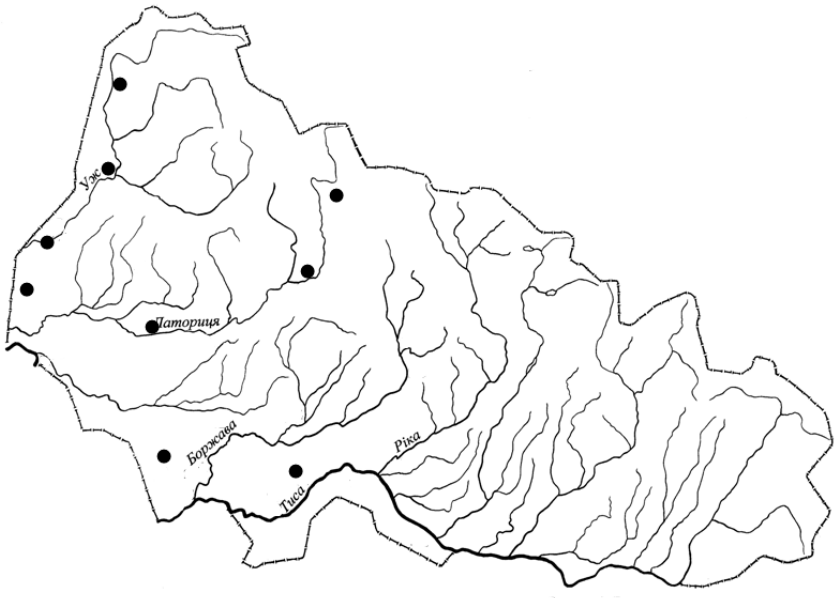


Рис. 1. Карта-схема досліджень комплексів кліщів-фітосеїд на території Закарпатської області

Кліщів відбирали стандартним методом прямого збирання з листків під бінокулярним мікроскопом або струшували їх на папір чорного кольору з подальшим перенесенням препарувальною голкою у 70% розчин спирту. Для визначення кліщів із фіксованого або живого матеріалу виготовляли мікропрепарати з використанням рідини Хоєра на предметному скельці (Kuznetsov and Petrov, 1984). Для визначення кліщів використано монографію Л.А. Колодочки (Kolodochka, 1978). Під час дослідження встановлено індекси трапляння Is (Pesenko, 1982) та домінування Палія-Ковнацки (D_i) (Shitikov et al., 2003), а також описано види рослин, з яких зібрано вид.

Відібрано 311 проб, із яких 287 містили фітосеїдних кліщів. Загалом досліджено 26 видів плодових рослин.

Результати та їх обговорення

У кожній конкретній рослинній асоціації кліщі-фітосеїди утворюють комплекси, різноманіття яких відображає історію їх формування та може варіювати залежно від віку та особливостей біоценозу (Kolodochka and Omeri, 2011). Важливий показник, який характеризує комплекс кліщів-фітосеїд на рослинах садових фітоценозів Закарпатської області, – статус кожного виду. У результаті наших досліджень виявлено, що домінує в усіх обстежених пунктах *Eu. finlandicus*. У лісостеповій зоні *Eu. finlandicus* також має статус домінантного виду (Omeri, 2013). Нами встановлено індекс трапляння *Eu. finlandicus* на рослинах садових фітоценозів Закарпатської області.

Ступінь домінування певного виду кліщів визначає його відсоткова участь у дослідженому комплексі. *Eu. finlandicus* домінує в усіх (100%) обстежених садових фітоценозах Закарпатської області (табл.).

Таблиця

Індекс трапляння (Is) та домінування (D_i) *Eu. finlandicus* на рослинах садових фітоценозів Закарпатської області

Досліджуваний показник	Населений пункт								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Is, %	51,4	41,8	68,3	37,5	29,1	49,2	54,7	37,6	59,3
D_i, %	19,5	25,4	14,7	37,2	17,1	23,8	11,3	44,6	20,8

Примітки: 1 – садові фітоценози в м. Ужгород; 2 – садові фітоценози в м. Виноградів; 3 – м. Чоп; 4 – м. Свалява; 5 – м. Мукачеве; 6 – м. Перечин; 7 – м. Великий Березний; 8 – м. Воловець; 9 – Берегове.

У садах околиць м. Виноградів вид трапляється на яблуні садовій (*Malus domestica* Borkh.), горісі грецькому (*Junglans regia* L.), шовковиці білій (*Morus alba* L.), абрикосі звичайному (*Armeniaca vulgaris* Lam.), вишні звичайній (*Cerasus vulgaris* Mill.), сливі домашній (*Prunus domestica* L.), черешні (*Cerasus avium* (L.) Moench), смородині чорній (*Ribes nigrum* L.), малині (*Rubus idaeus* L.), персику (*Persica vulgaris* Mill.), кизилі справжньому (*Cornus mas* L.), груші звичайній (*Pyrus communis* L.), смородині звичайній (*Ribes vulgare* Lam.).

У садах м. Ужгород *Eu. finlandicus* знайдено на айві довгастій (*Cydonia oblonga* Mill.), яблуні садовій, горісі грецькому, шовковиці чорній, абрикосі звичайному, груші звичайній, вишні звичайній, сливі домашній, черешні (*Cerasus avium* (L.) Moench), смородині чорній, шовковиці білій, обліписі крушиновидній (*Hippophae rhamnoides* L.). У м. Свалява вид знайдено на аличі звичайній (*Prunus divaricata* Ledeb.), яблуні садовій, калині звичайній (*Viburnum opulus* L.), суниці лісовій (*Fragaria vesca* L.), смородині чорній, груші звичайній, вишні звичайній. У м. Мукачеве *Eu. finlandicus* зібрано з яблуні садової, горіха грецького, ожини (*Rubus caesius* L.), агруса відхиленого (*Grossularia reclinata* (L.) Mill.), сливи домашньої, черешні, смородини чорної, тернослив (*Prunus insititia* L.), суниць садових (*Fragaria ananassa* Duch.), аличі, абрикоса звичайного, айви довгастої, вишні звичайної, груші звичайної, обліпихи крушиновидної. У м. Чоп *Eu. finlandicus* виявлено на аличі, яблуні звичайній, смородині чорній, смородині звичайній, винограді справжньому (*Vitis vinifera* L.), груші звичайній, горісі грецькому, черешні, суницях садових, вишні звичайній, аронії чорноплідній (*Aronia melanocarpa* (Michx.) Elliott). У м. Перечин вид трапляється на смородині чорній, горісі грецькому, яблуні садовій, малині, суницях садових, груші звичайній, сливі домашній, винограді справжньому, черешні, абрикосі звичайному, обліписі крушиновидній, ожині. У м. Великий Березний вид знайдено на черешні, яблуні садовій, вишні звичайній, сливі домашній, смородині чорній, калині звичайній, винограді справжньому. У садових фітоценозіх м. Воловець вид трапляється на вишні звичайній, калині звичайній, сливі домашній, аронії чорноплідній, смородині чорній, смородині звичайній, суницях садових, терносливі, ожині. У м. Берегове *Eu. finlandicus* знайдено на персику, винограді справжньому, яблуні садовій, сливі домашній, агрусі відхиленому, суницях садових, смородині звичайній, обліписі крушиновидній, горісі грецькому.

Висновки

Eu. finlandicus домінує у садових фітоценозах Закарпатської області. На території досліджень вид значно поширений, не виявляє приуроченості до певного виду рослин. Отримані дані дозволяють вважати *Eu. finlandicus* фоновим видом у садових фітоценозах Закарпатської області.

Бібліографічні посилання

Akimov, I.A., Kolodochka, L.A., Zhovnerchuk, O.V., Omeri, I.D., Samojlova, T.P., 2007. Vidovoj sostav i ekolohicheskie osobennosti kleschej nadsemejstva Tetranychoidea (Acariformes, Trombidiformes) i semejstva Phytoseiidae (Parasitiformes, Gamasina), obitayuschih na rosteniyah botanicheskih sadov Kieva (Ukraina) [Species composition and ecological perculiarities of mites of the superfamily Tetranychoidea (Acariformes, Trombidiformes) and family Phytoseiidae (Parasitiformes, Gamasina), inhabiting plants in botanical gardens of Kiev (Ukraine)]. Vestn. Zool. 41(6), 521–534 (in Russian).

Herenchuk, K.I. (ed.), 1981. Pryroda Zakarpatskoyi oblasti [Nature of Transcarpathian region]. Vyshcha Shkola, Lviv (in Ukrainian).

Hrabovskaya, S.L., Kolodochka, L.O., 2014. Vydova rizhnomanitnist klischiv-fitoseid (Parasitiformes, Phytoseiidae) u roslynnih nasadzhennyah mista Vasylkova [The species diversity of Phytoseiidae mites (Parasitiformes) in the plantation of Vasylkiv Town]. Naukoviy Visnik NLTU Ukrai'ny 24(4), 184–190 (in Ukrainian).

Kolodochka, L.A., 1978. Rukovodstvo poopredeleniyu rastenieobitayuschih kleschey-fitoseid [Manual definition of plant living phytoseiid mites]. Naukova Dumka, Kyev (in Russian).

Kolodochka, L.A., Omeri, I.D., 2006. Hischnie kleschi simejstva Phytoseiidae (Acari, Parasitiformes) parkovih soobschestv Centralnoy Lesostepi Ukrainy [Predatory mites of the family Phytoseiidae (Acari, Parasitiformes) in the park

plant communities of the Central Wood-and-Steppe of Ukraine]. Vestn. Zool. 40(5), 463–467 (in Russian).
Kolodochka, L.A., Omeri, I.D., 2011. Khyshnye kleshchi semejstva Phytoseiidae (Parasitiformes, Mesostigmata) dendrologicheskikh parkov i botanicheskikh sadov Lesostepi Ukrainy [Predatory mites of the family Phytoseiidae (Parasitiformes, Mesostigmata) of dendrological parks and botanic gardens of the Forest-Steppe of Ukraine]. Kyev (in Russian).
Kuznetsov, N.N., Petrov, V.M., 1984. Khishchnie kleshchi Pribaltiki (Parasitiformes: Phytoseiidae, Acariformes: Prostigmata) [Predatory mites of the Baltic States (Parasitiformes: Phytoseiidae, Acariformes: Prostigmata)]. Zinatne, Riha (in Russian).
Omeri, I.D., 2008. Klischi rodyny Phytoseiidae (Parasitiformes, Mesostigmata), yaki meshkayut na roslynah dendroparkiv ta botanichnyh sadiv lisostepu Ukrainy [Plant-inhabiting phytoseiid mites (Parasitiformes, Mesostigmata) in dendrological parks and botanical gardens of the Forest-Steppe of Ukraine]. Thesis for a degree of Candidate of biological sciences by speciality 03.00.08 – zoology. Kiev. (in Ukrainian).
Pesenko, Y.A., 1982. Principy i metody kolichestvennoho analiza i faynisticheskih issledovaniyakh [Principles and methods of quantitative analysis in faunal researches]. Nauka, Moskow (in Russian).
Shitikov, V.K., Rozenbeh, H.S., Zinchenko, T.D., 2003. Kolichestvennaya hidroekolohiya: Metody sistemnoj identifikacii [Quantitative hydrobiology: Methods of system identification]. IEVB RAN, Tolyati (in Russian).
Kolodochka, L.O., 1993. Klishci-fitoseidy (Parasitiformes, Phytoseiidae) – meshkanci roslyn Shidnykh Karpat [Phytoseiid mite (Parasitiformes, Phytoseiidae) – plant residents of the Eastern Carpathians]. Materialy Mizhnar. Konf. «Fauna Skhidnykh Karpat: Suchasnyj stan i okhorona» (Uzhhorod, 13–16.09.1993). Uzhhorod, 197–199 (in Ukrainian).
Omeri, I.D., 2013. Dominiruyuschij vid *Euseius finlandicus* Oudermans, 1915 (Parasitiformes: Phytoseiidae) akarokompleksov simejstva Phytoseiidae v sadovo-parkovikh fitocenozakh Lesostepi Ukrainy [The dominant species *Euseius finlandicus* Oudermans, 1915 (Parasitiformes: Phytoseiidae) of acaracomplexes of the family Phytoseiidae in garden's and park's phytocenoses in Forest-Steppe of Ukraine]. Izvestiya Harkovskoho Entomolohicheskoho Obschestva 21(1), 61–66 (in Russian).

Надійшла до редколегії 14.07.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 116–123.

doi:10.15421/011517

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 574.5(477.87)

Сучасний стан водних ресурсів Закарпаття

В.І. Ніколайчук[1], М.М. Вакерич[1], Ю.М. Шпонтак[2], М.К. Карпюк[2]

[1]Ужгородський національний університет, Ужгород, Україна
[2]Департамент екології та природних ресурсів Закарпатської обласної державної адміністрації, Ужгород, Україна

Закарпатська область розташована в центрі Європи, межує з чотирма Центральноєвропейськими країнами (Польщею, Словаччиною, Угорщиною та Румунією) та двома областями України (Львівською та Івано-Франківською). Закарпаття – один із найкраще забезпечених водними ресурсами регіонів України. Територія області перерізана густою мережею річок. Усього на території області протікає 9 429 річок, сумарна довжина яких становить 19 866 км. Із них ріки Тиса, Боржава, Латориця та Уж мають довжину понад 100 км кожна. Централізованими водозаборами питних підземних вод забезпечені практично 25 міст і селищ міського типу області. У сільських населених пунктах централізоване водопостачання практично відсутнє, воно здійснюється переважно за рахунок побутових колодязів чи свердловин. Прогнозні ресурси питних підземних вод в області становлять 1,109 млн м^3/добу. Використання свіжої води за 2014 рік на одного мешканця склало 23,769 м^3, що на 15% менше аналогічного показника 2009 року. Основні забруднювачі поверхневих вод – об'єкти житлово-комунальних підприємств області. За більшістю показників загальносанітарного аналізу та специфічних показників якість води відповідає санітарним правилам і нормам. Із загальної кількості водопроводів 19,0% не відповідають санітарним вимогам: через відсутність зон санітарної охорони – 14,2%, через відсутність необхідного комплексу очисних споруд – 1,9%, через відсутність знезаражувальних установок – 7,6%. Можливим шляхом запобігання виснаженню водних об'єктів є профілактичні водоохоронні заходи, спрямовані на запобігання або обмеження забруднення, засмічення та виснаження вод, а також екологічна просвітницька робота серед населення.

Ключові слова: річки Закарпаття; забруднення; виснаження; стічні води

The current state of water resources of Transcarpathia

V.I. Nikolaichuk[1], M.M. Vakerich[1], J.M. Shpontak[2], M.K. Karpu'k[2]

[1]Uzhgorod National University, Uzhgorod, Ukraine
[2]Department of Ecology and Natural Resources of Transcarpathian Government, Uzhgorod, Ukraine

Throughout their existence, humans use the water of rivers, lakes and underground sources not only for water supply but also for dumping of polluted waters and wastes into it. Significant development of urbanization, concentration of urban industrial enterprises, transport, increase in mining, expansion of drainage and irrigation reclamation, plowing of the river channels, creating a large number of landfills resulted in significant, and in some regions critical, depletion and contamination of the surface and ground waters. Because of this disastrous situation, the society is getting more and more concerned about the state of the environment. The public became increasingly interested in the state of the soil cover, air, water resources, and biotic diversity. Transcarpathian region (Zakarpattya) is situated in the heart of Europe, bordered by four Central European countries (Poland, Slovakia, Hungary and Romania) and two regions of Ukraine (Lviv and Ivano-Frankivsk regions). Transcarpathian region (Zakarpattya) is one of the richest regions of Ukraine in terms of water resources. The territory is permeated by the dense network of rivers. There are in total 9,429 rivers of 19,866 km length flowing in the region. Among them, the rivers Tysa, Borzhava, Latoryca, Uzh have the length of over 100 km each. 25 cities and urban settlements of the area are substantially provided with the centralized water intake of underground drinking water. The rural areas have virtually no centralized water supply; mainly, it is carried out due to domestic wells or water boreholes. Predicted resources of underground drinking waters in the region are equal to 1,109,300 m^3/day. The use of fresh water in 2014 per capita amounted to 23,769 m^3, 15% less than in 2009. The main pollutants of surface

Ужгородський національний університет, вул. Волошина, 32, Ужгород, 88000, Україна
Uzhgorod National University, Voloshyn Str., 32, Uzhgorod, 88000, Ukraine

Департамент екології та природних ресурсів Закарпатської обласної державної адміністрації, вул. Швабська, 14, Ужгород, 88018
Department of Ecology and Natural Resources of Transcarpathian Government, Shvabska Str., 14, Uzhgorod, 88018, Ukraine
Tel.: +38-050-955-44-87. E-mail: vakerich@yandex.ru, central@ecozakarpat.gov.ua

water bodies are the facilities of utility companies in the region. Analysis of studies of surface water quality in Transcarpathian region in 2014 shows that water quality meets the sanitary rules and regulations by the most of indicators of general health and specific indices. 19.0% of total water supply systems fail to meet the sanitary norms and regulations, in particular: 14.2% for the lack of sanitary protection zones; 1.9% because of unavailability of the necessary integrated treatment facilities, and 7.6% by the reason of absence of disinfecting plants. Possible ways of avoiding the depletion of water bodies are preventive water protection measures aimed at preventing or limiting pollution, water contamination and depletion; besides, it is necessary to educate people explaning them the current state and possible consequences of thoughtless water consumption.

Keywords: Transcarpathian rivers; pollution; depletion; waste water

Вступ

Упродовж свого існування людство використовує воду річок, озер і підземних джерел не тільки для водопостачання, а і для скидання в них забруднених вод і відходів виробництва. До початку XX ст. це не викликало особливої стурбованості. Сонячна радіація, кисень, фізико-хімічні процеси, живі організми забезпечували самоочищення водних об'єктів. Ще 50–70 років тому забруднені води міських поселень нерідко скидалися без очищення в річки. Через 15–20 км вони самоочищалися до такого рівня, що їх знову забирали на водопостачання інших міст. Значний розвиток урбанізації, концентрація у містах промислових підприємств, транспорту, збільшення обсягів видобутку корисних копалин, розширення масштабів осушувальних і зрошувальних територій, розорювання земель до річкових русел, створення великої кількості сміттєзвалищ зумовили значне, а в окремих регіонах критичне виснаження та забруднення поверхневих і підземних вод (Klimas, 1995; Yakovlev et al., 2002; Klepov, 2007; Prikhod'ko, 2007; Chaithanya et al., 2013; Di Nardo et al., 2013; Walcher and Bormann, 2015). Забрудненими виявилися не лише малі річки та озера, а й великі річкові системи, підземні водоносні горизонти. В освоєних регіонах світу не залишилося великих річкових і озерних систем із близьким до натурального гідрологічним режимом і хімічним складом вод (Bobyliov et al., 2014). Через знесення річками, аварії на водному транспорті та бурових платформах, поховання відходів у водній товщі та дні нині значно забруднені води окремих морів і всього Світового океану (Nikolajchuk, 1998, 2004, 2007; Nikolajchuk et al., 1999, 2001; Nikolajchuk and Grabovskyi, 2000; Kovalchuk et al., 2001; Nikolajchuk and Potish, 2001).

Наслідком необдуманого впливу стало погіршення стану природних екосистем, що піддаються навантаженню, а відтак, людина як частина цих екосистем теж зазнає негативного впливу від власної діяльності (Napier and Tucker, 2001; Korfali and Jurdi, 2009; Litskas et al., 2010).

Прикладом забруднення, що мав місце протягом останнього часу на території Закарпаття, є прорив дамб відстійника гірничодобувного підприємства у Бая-Борша (Румунія), внаслідок чого води, забруднені важкими металами, потрапили з річки Вішеу у Тису. За даними держуправління екобезпеки Закарпатської області, після другого прориву забрудненість перевищила допустимі норми по Cu у 200 разів, по Zn – 10, Pb – 14, Mg – 60, Fe – 620 разів. Важкі метали не лише забруднили воду, а й осіли у ґрунтах, на яких місцеве населення вирощує сільськогосподарську продукцію. Використання таких забруднених важкими металами ґрунтів для вирощування сільськогосподарської продукції неприпустиме.

У зв'язку з таким катастрофічним станом останніми роками суспільство все більше турбується про стан довкілля. Соціум нарешті зрозумів, що довкілля є не абстрактним поняттям, це – місце існування людини, середовище, в якому вона виховує своїх дітей. Громадськість почала активно цікавитися станом ґрунтового покриву, атмосферного повітря, водних ресурсів, біологічного різноманіття.

Фізико-географічна характеристика Закарпатської області

Закарпатська область розташована в центрі Європи, межує з чотирма Центральноєвропейськими країнами (Польщею, Словаччиною, Угорщиною та Румунією) та двома областями України (Львівською та Івано-Франківською), займає площу 12,8 тис. км^2 (рис. 1). Геодезичний знак географічного центру Європи розташований поблизу с. Ділове Рахівського району. Близько 2/3 території Закарпаття – гірська місцевість. Область розташована на південно-західних схилах Українських Карпат і на прилеглій до них Закарпатській низовині, яка є частиною Середньо-Дунайської низовини. Гірська частина області включає три групи асиметричних хребтів із розлогими південно-західними схилами, прорізаними численними долинами гірських річок. У центрі – ланцюг Полонинських гір із плоскими вершинами – полонинами, вкритими гірськими луками, які використовуються як пасовища (це полонини: Рівна, Красна, Боржава, Свидовець тощо). Найвища гора Українських Карпат – Говерла (2 061 м над рівнем моря) (Stojko, 2000, 2008).

Територія області є водозбором р.Тиса, яка є притокою р. Дунай. Усі річки та потічки, які формуються по долинах і ущелинах гір, а їх на Закарпатті понад 9 тисяч, належать до басейну р. Тиса, є її притоками. Найбільші з них – це річки Тересва, Теребля, Ріка, Боржава, Латориця та Уж. Дві останні впадають у р. Бодрог на території Словаччини, яка в подальшому впадає у р. Тиса. Водний режим річок дуже мінливий. Він залежить від погодно-кліматичних умов і тісно пов'язаний зі станом лісів Українських Карпат (Zastavecka and Zastaveckyi, 1996; Felbaba-Klushyna, 2009; Felbaba-Klushyna and Nikolajchuk, 2010).

Закарпаття багате на різноманітні корисні копалини, що мають промислове значення: кольорові, рідкісні та дорогоцінні метали (золото, срібло, ртуть, германій, цинк тощо), неметали (барит, цеоліт, бентоніт, доломіт, алуніт), сіль, вугілля, газ, будівельні матеріали (мармур, базальт, андезит, керамзит, перліт тощо), мінеральні та термальні води. Формування більшості родовищ корисних копалин пов'язане з останнім етапом розвитку Карпат. Однак формування кристалічних сланців, мармурів, кварцитів тощо, які розміщені на великих глибинах і

тільки в Мармароському кристалічному масиві виходять на поверхню (Рахівський район), відбулося на самому початку утворення гір (230–240 млн років тому) (Gerenchuk, 1981).

Рис. 1. Карта-схема Закарпатської області

Клімат Закарпаття помірно континентальний із достатнім і надлишковим зволоженням, нестійкою весною, не дуже спекотним літом, теплою осінню та м'якою зимою. Середньорічна швидкість вітру у різних місцях становить 1,2–2,4 м/с, тоді як максимальна швидкість, зареєстрована в районі міст Хуст і Міжгір'я, становить 40 м/с. Середньомісячна багаторічна температура січня у горах становить –7,8 °С, тоді як у низині (м. Ужгород) тільки –3,1 °С, а влітку – +11…+14 °С у високогір'ї та +20…+21 °С на низині. Зі зростанням висоти місцеположення території збільшується також кількість опадів. Середньорічні опади в низинній зоні становлять 600–800 мм, а в горах – 1 000–1 500 мм (Vasylevskyi, 1973; Pop, 2002).

Водно-ресурсний потенціал Закарпатської області

Закарпатська область – один із найкраще забезпечених водними ресурсами регіонів України. Водні ресурси тут формуються за рахунок поверхневого стоку річок басейну ріки Тиса: місцевого річкового стоку, що утворюється в межах області, транзитного річкового стоку, що утворюється на території Румунської, Угорської та Словацької Республік, а також експлуатаційних запасів підземних вод (Mishhenko, 2009). Річки Закарпаття в географічному плані розміщені та належать до басейну однієї з найбільших приток Дунаю – Тиси, яка є основною водною артерією області. Всі річки беруть свій початок у високогірній частині Карпат (Semal, 2014).

Територія області перерізана густою мережею рік. Середня густина річкової сітки – 1,7 км/км^2. Усього на території області протікає 9 429 річок, сумарна довжина яких становить 19 866 км. Загальна довжина 155 річок, кожна з яких довша 10 км, становить 3,43 тис. км. Із них ріки Тиса, Боржава, Латориця та Уж мають довжину понад 100 км кожна. Кількість малих річок (довжиною до 10 км) становить 9 277, що відповідає 79% усіх водотоків. Їх загальна довжина 16 248 км.

Загальна протяжність ріки Тиса – 967 км, із них у межах України – 262 км. На території області вона приймає праві притоки: річки Косовська (41 км), Тересва (56 км), Теребля (91 км), Ріка (92 км), Боржава (106 км). Довжина р. Латориця 191 км (у межах області – 144 км), річки Уж – 133 км (у межах області – 107 км).

В області нараховується 9 водосховищ і 59 ставків. Загальний об'єм усіх штучних водосховищ 60,5 млн м^3, площа водного дзеркала становить 1,56 тис. га. Найбільшим є Синевирське озеро площею близько 7 га, середньою глибиною 15–16 м. Воно розташоване на висоті 989 м над рівнем моря.

Прогнозні ресурси питних підземних вод в області, за даними Закарпатської геологорозвідувальної експедиції, становлять 1,109 млн м^3/добу. У цілому цих ресурсів достатньо для задоволення потреб населення у питній воді, але вони поширені дуже нерівномірно. Інформація про прогнозні ресурси підземних вод, за даними Закарпатського геолого-гідрогеологічного центру Львівської геологорозвідувальної експедиції ДП «Західукргеологія» НАК «Надра України», наведена у таблиці 1.

У рівнинній частині області ресурси підземних вод значно перевищують обсяги їх можливого використання. У гірській частині Закарпаття, особливо на територіях із водонепроникними флішовими породами, ресурси питних підземних вод незначні, до 50–100 м^3/добу. У зв'язку з цим перспективними для

централізованого забезпечення населення якісною водою є гірські потічки на залісених ділянках за межами населених пунктів.

Таблиця 1

Прогнозні ресурси підземних вод Закарпатської області

Адміністративно-територіальний та басейновий розріз	Прогнозні ресурси, млн м^3/добу	Кількість свердловин, шт.
Берегівський район	0,478	47
Великоберезнянський район	0,003	16
Виноградівський район	0,271	26
Воловецький район	–	–
Іршавський район	0,012	32
Міжгірський район	–	5
Мукачівський район	0,085	190
Перечинський район	0,006	18
Рахівський район	0,011	20
Свалявський район	–	13
Тячівський район	0,059	26
Ужгородський район	0,154	139
Хустський район	0,027	48
у тому числі: для м. Ужгород	–	44
для м. Берегове	–	24
для м. Мукачеве	–	130
для м. Хуст	–	34
для м. Чоп	–	16
Разом	1,109	580

Примітка: «–» – аналіз не проводився.

Централізованими водозаборами питних підземних вод забезпечені 25 міст і селищ міського типу області. У сільських населених пунктах централізоване водопостачання практично відсутнє. Їх водозабезпечення здійснюється переважно за рахунок побутових колодязів. При локальному водозабезпеченні окремих адміністративних, соціальних, промислових, сільськогосподарських та інших об'єктів використовуються поодинокі свердловини. Усього в області в різні роки, за офіційною інформацією, пробурено близько 1 300 експлуатаційних (на питну воду) свердловин. Середній багаторічний стік, який формується в межах області, становить близько 7 040 млн м^3/рік. Разом із транзитним, що надходить із суміжних територій, поверхневий стік річок області становить 13 440 млн м^3/рік (Semal, 2015).

Основні показники водокористування та водовідведення у Закарпатській області

У 2014 році основні водокористувачі області (451 суб'єкт) забрали із природних водних об'єктів 38,24 млн м^3 води (що на 15% менше, ніж у 2009 р.) та скинули 32,67 млн м^3 зворотних вод (на 30% менше, ніж у 2009 р.). За останні роки спостерігається також тенденція до зменшення обсягів використання свіжої води. У 2014 р. показник використання свіжої води по всіх галузях становив 29,94 млн м^3, що на 15% менше, ніж у 2009 році (35,05 млн м^3) та у 4,7 раза менше 1990 року (143,5 млн м^3) (рис. 2). Найбільше використано води на побутово-питні потреби – 13,94 млн м^3. На сільськогосподарські потреби використано 1,55 млн м^3 (що майже утричі менше, ніж у 2009 р.), на виробничі потреби – 4,04 млн м^3 (що на 23% менше показника 2009 р.).

Використання свіжої води за 2014 рік на одного мешканця склало 23,77 м^3, що на 15% менше аналогічного показника 2009 року (28,16 м^3). Значними і неприпустимими, за умови сучасного водного дефіциту, є втрати води під час транспортування, що у 2014 році становили 8,22 млн м^3, а це складає понад 27% загальної кількості використаної свіжої води. Великий обсяг втрат води зумовлений застарілими мережами водопостачання, які потребують невідкладного ремонту та переоснащення.

Показники водовідведення порівняно з попередніми роками також зменшилися. Загальна сума скинутих зворотних вод у 2014 році становила 32,67 млн м^3, що майже на 30% менше показника 2009 року (46,24 млн м^3) і на понад 45% менше, ніж у 2000 році (58,82 млн м^3). Із загальної кількості скидів 2014 року 95% (31,04 млн м^3) скинуто у поверхневі водні об'єкти, з яких 89% (27,65 млн м^3) були очищені на спорудах біологічного чи механічного очищення. У звітній доповіді Департаменту екології та природних ресурсів Закарпатської ОДА «Про стан навколишнього природного середовища Закарпатської області» (2013) наведено інформацію про те, що найпотужніші споживачі води – це підприємства житлово-комунального господарства області (65% загального використання води по області) та сільського господарства (30% використання води). У галузі сільського господарства області водні ресурси використовуються у двох основних напрямках: сільськогосподарське водопостачання та рибне господарство.

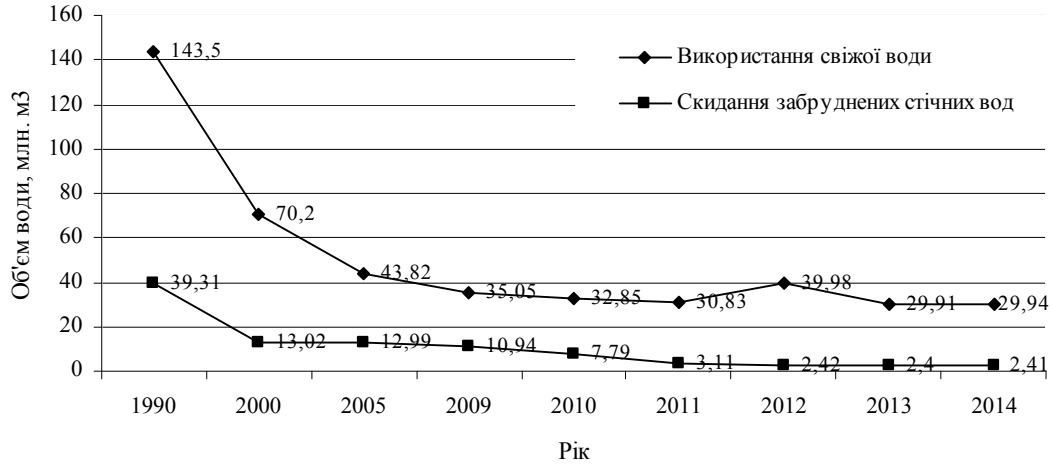


Рис. 2. Динаміка водокористування та водовідведення у Закарпатській області

Найбільші забруднювачі поверхневих вод – об'єкти житлово-комунальних підприємств області (рис. 3), які у 2013 році скинули 2,36 млн м^3 забруднених стічних вод (98,7% скиду забруднених стоків області). У 2014 році даний показник збільшився на майже 9% і становив 2,69 млн м^3 (Semal, 2015).

Беручи до уваги динаміку показників скинутих забруднювальних речовин зі зворотними водами, згідно з даними статистичної звітності у 2014 році даний показник становив 17,656 тис. тонн, що майже на 2% та 4% менше відповідних показників 2013 та 2012 рр.

На виконання обласної програми «Питна вода Закарпаття на 2012–2020 роки» (затверджена 08.06.2012 р. № 473) аналіз стану поверхневих вод області виконано на основі гідрохімічних та гідрофізичних показників, наданих Державною екологічною інспекцією у Закарпатській області та Басейновим управлінням водних ресурсів р. Тиса, а також за санітарно-хімічними показниками якості відкритих водойм I та II категорії (у місцях проживання та відпочинку населення), наданих обласною санітарно-епідеміологічною станцією. Спостереження за гідрофізичними та гідрохімічними показниками якості поверхневих вод регіону велися Держекоінспекцією у Закарпатській області на 11 створах моніторингу (табл. 2).

Оцінка якості вод за гідрохімічними показниками

Аналіз досліджень якості поверхневих вод Закарпатської області за 2014 рік показав, що за більшістю показників загальносанітарного аналізу та специфічних показників якість води відповідає санітарним правилам і нормам Сан-ПіН 4630-88: запах, кольоровість, розчинений кисень, водневий показник (pH), азот амонійний, нітрити, нітрати, фосфати, загальний фосфор, хімічне споживання кисню, сухий залишок, сульфати, хлориди, нафтопродукти, феноли, АПАР, хром, мідь, цинк, нікель, кадмій, свинець.

Таблиця 2

Середньорічні концентрації речовин у міжнародних контрольних створах водних об'єктів регіону за 2014 рік (за даними Державної екологічної інспекції у Закарпатській області)

Розташування створу	Сухий залишок, мг/дм^3	Жорсткість, мг-екв/дм^3	Хлорид-іони, мг/дм^3	Сульфати, мг/дм^3	Температура, °С	Завислі речовини, мг/дм^3	Водневий показник, од.pH	Кисень розчинений, мг/дм^3	Біохімічне споживання кисню (БСК), мг O_2/дм^3	Окиснюваність перманганатна, мг O_2/дм^3	Хімічне споживання кисню (ХСК), мг O/дм^3	Амоній-іони, мг/дм^3	Нітрит-іони, мг/дм^3	Нітрат-іони, мг/дм^3	Фосфати, мг/дм^3	Залізо, мг/дм^3	Мідь, мг/дм^3	Марганець, мг/дм^3	Цинк, мг/дм^3
р. Тиса, с. Ділове, вище впадіння р. Вішеу	146,7	2,30	9,02	15,38	11,80	10,00	7,73	10,60	2,12	2,70	7,68	0,10	0,02	1,61	0,03	0,18	0,002	0,018	0,013
р. Тиса, с. Луг, нижче впадіння р. Вішеу	152,3	2,25	10,48	16,71	11,89	11,17	7,57	10,51	2,24	3,03	8,17	0,12	0,02	1,74	0,04	0,20	0,002	0,026	0,015
р. Тиса, м. Тячів, кордон Україна – Румунія	181,9	2,45	16,21	23,41	13,15	14,17	7,82	10,50	2,58	3,57	9,78	0,16	0,03	2,23	0,06	0,20	0,003	0,021	0,021
р. Тиса, смт. Солотвине	178,3	2,25	17,45	21,34	12,38	12,08	7,79	10,45	2,34	3,22	8,09	0,11	0,02	1,96	0,04	0,20	0,002	0,018	0,015
р. Тиса, смт. Вілок, 1 км нижче селища, на кордоні з Угорщиною	156,2	2,20	12,28	16,34	12,66	12,58	7,85	10,52	2,15	3,07	7,45	0,09	0,02	2,26	0,04	0,15	0,012	0,017	0,013
р. Тиса, м. Чоп, 2 км нижче міста на кордоні з Угорщиною	233,2	2,30	19,61	24,65	14,61	16,50	7,92	10,67	2,56	4,56	10,51	0,15	0,03	2,58	0,05	0,21	0,016	0,035	0,023
р. Боржава, с. Бене	177,5	2,30	16,30	21,63	13,08	17,75	7,81	9,79	2,66	4,05	9,08	0,17	0,04	2,55	0,07	0,27	0,011	0,025	0,016
р. Уж, с. Сторожниця, 1 км нижче села, кордон Україна – Словаччина	189,8	–	12,21	17,61	13,43	13,83	7,97	10,25	2,37	3,87	10,65	0,20	0,04	2,77	0,05	0,19	0,010	0,020	0,018
р. Улічка, смт. В. Березний, кордон Україна – Словаччина, гирло річки	166,3	–	10,15	13,13	14,03	9,75	8,12	11,03	2,28	3,45	9,70	0,14	0,02	1,73	0,04	0,15	0,005	0,013	0,011
р. Убля, смт. М. Березний, кордон Україна – Словаччина, гирло річки	236,7	–	14,67	15,27	12,73	12,67	7,98	11,00	2,45	4,60	10,23	0,25	0,03	2,52	0,04	0,22	0,002	0,014	0,008
р. Латориця, с. Страж, на кордоні Україна – Словаччина	189,1	–	12,38	17,30	13,60	16,25	7,75	9,86	2,53	4,41	10,34	0,21	0,05	2,84	0,08	0,21	0,011	0,028	0,018

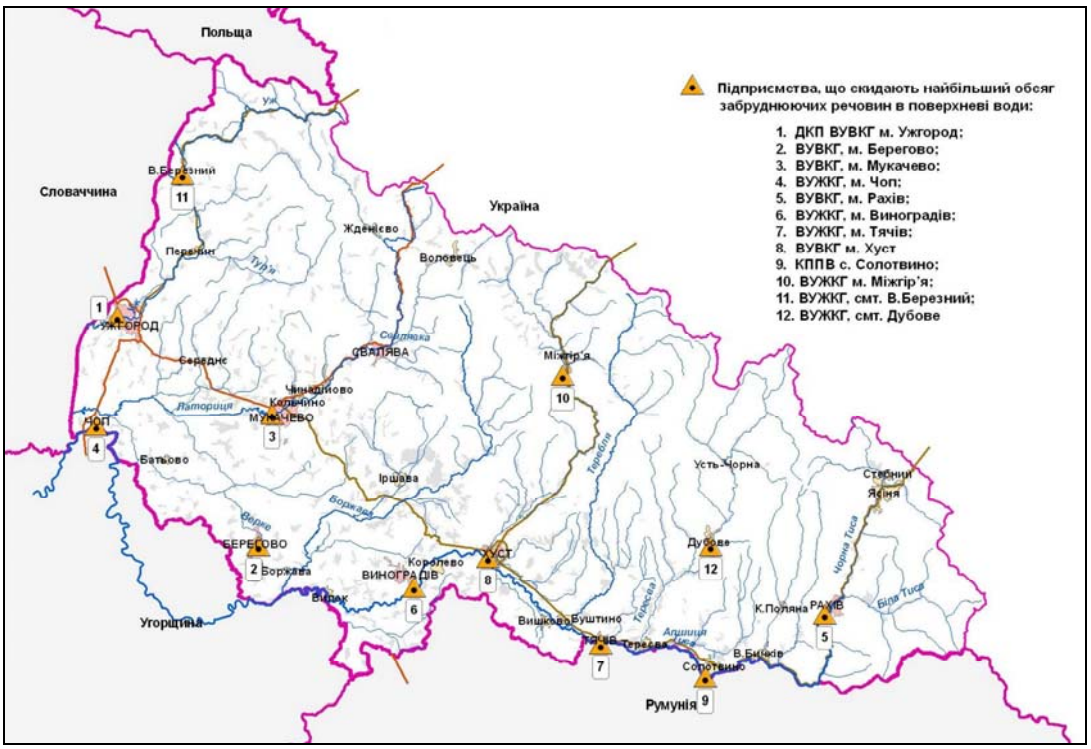


Рис. 3. Основні забруднювачі водних об'єктів у Закарпатській області

У деяких пунктах спостереження у 2014 р. порівняно з попередніми роками спостерігалось незначне поліпшення якості води за біохімічним споживанням кисню (БСКп). Гранично допустима концентрація (ГДК) для БСКп складає 3,0 мг O_2/дм^3. Специфічні показники не перевищували фонових значень. Вміст важких металів не перевищував ГДК. Аварійні ситуації не зафіксовані. Тенденцій щодо погіршення якості води не спостерігається. Для каналів меліоративних систем області характерний високий вміст заліза та марганцю.

Гамма-спектрометричні вимірювання поверхневих вод на вміст радіоцезію-137 в Закарпатській області здійснює Басейнове управління водних ресурсів річки Тиса на п'яти створах спостереження. За результатами радіометричних вимірювань проб води, питома активність радіоцезію-137 у створах спостережень річок області значно нижча за допустимі рівні (Semal, 2015).

Якість питної води та її вплив на здоров'я населення

Нагляд за дотриманням санітарного законодавства на об'єктах, що здійснюють забезпечення населення, громадських і промислових об'єктів питною водою, здійснює Держсанепідслужба Закарпатської області. Середній рівень забезпечення населення області водопровідною водою становить 32,2%. Без міст Ужгород (98,4%) та Мукачеве (86,4%) цей показник становить 20,7%. У тому числі забезпечення населення райцентрів та міст обласного підпорядкування становить 58,3%, а сільського населення – 14,5%.

Під наглядом Держсанепідслужби Закарпатської області перебувають 105 джерел централізованого водопостачання (22 комунальні, 39 відомчих, 44 сільські водопроводи) та 4 971 джерело децентралізованого водопостачання (3 710 колодязів, 634 каптажі, 627 артезіанських свердловин). Із загальної кількості водопроводів 19,0% не відповідають санітарним нормам і правилам через відсутність зон санітарної охорони (14,2%), необхідного комплексу очисних споруд (1,9%) або знезаражувальних установок (7,6%). Якість питної водопровідної води значною мірою зумовлена характерною в цілому для області ситуацією. Основні проблеми, що стосуються водопостачання населення Закарпатської області:

– зношеність існуючих мереж і обладнання системи водопроводів (м. Ужгород, м. Чоп Ужгородського району, м. Перечин Перечинського району, м. Берегове Берегівського району);

– недостатнє фінансування потреб водопровідно-каналізаційного господарства;

– періодичні відключення електроенергії від водозаборів, що спричиняє додаткові прориви аварійних трубопроводів унаслідок перепадів тиску в мережі;

– недостатня потужність частини існуючих централізованих водопроводів;

– у сільській місцевості не ведеться будівництво нових водопроводів, практично не проводиться робота з очищення громадських колодязів, вигрібних ям і поглинальних колодязів. Велику стурбованість викликає проведення подальшої забудови населених пунктів без вирішення питання водопостачання та каналізування житлових будинків (Semal, 2015).

Заходи, необхідні для поліпшення стану водопостачання населення

Для реалізації програми «Питна вода Закарпаття» на 2012–2020 роки та виконання невідкладних екологічних заходів необхідні:

– належне державне фінансування в повному обсязі та розширене інвестування;

– впровадження пріоритетності питного водопостачання перед іншими видами спеціального водокористування;

– впровадження принципів поліпшення екологічного стану водних об'єктів на основі басейнового принципу, на засадах якого повинні бути розроблені та впроваджені водоохоронні програми для окремих населених пунктів;

– посилення державного нагляду та контролю за дотриманням водоохоронного режиму у зонах водозабору та режиму господарювання у прибережних захисних смугах і водоохоронних зонах та винесення їх у натуру;

– ліквідація диспропорції між потужностями водозабірних споруд і каналізаційних очисних споруд;

– будівництво нових і реконструкція існуючих каналізаційно-очисних споруд та мереж водопровідно-каналізаційного господарства.

Вирішення проблеми очищення стічних вод і припинення забруднення водних об'єктів можливе за умови достатньої фінансової підтримки існуючих природоохоронних програм на національному, регіональному та місцевому рівнях. Необхідно забезпечити збільшення фінансування природоохоронних заходів із Державного бюджету.

Висновки

Закарпатська область – одна з найкраще забезпечених водними ресурсами областей України. Аналізуючи рівень водокористування протягом тривалого часу відмічаємо, що він знижується, як і рівень водовідведення. У той же час проблемою залишається екологічний стан у водоохоронних зонах і прибережних смугах на потоках і річках області. Відсутність конкретних землекористувачів, розформування та розпаювання колективних сільгосппідприємств, віднесення та включення цих земель до адміністративних територій сільських і селищних рад без механізму дієвого контролю – одні з основних причин такого стану водних об'єктів. Можливим шляхом поліпшення ситуації, що склалася, стануть профілактичні водоохоронні заходи, спрямовані на запобігання або обмеження забруднення, засмічення та виснаження вод, а також просвітницька робота серед населення з роз'ясненням сучасного стану та можливих наслідків бездумної споживацької діяльності.

Бібліографічні посилання

Bobyliov, Y.P., Brygadyrenko, V.V., Bulakhov, V.L., Gaichenko, V.A., Gasso, V.Y., Didukh, Y.P., Ivashov, A.V., Kucheriavyi, V.P., Maliovanyi, M.S., Mytsyk, L.P., Pakhomov, O.Y., Tsaryk, I.V., Shabanov, D.A., 2014. Ekologija [Ecology]. Folio, Kharkiv (in Ukrainian).

Chaithanya Sudha, M., Ravichandran, S., Sakthivadivel, R., 2013. Water bodies protection index for assessing the sustainability status of lakes under the influence of urbanization: A case study of south Chennai, India. Environ. Dev. Sustain. 15, 1157–1171.

Di Nardo, A., Di Natale, M., Guida, M., 2013. Water network protection from international contamination by sectorization. Water Resour. Manag. 27, 1837–1850.

Felbaba-Klushyna, L.M., 2009. Oxorona pryrody ekosystemy verxivya basejnu r. Tysy (Zakarpattya) [Nature protection of ecosystems upper basin Tisa (Transcarpathia)] Visn. Uzhgorod. Univ. Ser. Biol. 26, 248–261 (in Ukrainian).

Felbaba-Klushyna, L.M., Nikolajchuk, V.I., 2010. Basejnovyj pidxid do oxorony pryrody Zakarpattya [The basin approach to the nature protection of Transcarpathia]. Material mizhnarodnoyi naukovo-praktychnoyi konferenciyi «Stalyj rozvytok Karpat ta inshykh girskykh regioniv Europy», Uzhgorod. 112–114 (in Ukrainian).

Gerenchuk, K.I., 1981. Pryroda Zakarpatskoyi oblasti [Nature of Transcarpathian region]. Vyshha Shkola, Lviv (in Ukrainian).

Klepov, V.I., 2007. Regulation of environmental-protection water releases in the upper Volga basin as a method of increasing the reliability of water supply in the Moscow Region. Water Resources 34(5), 593–597.

Klimas, A.A., 1995. Impacts of urbanization and protection of water resources in the Vilnius District, Lithuania. Hydrogeol. J. 3(1), 24–35.

Korfali, S.I., Jurdi, M., 2009. Provision of safe domestic water for the promotion and protection of public helth: A case study of the sity of Beirut, Lebanon. Environ. Geochem. Hlth. 31, 283–295.

Kovalchuk, A.A., Nikolajchuk, V.I., Krochko, Y.I., Bojko, M.M., 2001. Prychyny katastrofichnyx pavodkiv u Zakarpatti ta perspektyvy yixnogo unyknennya u majbutnomu [The causes of the disastrous floods in Transcarpathia and their prospects of avoiding in future]. Visn. Uzhgorod. Univ. Ser. Biol. 9, 5–20 (in Ukrainian).

Litskas, V.D., Aschonitis, V.G., Antonopoulos, V.Z., 2010. Water quality in irrigation and drainage networks of Thessaloniki plain in Greece related to land use, water management, and agroecosystem protection. Environ. Monit. Assess. 163, 347–359.

Mishchenko, L.V., 2009. Geoekologichnyi stan komponentiv dovkillya v basejni r. Tysy (Zakarpattya) [Geoecological condition of environmental components in the Tisa basin (Transcarpathia)]. Ekologichna Bezpeka 6, 58–63 (in Ukrainian).

Napier, T.L., Tucker, M., 2001. Use of soil and water protection practices among farmers in the Midwest Watersheds. J. Environ. Manage. 27(2), 269–279.

Nikolajchuk, V.I., 1998. Oxorona dovkillya – najvazhlyvishe zavdannya sogodennya [Environmental protection is the most important task today]. Visn. Uzhgorod. Univ. Ser. Biol. 5, 104–105 (in Ukrainian).

Nikolajchuk, V.I., 2004. Ekologichnyj stan Zakarpattya. Problemy i perspektyvy [Ecological state of Transcarpathia. Problems and prospects]. Medium, Uzhgorod (in Ukrainian).

Nikolajchuk, V.I., 2007. Ekologichni problemy Karpat ta shlyakhy imovirnogo jikh podolannya [Environmental issues of Carpathians and ways to overcome them]. Visn. Uzhgorod. Univ. Ser. Biol. 21, 6–13 (in Ukrainian).

Nikolajchuk, V.I., Grabovskyi, O.V., 2000. Ekologichni problemy Zakarpattya u zvyazku z zabrudnennyam biogeocenoziv vazhkymy metalamy [Environmental problems Transcarpathia due to heavy metals pollution biogeocenosis]. Tezy mizhnarodnoyi konf. «Problemy suchasnoyi ekologiyi». Zaporizhzhya. 30 (in Ukrainian).

Nikolajchuk, V.I., Koval'chuk, A.A., Krochko, Y.I., 2001. Zaklyuchennya naukovoyi komisiyi po vyvchennyu prychyn pavodkiv 4-8 bereznya 2001 roku v Zakarpatskij oblasti ta perspektyvnyx zaxodiv po unyknennyu takyx katastrofichnyx yavyshh u maybutnomu [Conclusion Scientific Commission to study the causes of March 4-8, 2001 in the Transcarpathian region and future measures to avoid such catastrophic events in the future]. Lira, Uzhgorod (in Ukrainian).

Nikolajchuk, V.I., Krochko, Y.I., Krochko, V.Y., 1999. Ekologichni aspekty katastrofichnyx styxijnyx yavyshh v Karpatakh ta shlyakhy yikh poperedzhennya i usunennya [Envi-

ronmental aspects of catastrophic spontaneous phenomena in the Carpathians and ways of their prevention and treatment]. Materials of mizhnar. konf. «Ekologichni ta socialno-ekonomichni aspekty katastrofichnyx styxijnyx yavyshh u Karpatskomu regioni (poveni, seli, zsuvy)». Raxiv. 249–252 (in Ukrainian).

Nikolajchuk, V.I., Potish, L.A., 2001. Ekologichni osnovy bezperervnogo rozvytku Zakarpattya [Ecological bases of continuous development Transcarpathia]. Materialy regional'noyi nauk.-prakt. konf. «Strategiya stalogo rozvytku Zakarpattya: Ekologo-ekonomichni ta socialni modeli», Uzhgorod. 64–68 (in Ukrainian).

Pop, S.S., 2002. Pryrodni resursy Zakarpattya [Natural resources of Transcarpathia]. Spektral, Uzhgorod (in Ukrainian).

Prikhod'ko, V.E., 2007. Protection of soil and water resources in the United States and Russia. Eurasian Soil Sci. 40(9), 1021–1023.

Semal, V.J., 2014. Dopovid pro stan navkolyshnogo pryrodnogo seredovyshha Zakarpatskoyi oblasti za 2013 rik [Report on Environmental Transcarpathian region by 2013]. Departament ekologiyi ta pryrodnyh resursiv Zakarpatskoyi oblderzhadministraciyi, Uzhgorod. Retrieved from URL www.ecozakarpat.gov.ua/wp-content/uploads/2012/02/Закарпатська-регдоповідь- 2014.pdf (in Ukrainian).

Semal, V.J., 2015. Ekologichnyj pasport Zakarpatskoyi oblasti [Environmental passport Transcarpathian region]. Departament ekologiyi ta pryrodnyx resursiv Zakarpatskoyi oblderzhadministraciyi, Uzhgorod. Retrieved from URL http://ecozakarpat.gov.ua/?page_id=308# (in Ukrainian).

Shpontak, J.M., 2014. Monitoryng dovkillya v Zakarpatskij oblasti. Informacijno-analitychnyj zvit za 2013 rik [Environmental Monitoring in Zakarpattia region. Information-Analytical Report for 2013]. Departament ekologiyi ta pryrodnyx resursiv Zakarpatskoyi oblderzhadministraciyi, Uzhgorod. Retrieved from URL www.ecozakarpat.gov.ua/?page_id=1687 (in Ukrainian).

Stojko, S.M., 2000. Prychyny katastrofichnyx pavodkiv u Zakarpatti ta systema ekologichnyx profilaktychnyx zaxodiv yix poperedzhennya [The causes of the disastrous floods in Transcarpathia and ecological system of preventive measures to prevent them] Ukr. Botan. Zhurn. 57(1), 11–21 (in Ukrainian).

Stojko, S.M., 2008. Zberezhennya biologichnogo riznomanittya ta ekologichnogo balansu i pidtrymannya stalogo rozvytku v Karpatakh [Preservation of biological diversity and maintenance of ecological balance and sustainable development in the Carpathians]. Visn. Uzhgorod. Univ. Ser. Biol. 24, 5–10 (in Ukrainian).

Vasylevskyi, G.A., 1973. Vodni bagatstva Karpat [The water wealth of the Carpathians]. Karpaty, Uzhgorod (in Ukrainian).

Walcher, M., Bormann, H., 2015. On the transferability of the concept of drinking water protection zones from EU to Latin American countries. Water Resour. Manag. 29, 1803–1822.

Yakovlev, S.V., Nechaev, A.P., Myasnikova, E.V., Maksimov, A.V., 2002. Integrated water protection strategy based on evaluating the sources of pollution of water bodies. Theoretical Foundations of Chemical Engineering 36(1), 86–92.

Zastavecka, O.V., Zastaveckyi, B.I., 1996. Geografiya Zakarpatskoyi oblasti [Geography of Transcarpathian region]. Pidruchnyky and Posibnyky, Ternopil (in Ukrainian).

Надійшла до редколегії 17.07.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 124–128.

doi:10.15421/011518

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 634.942:581.135(477.60)

Вплив аерогенного забруднення на фітонцидну активність деревних рослин

С.О. Володарець

Донецький національний університет, Вінниця, Україна

Виявлено вплив забруднення повітря діоксидом вуглецю, сірчистим ангідридом і діоксидом азоту на антимікробну дію деревних рослин 8 видів листяних і одного хвойного виду в умовах Південного Сходу України. Газостійкі види *Betula pendula* Roth та *Salix alba* L. за умов дії забруднювачів збільшували фітонцидну активність. У чутливих до дії полютантів видів *Aesculus hippocastanum* L. та *Picea pungens* Engelm. антимікробна дія зменшувалась зі зростанням загазованості повітря. Встановлено сезонну динаміку фітонцидної активності *A. hippocastanum*, *B. pendula*, *S. alba* та *P. pungens* в умовах м. Донецьк, на ділянках із різним ступенем забруднення. Максимальну фітонцидну дію листків досліджених видів відмічено влітку. Для *P. pungens* виявлено два піки фітонцидності: у серпні та грудні. Встановлено вплив джерела забруднення на антимікробну активність листків *B. pendula*, *Fraxinus excelsior* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Populus nigra* L., *Tilia cordata* Mill. та *P. pungens*, що зростають у насадженнях м. Краматорськ. З'ясовано посилення антимікробної дії листків більшості досліджених видів, окрім *A. hippocastanum* та *P. pungens*, в умовах урбанізованого середовища.

Ключові слова: антимікробна дія; сезонна динаміка; урбанізоване середовище

Influence of aerogenic contamination on phytoncide activity of woody plants

S.O. Volodarez

Donetsk National University, Vinnytsya, Ukraine

The main objective of this paper is to determine variations of antimicrobial activity of the volatile organic compounds from leaves of woody plants, which are growing on the areas with the different air pollution degree in the south-east of Ukraine. The research objects were *Aesculus hippocastanum* L., *Betula pendula* Roth, *Salix alba* L., *Picea pungens* Engelm. in Donetsk, Ukraine, and 6 species (*Betula pendula* Roth, *Fraxinus excelsior* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Populus nigra* L., *Tilia cordata* Mill., *Picea pungens* Engelm.) in Kramatorsk, Ukraine. Samples were collected in Donetsk every month during 2012 and 2013 years on four sample areas. Three research areas border with Donetsk Metallurgical Plant PSC, heavy traffic road and Kalinin coal mine, that feature such pollutants as CO_2, SO_2, NO_2, and marsh gas. The fourth research area is the recreation zone (Donetsk Culture and Leisure Park near Donbass Arena stadium). The control area is located in the Donetsk Botanical Garden. The leaves from trees in Kramatorsk were collected in July and August 2013 on the sample area. The research area borders with Novokramatorsk Machine-building Plant JSC, which also features CO_2, SO_2, NO_2 and other pollutants. The control area is located in the Jubilejnyi park. The research proves that antimicrobial activity of the volatile organic compounds from leaves of species under study is sensitive to the impact of pollutants. Moreover, the antimicrobial activity of leaves *B. pendula*, *S. alba*, *F. excelsior*, *R. pseudoacacia*, *P. nigra* increases under the influence of pollutants from metallurgical plants and traffic exhausts. The antimicrobial ability of *A. hippocastanum*, *T. cordata* and *P. pungens* enhances in the areas with the cleaner air. These species are not gas-resistant species. Consequently, gas-resistant species feature the higher antimicrobial activity in the conditions of contamination. The other benefit of this study consists in monitoring of the seasonal antimicrobial activity of trees which are growing in Donetsk. The deciduous species have the highest antimicrobial activity in summer. *P. pungens* demonstrates two peaks of antimicrobial activity. Aerogenic pollution with gas and particulate matter limits the antimicrobial activity of woody species. It should be noted that antimicrobial activity increases to some limit value, which is connected with the vital capacity of plants. The paper offers to use the antimicrobial activity of the volatile organic compounds of trees as one of phyto-indication tests under the influence of CO_2, SO_2 and NO_2.

Keywords: antimicrobial activity; seasonal dynamics; urban area

Донецький національний університет, вул. Фрунзе, 4, Вінниця, 21007, Україна
Donetsk National University, Frunze Str., 4, Vinnytsya, 21007, Ukraine
Tel.: +38-050-814-57-62. E-mail: svetlana_masina@mail.ru

Вступ

Одні з поширених і небажаних наслідків промислової діяльності людини – це забруднення повітря, води, ґрунту та зміни через це їх хімічних, фізичних або біоекологічних властивостей. Забруднювальні речовини, що містяться у повітрі промислового міста, небезпечні як для людини, так і для рослин і тварин (Bobyliov et al., 2014; Brygadyrenko and Ivanyshyn, 2015). Для рослин основними фотохімічними оксидантами є озон, нітрати, оксиди азоту, оксиди сірки, фториди (Jun et al., 2015; Morani et al., 2012). Ці речовини спричинюють некрози листків, ослаблення та загибель рослин (Harmens et al., 2014).

Усі рослини у процесі життєдіяльності виділяють біологічно активні речовини. Леткі органічні речовини (ЛОР) утворюються під час фотосинтезу як вторинні продукти метаболізму (Wyche et al., 2014). Фітонцидна активність дерев в умовах міста змінюється разом з іншими фізіологічними показниками рослин (Henninger, 2012). Характер виділення ЛОР деревними рослинами залежить від абіотичних та антропогенних факторів, а також від життєвого стану рослини та її віку (Oderbolz et al., 2013). В умовах техногенного навантаження змінюється хімічний склад ЛОР та їх антимікробна дія (Nowak et al., 2005; Matsumoto et al., 2013). Вплив ЛОР на якість повітря у великих містах – один із пріоритетних напрямів досліджень у світі. Внаслідок окиснення ЛОР в атмосферу вивільняється велика кількість озону, що є одним із провідних чинників формування парникового ефекту (Brown et al., 2013; Calfapietra et al., 2013).

В Україні дослідження ступеня виділення летких фітонцидів деревами в урбанізованому середовищі залишається відкритим питанням. У Донецькій області дослідження з визначення антимікробної дії листків деревних рослин проводили лише у 1970–1980-ті роки у м. Донецьк. Для всебічного висвітлення цього питання ми провели дослідження у двох великих містах – Донецьк і Краматорськ. Останній розташований на півночі області та є промисловим містом із населенням 160 тис. людей (Tymoshenko, 2015).

Для встановлення впливу негативних наслідків промислової та господарської діяльності людини на деревні рослини досліджено антимікробну активність цих рослин у різних типах насаджень залежно від їх призначення. Фітонцидну активність видів деревних рослин досліджували у насадженнях спеціального призначення (насадження транспортних магістралей і вулиць, ділянки санітарно-захисних зон поблизу промислових підприємств) та загального користування (парк культури та відпочинку, ботанічний сад). Фітонцидна активність тісно пов'язана з умовами зростання деревних рослин.

Мета статті – встановити закономірність зміни фітонцидної активності листків деревних рослин залежно від типу забруднювача.

Матеріал і методи досліджень

Об'єкти досліджень у м. Донецьк – *Aesculus hippocastanum* L., *Betula pendula* Roth, *Salix alba* L. та *Picea pungens* Engelm., які зростають у санітарно-захисній зоні ПАТ «Донецьксталь» – металургійний завод (ДМЗ)», уздовж однієї з основних автомагістралей м. Донецьк, на території шахти ім. М.І. Калініна, у зоні рекреації (парк біля стадіону «Донбас арена»). Як контроль використано ділянки Донецького ботанічного саду НАН України, розташовані за межами дії основних джерел забруднення. У м. Краматорськ дослідна ділянка розташована у санітарно-захисній зоні ПАТ «Новокраматорський машинобудівний завод», контроль – парк «Ювілейний». Об'єкт дослідження – *B. pendula*, *Fraxinus excelsior* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Populus nigra* L., *Tilia cordata* Mill. та *P. pungens*.

Токсичні речовини, що потрапляють у повітря під час роботи металургійного виробництва, складаються на 78% із діоксиду вуглецю, 15% – сірчистого ангідриду, 6% – діоксиду азоту та 0,7% – вуглеводнів, разом із бенз(а)піреном. Вугільні підприємства забруднюють атмосферне повітря викидами метану, пилу, сірчистого ангідриду, окисом вуглецю та окисом азоту (Tret'jakova and Averina, 2009). Унаслідок роботи двигунів внутрішнього згоряння автотранспорту утворюються такі токсичні речовини: оксиди вуглецю, азоту, вуглеводні, альдегіди та сажа (Vysockij et al., 2012).

Матеріал збирали у сонячну безвітряну погоду щомісячно протягом 2012–2013 рр. у м. Донецьк. У м. Краматорськ проби відбирали в липні та серпні 2013 р. Для досліджень брали здорові непошкоджені листки без ознак хлорозу, їх збирали по всьому периметру крони (з південної, північної, східної та західної частин) із нижнього ярусу 7–8 дерев для отримання середньої проби. Під час відбирання проб проводили метеорологічні вимірювання та фенологічні спостереження. Антимікробну активність визначали методом «опарення» посівів культур мікроорганізмів за ступенем пригнічення тест-об'єктів грам-позитивних бактерій *Bacillus subtilis* IMB B-7018 та грам-негативних *Escherichia coli* УКМ B-926 з колекції Депозитарію мікроорганізмів Інституту мікробіології та вірусології НАН України. Цілі листки (2 г) розміщували на кришці, якою зверху накривали чашку Петрі з посівами, виключаючи контакт листків із живильним середовищем. Чашки з рослинним матеріалом витримували протягом 4 годин в умовах денного освітлення та кімнатної температури. Згодом чашки розміщували на добу у термостаті за температури 37 °С, наступного дня рахували кількість колоній. У чашках Петрі з рослинним матеріалом рахували кількість колоній, які виросли, та визначали ступінь пригнічення тест-культури відносно контролю (Kiseleva et al., 2011). Життєздатність деревних рослин визначали за станом крони та стовбура, наявністю на ньому лишайників, оцінювали у балах за шкалою Л.С. Савельєвої (Savel'eva, 1975). Для оцінки різниць між фітонцидною активністю об'єктів використовували схему ANOVA з апостеріорним тестом Тьюкі за допомогою платформи RStudio v. 0.99.467 (RStudio Inc. 2009–2015).

Результати та їх обговорення

У деревних рослин, які зростають в урбанізованому середовищі, період вегетації змінюється порівняно з умовно чистими ділянками. Виділення летких органічних речовин взаємопов'язане із сезонними ритмами

фітоценозу (Noe et al., 2012). Аналіз сезонних змін фітонцидної активності (ФА) досліджених видів деревних рослин показав, що антимікробна активність летких виділень листків залежить від метеорологічних умов і фенологічної фази розвитку рослин.

Для насаджень *B. pendula* властиве поступове наростання антимікробної дії ЛОР листків із квітня до серпня та різке зниження її у вересні, що відповідає динаміці ФА видів роду *Betula* L. (Kochergina, 2008). У *S. alba* набубнявілі бруньки та молоді листки виділяли малоактивні леткі речовини, як і листки на початку її квітування. Низька фітонцидна дія ЛОР бруньок *S. alba* пов'язана у цей час із тим, що більша частина фізіологічно активних речовин використовується на внутрішні процеси рослини. Максимальну ФА відмічено в липні. Пік ФА цих видів припав на літні місяці. Набубнявілі бруньки та молоді листки *B. pendula* виділяли активні ЛОР. Максимум активності припадає на серпень, коли антимікробна дія летких виділень листків *B. pendula*, що зростають поблизу металургійного заводу, на колонії *E. coli* становила 73,5 ± 0,75%. Листки дерев, що зростали у санітарно-захисних зонах, мали вищу ФА.

Ae. hippocastanum зустрічається у багатьох зелених насадженнях міст України, однак вид часто вражається хворобами та втрачає свої декоративні якості (Gnativ, 2007). В умовах степу через нестачу повітряної та ґрунтової вологи для цього виду встановлено низьку тепло- та посухостійкість (Tarabryn et al., 1986). У Донецькій області всі дерева *Ae. hippocastanum* вражені різними хворобами, а починаючи з 2007–2008 рр. *Cameraria orhidella* Descka et Dimic (каштанова мінуюча міль) є основною причиною передчасного всихання та опадання листків цього виду (Popov and Svyrydov, 2009). У 2013 р. на початку вегетації листки *Ae. hippocastanum* виділяли активніші ЛОР, ніж улітку, восени фітонцидна активність збільшувалась. У липні листки цього виду у санітарно-захисній зоні підприємств і уздовж автотраси були повністю уражені шкідниками, а у зоні рекреації та в контролі було можливо відшукати непошкоджені листки. У зв'язку з посиленням імунних реакцій зі зростанням ступеня враженості хворобами дерева втрачають фітонцидні властивості, а на початку розвитку хвороби вони, навпаки, виділяють більшу кількість ЛОР. Антимікробна активність листків дерев *A. hippocastanum*, що зростають поблизу ДМЗ, відносно *B. subtilis* у 1,5 раза нижча порівняно з контролем.

Хвоя *P. pungens*, як вічнозеленого виду, виділяла активні леткі речовини протягом року. У грудні *P. pungens* мала високі показники ФА. Антимікробна активність відносно *E. coli* у хвої *P. pungens* рослин на ділянках ботанічного саду у грудні склала 83,3 ± 2,16%. У січні спостерігалось зменшення фітонцидної активності ЛОР, проте вона залишилась на середньому рівні. У лютому при значному зниженні температур летальна дія летких речовин *P. pungens* та її форми знижувалась до мінімуму. Початок вегетації, бубнявіння вегетативних бруньок у *P. pungens* в умовах м. Донецьк (ботанічний сад) спостерігається наприкінці квітня, одночасно із цим підвищується ФА, що зумовлено збільшенням сонячної інсоляції та початком ростових процесів у рослин. Суттєве збільшення фітонцидної активності досліджуваного виду хвойних спостерігалось під час масового розпускання бруньок і обособлення хвої у травні. Під час посилення ростових процесів у рослинах виділення фітонцидів збільшується (Wyche et al., 2014). Пік фітонцидної активності хвої *P. pungens* припадає на липень – серпень, при максимумі сонячної інсоляції. У вересні фітонцидна активність зменшилась, проте у листопаді вона дещо зросла, досягнувши другого максимуму у грудні 2013 р., що зумовлено відлигою. Коливання ФА протягом вегетаційного періоду пов'язане з метеорологічними факторами.

Установлено тісний зв'язок між активністю летких фракцій хвої представників роду *Picea* A. Dietr. та її віком: найсильнішими фітонцидними властивостями відрізняється хвоя другого року життя, що можна пояснити активізацією захисних механізмів. Динаміку ФА наведено для хвої другого року життя цих видів.

Аналіз антимікробної активності деревних рослин за дії різних аерогенних забруднювачів показав, що листки *B. pendula* та *S. alba* на піку фітонцидної активності володіли високою антимікробною здатністю. Для *Ae. hippocastanum* встановлено середню та низьку активність. *P. pungens* характеризувалась високими та дуже високими антимікробними властивостями (Slepyh, 2009).

Однофакторний дисперсійний аналіз результатів досліджень для найбільше забрудненої ділянки поблизу ДМЗ і контролю показав, що на фітонцидну активність впливають умови зростання. Фітонцидна активність усіх досліджених видів достовірно різнилась на дослідній ділянці та в контролі (рис.).

Фітонцидність листків *B. pendula* та *S. alba*, що зростають в умовах санітарно-захисних зон підприємств, була вищою порівняно з чистими ділянками. За шкалою життєздатності дослідні дерева оцінено в 6 та 7 балів, відповідно. У них спостерігали початок всихання верхівкового приросту. *B. pendula* та *S. alba* добре переносять міські умови. У рослин, які зростали у санітарно-захисній зоні ДМЗ і поблизу автомагістралі, суттєвого пошкодження листків не відмічено. Найвищу антимікробну активність листків *B. pendula* відносно *E. coli* встановлено поблизу ДМЗ (73,5 ± 0,75%) у серпні.

Ae. hippocastanum і *P. pungens*, навпаки, вищу антимікробну активність виявляли на ділянках із меншим ступенем забруднення. Деревам *Ae. hippocastanum* властива низька стійкість до газоподібних викидів (Tarabryn et al., 1986). Хвойні вважаються чутливішими до загазованості повітря, порівняно з листяними видами.

Викиди, що утворюються внаслідок роботи металургійного заводу та автомобільного транспорту, токсичніші, ніж викиди, які виділяються під час видобутку вугілля. Це підтверджують отримані результати. *B. pendula* та *S. alba*, що зростають у санітарно-захисній зоні шахти за дії метану, сірчистого ангідриду, окисів вуглецю та азоту, виділяли менш активні ЛОР порівняно з рослинами, які зростають поблизу металургійного заводу та автодороги. Ця закономірність справедлива для двох газо- та пилостійких видів: *B. pendula* та *S. alba*. Проте *Ae. hippocastanum* та *P. pungens* реагують на забруднення інакше, фітонцидна активність їх знижується з підвищенням токсичності викидів, оскільки ці види чутливі до техногенного забруднення атмосфери.

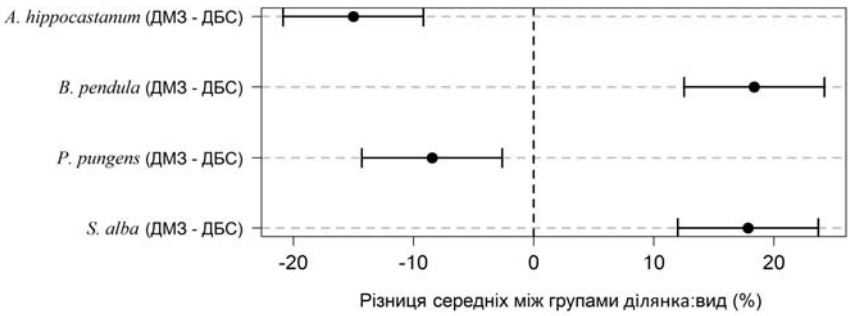


Рис. Графічне відображення апостеріорного аналізу Тьюкі фітонцидної активності деревних рослин відносно *B. subtilis* у групах ділянка : вид: виносками позначено 95% вірогідні інтервали між груповими середніми

У м. Краматорськ установлено зниження антимікробної дії досліджених видів із віддаленням від джерела забруднення, окрім *T. cordata* та *P. pungens* (табл.).

Перевищення ГДК у м. Краматорськ становить з оксиду вуглецю до 1,6 ГДК, із формальдегіду – до 3,3 ГДК (2010 р.). На НКМЗ виробництво організоване у вигляді замкненого циклу – від виплавлення металу до відправки готових виробів споживачам. Слід зазначити, що у літні місяці *B. pendula* та *P. pungens* виділяли активніші ЛОР у м. Донецьк порівняно з деревами у м. Краматорськ. Останній розташований на півночі області. Кліматичні умови Краматорська подібні до умов Донецька, проте відрізняються більшою вологістю повітря. За даними В.В. Сліпих, фітонцидна активність деревних рослин за високих показників відносної вологості знижується (Slepyh, 2009).

Найвищу антимікробну дію виявив *F. excelsior*. Показник його ФА на дослідній ділянці перевищив контроль в 1,1 раза та склав 77,7 ± 0,85% відносно *E. coli*. ФА цілих листків *F. excelsior* у середньому за вегетаційний період була в 1,3 раза вищою, ніж у розтертих. Однофакторний дисперсійний аналіз результатів досліджень показав, що на фітонцидну активність впливають умови зростання. *R. pseudoacacia* виявила вірогідно вищу фітонцидну активність рослин на дослідній ділянці порівняно з контролем відносно *B. subtilis*, різниця склала 8,5 ± 4,6. Для *E. coli* достовірну різницю відносно контролю зафіксовано у *P. pungens*. Для інших видів установлено тенденцію до підвищення ФА за дії токсичних речовин підприємства.

Забруднення пригнічувало фітонцидну активність *P. pungens*, що узгоджується з результатами дослідів Ю.О. Акімова зі співавторами (Akimov et al., 1986). Вони відмічали зниження виділення ЛОР хвоєю *P. pungens* у екземплярів, які зростали поблизу автодороги, порівняно з контролем. Зменшення ФА хвойних збігається зі зменшенням декоративних якостей у рослин, які зростають на загазованих ділянках. За нашими результатами, хвойні, які зростають у культурфітоценозах спеціального призначення, виявили менші антимікробні властивості, ніж дерева насаджень загального призначення.

Таблиця

Фітонцидна активність (%) листків деревних рослин, які зростають поблизу Новокраматорського машинобудівного заводу

Вид	Тест-мікроорганізми			
	Bacillus subtilis ІМВ В-7018		*Escherichia coli* УКМ В-926	
	дослідна ділянка	контроль	дослідна ділянка	контроль
Betula pendula Roth	54,5 ± 2,06	52,2 ± 1,75	42,5 ± 2,99	40,7 ± 1,41
Fraxinus excelsior L.	71,8 ± 1,54	68,7 ± 1,78	77,7 ± 0,85	73,3 ± 2,15
Robinia pseudoacacia L.	70,8 ± 0,93*	62,2 ± 1,76	77,3 ± 2,60	74,1 ± 1,37
Populus nigra L.	56,7 ± 3,16	54,3 ± 1,25	67,2 ± 0,84	62,6 ± 0,96
Tilia cordata Mill.	65,9 ± 2,28	68,3 ± 1,45	75,4 ± 1,36	76,2 ± 1,23
Picea pungens Engelm.	73,0 ± 0,67	68,7 ± 1,78	56,7 ± 3,30*	64,5 ± 1,47

Примітка: * – різниця достовірна за $P < 0,05$; $n = 6$.

Фітонцидна активність деревних рослин залежить від комплексу факторів: фенологічної фази, фізіологічного стану рослини та забруднювальних речовин, що містяться у повітрі. В умовах антропогенного навантаження рослини посилюють свої захисні механізми за рахунок виділення ЛОР із вищою антимікробною активністю. На це впливає токсичність речовин та стійкість рослин до умов урбанізованого середовища.

Висновки

У більшості досліджених видів за дії аерогенних забруднювачів фітонцидні властивості посилюються. Фітонцидна активність у чистих умовах, порівняно із забрудненими, була вищою в *Ae. hippocastanum*, *T. cordata* та *P. pungens*. Ці види не газостійкі. Більша фітонцидна активність в умовах забруднення була у газостійких видів.

Серед антропогенних чинників провідними під час виділення фітонцидів є забруднення повітря твердими та газоподібними домішками, що обмежувало фітонцидну активність деревних рослин. Забруднювальні речовини діють по-різному на види у складі культурфітоценозів. Викиди металургійного виробництва та від роботи двигунів автомобільного транспорту максимально стимулювали ФА. Підвищення ФА відбувалось до певної межі, що зумовлено життєздатністю рослин. Фітонцидні властивості можна використовувати як одну з індикаційних ознак фізіологічного стану рослин в умовах урбанізованого середовища.

Бібліографічні посилання

Akimov, Y.A., Pushkar, V.V., Kuznecov, V.R., 1989. Soderzhanie i sostav letuchikh terpenoidov u drevesnykh rastenij v usloviyakh zagryazneniya vozdushnoj sredy [Content and composition of volatile terpenoids in woody plants in the air environment]. Proceedings of the State Nikitsky Botanical Garden 109, 70–79 (in Russian).

Bobyliov, Y.P., Brygadyrenko, V.V., Bulakhov, V.L., Gaichenko, V.A., Gasso, V.Y., Didukh, Y.P., Ivashov, A.V., Kucheriavyi, V.P., Maliovanyi, M.S., Mytsyk, L.P., Pakhomov, O.Y., Tsaryk, I.V., Shabanov, D.A., 2014. Ekologija [Ecology]. Folio, Kharkiv (in Ukrainian).

Brown, S.S., Dubé, W.P., Bahreini, R., Middlebrook, A.M., Brock, C.A., Warneke, C., de Gouw, J.A., Washenfelder, R.A., Atlas, E., Peischl, J., Ryerson, T.B., Holloway, J.S., Schwarz, J.P., Spackman, R., Trainer, M., Parrish, D.D., Fehshenfeld, F.C., Ravishankara, A.R., 2013. Biogenic VOC oxidation and organic aerosol formation in an urban nocturnal boundary layer: Aircraft vertical profiles in Houston, TX. Atmos. Chem. Phys. 13, 11317–11337.

Brygadyrenko, V., Ivanyshyn, V., 2015. Changes in the body mass of *Megaphyllum kievense* (Diplopoda, Julidae) and the granulometric composition of leaf litter subject to different concentrations of copper. J. Forest Sci. 61(9), 369–376.

Calfapietra, C., Fares, S., Manes, F. 2013. Role of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOC) emitted by urban trees on ozone concentration in cities: A review. Environ. Pollut. 183, 71–80.

Gnativ, P.S., 2007. Girkokashtan zvychajnyj u L'vovi ta pytannja jogo ekologichnoi' stijkosti v mis'kyh nasadzhennjah [Horse Chestnut and issues of its environmental sustainability in urban plantings in Lviv]. Scientific Notes the State Natural History Museum. 23, 75–84 (in Ukrainian).

Harmens, H., Mills, G., Hayes, F., Sharps, K., 2014. Air pollution and vegetation. Annual Report 2013/2014. International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops. Online.

Henninger, S., 2012. Biogenic isoprene and its impact on human health in dependence on meteorological conditions. J. Environ. Protect. 3, 1206–1212.

Jun, Y., Yamin, C., Pengbo, Y., 2015. Ranking the suitability of common urban tree species for controlling PM2.5 pollution. Atmospheric Pollution Research 6, 267–277.

Kiseleva, T.I., Chindyaeva, L.N., Cybulya, N.V., 2011. Biologicheskie osobennosti i antimikrobnye svojstva vidov roda *Spiraea* L. v Novosibirske [Biological features and antimicrobial properties of the genus *Spiraea* L. in Novosibirsk]. Vestnik Irkutskoj Gosudarstvennoj Sel'skokhozyajstvennoj Akademii 44(1), 65–72 (in Russian).

Kochergina, M.V., 2008. Fitoncidnye svojstva dekorativnyx rastenij v usloviyax Voronezha [Phytoncidal properties of decorative plants in Voronezh]. Forest Journal 6, 35–42 (in Russian).

Matsumoto, J., 2014. Measuring biogenic volatile organic compounds (BVOCs) from vegetation in aerosol and terms of ozone reactivity. Aerosol Air Qual. Res. 14, 197–206.

Morani, A., Nowak, D.J., Hirabayashi, S., Calfapietra, C., 2011. How to select the best tree planting locations to enhance air pollution removal in the MillionTreesNYC initiative. Environ. Pollut. 159, 1040–1047.

Noe, S.M., Hüve, K., Niinemets, Ü., Copolovici, L., 2012. Seasonal variation in vertical volatile compounds air concentrations within a remote hemiboreal mixed forest. Atmos. Chem. Phys. 12, 3909–3926.

Nowak, D.J., Heisler, G.M., 2005. Trees in the city: Measuring and valuing the urban forest. Northeastern Research Station USDA Forest Service 3, 1–6.

Oderbolz, D.C., Aksoyoglu, S., Keller, J., Barmpadimos, I., Steinbrecher, R., Skjoth, C.A., Plaß-Dülmer, C., Prévôt, A.S.H., 2013. A comprehensive emission inventory of biogenic volatile organic compounds in Europe: Improved seasonality and land-cover. Atmos. Chem. Phys. 13, 1689–1712.

Popov, G.V., Svyrydov, S.V., 2009. Kashtanovaja mol' y bor'ba s nej v Doneckoj oblasty [Chestnut mole, and the fight against it in the Donetsk region]. Donetsk Botanical Garden of NAS of Ukraine, Donetsk (in Russian).

Savel'eva, L.S., 1975. Ustojchivost' derev'ev i kustarnikov v zashhitnykh lesnykh nasazhdeniyakh [Stability of trees and shrubs in protective forest plantations]. Lesnaja Promyshlennost', Moscow (in Russian).

Slepyh, V.V., 2009. Antibakterial'naja aktivnost' i komponentnyj sostav letuchih metabolitov drevesnyh rastenij regiona Kavkazskie mineral'nye vody [Antibacterial activity and the component composition of volatile metabolites of woody plants in the region Caucasian Mineral Waters]. Rastitel'nye Resursy 4, 91–104 (in Russian).

Tarabryn, V.P., Kondratjuk, E.N., Bashkatov, V.G., 1986. Fytotoksychnost' organycheskyh y neorganycheskyh zagrjaznytelej [Phytotoxicity organic and inorganic pollutants]. Naukova Dumka, Kyiv (in Russian).

Tret'jakova, S.V., Averina, G. (ed), 2009. Zemlja tryvogy nashoi'. Za materialamy dopovidi pro stan navkolyshn'ogo pryrodnogo seredovyshha u Donec'kij oblasti u 2008–2009 rokah [Land of Our Discontent. By report on the state of the environment in the Donetsk region in 2008–2009]. Novyj Svit, Doneck (in Ukrainian).

Tymoshenko, G.M. (ed), 2015. Chysel'nist' najavnogo naselennja Ukrai'ny na 1 sichnja 2015 roku [The population of Ukraine for January 1, 2015]. State Statistics Service of Ukraine, Kyi'v (in Ukrainian).

Vysockij, S.P., Stolyarova, N.A., Fatkulina, A.V., Shirokikh, K.S., 2012. Puti snizheniya vliyaniya avtotransporta na okruzhayushhuyu sredu [Ways to reduce the impact of transport on the environment]. Automobile and Transport Institute Press 1(14), 139–145 (in Russian).

Wyche, K.P., Ryan, A.C., Hewitt, C.N., Alfarra, M.R., McFiggans, G., Carr, T., Monks, P.S., Smallbone, K.L., Capes, G., Hamilton, J.F., Pugh, T.A.M., MacKenzie, A.R., 2014. Emissions of biogenic volatile organic compounds and subsequent photochemical production of secondary organic aerosol in mesocosm studies of temperate and tropical plant species. Atmos. Chem. Phys. 14, 12781–12801.

Надійшла до редколегії 20.07.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 129–133.

doi:10.15421/011519

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 59.009:597.554.3

Вплив потужного промислового навантаження на біологічні показники плітки звичайної (*Rutilus rutilus*)

Г.О. Котовська[1], Д.С. Христенко[1], Р.О. Новіцький[2]

[1]Інститут рибного господарства НААН України, Київ, Україна
[2]Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпропетровськ, Україна

Проаналізовано віковий склад, довжину та масу тіла популяцій плітки звичайної (*Rutilus rutilus* L.) у водоймах із різним рівнем промислового навантаження. Кременчуцьке водосховище, яке формує понад 50% річного промислового вилову *R. rutilus* в Україні, обрано як водойму з надмірним тиском промислу. Для порівняння взято акваторії природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» як приклад водного об'єкта, де тиск промислу мінімізований. Віковий ряд *R. rutilus* на відкритому плесі водосховищ Дніпра набагато довший, ніж у його придаткових річкових системах. Розмірно-вагові показники вікових груп *R. rutilus* 6+ – 10+ у водоймі з інтенсивним антропогенним навантаженням статистично достовірно нижчі, ніж в особин на природоохоронних акваторіях. Це можна пояснити наслідком селективної дії традиційного промислу ставними сітками, якими вилучаються особини з більшими темпами росту. На спрямовану елімінацію швидкоростучих особин вказали криві приростів і час настання кульмінації приросту іхтіомаси. Таким чином, потужне промислове навантаження на популяції *R. rutilus* і активне їх вилучення ставними сітками спричиняє накопичення тугорослих особин.

Ключові слова: довжина; маса; віковий склад; Кременчуцьке водосховище; Дніпровське водосховище; природний заповідник «Дніпровсько-Орільський»

The impact of high commercial fishery load on biological indices of the roach (*Rutilus rutilus*)

G.O. Kotovska[1], D.S. Khrystenko[1], R.O. Novitskiy[2]

[1]Institute of Fisheries, NAAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine
[2]Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Dnipropetrovsk, Ukraine

Age composition, length and weight indices of the roach populations (*Rutilus rutilus* L.) were analyzed and compared in water bodies with the different commercial fishery loading levels. Presence of fast-growing and slow-growing forms is inherent to cyprinid fish. In Dnieper reservoirs these forms are mixed and it is difficult to separate any one of them. It is assumed that selective elimination of fast-growing forms by commercial fishing may cause accumulation of slow-growing forms in populations. On that ground, water bodies with different levels of commercial fishery pressure have been chosen to test this hypothesis. For instance, Kremenchuk Reservoir was selected as a water body with high level of commercial fishery load because it forms more than a half of roach commercial catching in Ukraine. On the contrary, "Dniprovsko-Orilskiy" Natural Reserve was taken as a water body where human impact is minimum. Subsequently, comparing of the basic biological features of the roach from water bodies with different commercial fishery load illustrated the value of the study. It is found that the roach age range in Kremenchuk Reservoir is much higher than in subordinate waters of the Natural Reserve fund. Namely, the roach population in Kremenchuk Reservoir consisted of seventeen age groups while in "Dniprovsko-Orilskiy" Natural Reserve it comprised ten age groups only. However, size-weight features of species under study across the age groups 6+ –10+ in water bodies with the intensive commercial fishery were statistically lower than in protected waters of the Nature Reserve. Namely, length of these age groups in Kremen-

Інститут рибного господарства НААН України, вул. Обухівська, 135, Київ, 03164, Україна
Institute of Fisheries, NAAS of Ukraine, Obukhivska Str., 135, Kyiv, 03164, Ukraine
Tel.: +38-044-423-74-64. E-mail: khristenko@ukr.net

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, пр. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, 49010, Україна
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Gagarin Ave., 72, Dnipropetrovsk, 49010, Ukraine
Tel.: +38-056-760-84-38. E-mail: zoolog@ukr.net

chuk Reservoir was equal to 24.6–33.5 cm, compared with 25.0–37.0 cm in the National Reserve. Naturally, that weight was equal to 334–957 and 340–1320 g, respectively. In general, this result does not fit into the traditional concept that the fast-growing roach should inhabit the lacustrine biocenosis of the Dnieper reservoirs. In addition, the absence of commercial fishing in waters of "Dniprovsko-Orilskiy" Natural Reserve leads to increase in number of fast-growing individuals in the population that effectively go out of predators pressure. On the other hand, high direct and indirect anthropogenic pressure cause the elimination of fast-growing individuals of the roach from population in Kremenchuk Reservoir that is proved by the curves of growth and the onset of fish-mass culmination. This study indicates that high anthropogenic pressure at present time has reached a degree which cause accumulation of stunted fish in the roach populations in Dnieper reservoirs. This is a notable effect, at least from the regulatory point of view.

Keywords: length; weight; age structure; Kremenchuk Reservoir; Dnieper Reservoir; "Dniprovsko-Orilskiy" Natural Reserve

Вступ

Моніторингові дослідження стану популяцій риб, аналіз динаміки біологічних характеристик видів – актуальні питання сучасної практичної іхтіології (Kottelat and Freyhof, 2007; Movchan, 2011). Надмірне антропогенне навантаження на природні водойми спричиняє істотне погіршення умов існування не тільки раритетних, а і масових видів риб (Pakhomov et al., 2011). Упровадження нових матеріалів, технологій і способів у процес добування риби зумовили той факт, що промислове навантаження досягло таких масштабів, що здатне повністю вичерпати сировинну базу промислу. За таких умов особливе побоювання викликають запаси риб внутрішніх водойм, що зумовлює особливу увагу до їх ощадливого використання (EU intervention..., 2011). Один із таких представників аборигенної іхтіофауни для Дніпра – плітка звичайна (*Rutilus rutilus* L.), яка перебуває під потужним антропогенним пресом. На внутрішніх водоймах вона формує до 50% промислового вилову не тільки у водосховищах Дніпровського каскаду (Ozinkovska et al., 2006; Rudyk-Leusska et al., 2011), а й окремих Європейських країн (Tribiloustova, 2005; EU intervention..., 2011). Цей вид також вважається улюбленим об'єктом любительського та спортивного рибальства (Novitskiy and Yarovoy, 2000; Novitskiy, 2004; EU intervention ..., 2011). В Україні плітка – охоронюваний законодавством лімітований вид, який має значний попит на споживчому ринку. У країнах ЄС *R. rutilus* – не є лімітованим видом. Він виловлюється не цілеспрямовано, а разом з основними об'єктами промислу (EU intervention..., 2011). На 2005 рік країнами ЄС виловлено близько 8,7 тис. т плітки (рис. 1).

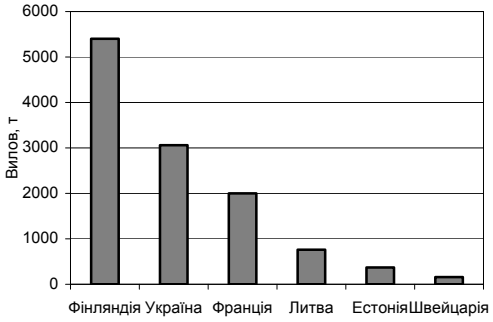


Рис. 1. Промисловий вилов *R. rutilus* окремими країнами ЄС та України (за Tribiloustova, 2005)

Основний вилов плітки припадає на Фінляндію та Францію, які загалом виловлюють понад 80% серед країнчленів ЄС. Загальний показник вилову плітки в Україні – 3 060 т, що дає можливість посісти друге місце серед країн, які добувають цей вид. Тому актуальне питання сучасної промислової іхтіології – вивчення біологічних особливостей цього виду. Також не вирішеним залишається питання впливу рибальства на біологічні показники риб, які формують сучасну сировинну базу українських водойм. Для коропових риб властива наявність швидкорослих (озероподібних) (Vyatchanina, 1973; Kotovska et al., 2012; Nazarov and Kotovska, 2012) і тугорослих (річкових) форм. У водосховищах дніпровського каскаду форми змішані, відокремити якусь одну з них складно (Spesivyj, 2004). Можна припустити, що за рахунок селективної елімінації швидкорослих форм можливе накопичення у популяціях більш тугорослих особин.

Для перевірки цієї гіпотези ми обрали водойми з різним рівнем антропогенного навантаження. Якщо врахувати, що понад 50% промислового вилову *R. rutilus* в Україні припадає на Кременчуцьке водосховище, воно обране як водойма, піддана потужному антропогенному навантаженню. Акваторії природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» (верхня частина Дніпровського водосховища) розглядали як водойму, де антропогенне навантаження (у т. ч. промисел) максимально мінімізоване.

Мета роботи – оцінити основні біологічні показники *R. rutilus* на ділянках Дніпра з різними рівнями промислового навантаження.

Матеріал і методи досліджень

Для виконання поставлених завдань аналізували матеріали з біології плітки, відібрані на Кременчуцькому водосховищі у ході виконання науково-дослідницьких робіт на контрольно-спостережних пунктах Інституту рибного господарства НААН, а на верхній частині Дніпровського водосховища в межах природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» – у рамках виконання науково-дослідницьких програм лабораторії біомоніторингу та охорони природи НДІ біології ДНУ імені Олеся Гончара. Іхтіологічні матеріали збирали упродовж 2006–2010 рр. за відповідними дозволами на спеціальне використання риб та інших водних живих ресурсів із правом вилучення біологічного матеріалу.

Збирання та обробку проб здійснювали за стандартними іхтіологічними та гідроекологічними методиками (Pravdin, 1966; Pakhorukov, 1980; Metodyka zbory…, 1998; Metody hydroecologichnyh…, 2006), отриманий матеріал піддали статистичній обробці. У наших дослідженнях застосовували неупереджений показник чисельності виду у водоймі – улов на 100 сітко-діб контрольного порядку сіток (a = 30, 36, 40, 45, 50, 55, 60, 65, 70, 75, 80, 90, 100, 110, 120, 130, 140, 150 мм). На нашу думку, лише цей показник реально відображає кількість риби за віковими групами, що повністю обловлюються

(віком від трирічок і більше). Промисел плітки на Кременчуцькому водосховищі вивчали на основі матеріалів офіційної промислової статистики та літературних даних (Ozinkovska et al., 2006).

Результати досліджень та їх обговорення

Аналізуючи біологічні показники, першочергове значення зазвичай приділяють віковому складу популяції *R. rutilus* і параметрам лінійного та вагового росту риб (рис. 2). Віковий ряд плітки Кременчуцького водосховища достатньо довгий, налічує сімнадцять вікових груп, що значно більше порівняно з наявними літературними відомостями для інших водойм світу. Віковий ряд плітки в акваторіях природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» у 2002 р. (Bondarev, 2006) налічував 11 вікових груп. За даними наших досліджень, до 2010 року він скоротився до 10 вікових груп. Ця довжина вікового ряду цілком відповідає літературним відомостям про інші популяції плітки в лотичних екосистемах. Наприклад, віковий ряд цього виду в річках Лугг, Фром і Стоур у Великій Британії (Hellawell, 1972; Mann, 1973; Hickley and Dexter, 1979) та р. Варта на території Польщі (Przybylski, 1996) становить 13 років, у р. Темза у Великій Британії (Hickley and Dexter, 1979) та озері Еїлдон в Австралії (Stoessel, 2014) – 10 років, північних озерах Ірландії – 6–7 років (Hayden et al., 2014). Зарубіжні дослідження показали, що темпи росту *R. rutilus* у річках були вищими, ніж у їх придаткових системах. Разом із тим, для придаткової системи природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» спостерігається нетипова картина: лінійно-ваговий ріст вікових груп 6+ – 10+ у *R. rutilus* виявився статистично достовірно ($P < 0,05$) вищим, ніж у особин із Кременчуцького водосховища.

Отримані результати не вкладаються у традиційні уявлення про те, що швидкоростуча плітка повинна населяти озерні біоценози відкритого плеса дніпровських водосховищ (Movchan, 2011). Ймовірно, це може бути наслідком прямого та опосередкованого потужного антропогенного навантаження за рахунок виловлювання ставними сітками. Під час такого промислу з водойми вилучаються більш високотілі особини з вищими темпами росту, а тугорослі та прогонисті підпадають під дію вічкових знарядь лову пізніше. Тобто за рахунок селективної елімінації швидкоростучих особин на відкритому плесі відбулося прогресування тугорослих особин. Так, в акваторіях природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» промисловий лов заборонено, а на Кременчуцькому водосховищі промисловий вилов плітки в останні 10 років сягав 1,2–1,6 тис. тонн у рік. *R. rutilus* складає основу уловів дрібновічкових сіток і посідає друге місце у загальному валовому вилові (табл.). Для проведення повнішого аналізу та розуміння подальшого спрямування промислового навантаження розглянемо динаміку лінійного та вагового приростів *R. rutilus* у різних водоймах (рис. 3).

Максимальні прирости як довжини, так і маси припадають на перші роки життя, що є типовим фактом для більшості коропових риб і відповідає стратегії якнайшвидшого виходу молоді з-під пресу дрібних хижаків. У той же час кульмінація приросту іхтіомаси плітки Кременчуцького водосховища припадає на вік 6+, а в гідросистемі природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» – на 8+.

Відомо, що промислова смертність набагато вища за природну, що показово доведено на популяціях ляща (Lammen et al., 2004). Посилена елімінація швидкоростучих особин плітки у Кременчуцькому водосховищі, яке перебуває під інтенсивним антропогенним навантаженням, спричинила накопичення більш тугорослих особин у старших вікових групах. Натомість, в акваторіях заповідника цей фактор має обмежену дію, що і спричинило накопичення швидкорослих особин. Наведені дані свідчать: антропогенне навантаження нині вже досягло такого ступеня, що здатне впливати на біологічні показники представників аборигенної іхтіофауни.

Таблиця

Показники промислового вилову (т *) деяких ресурсних видів риб Кременчуцького водосховища в 2006–2013 рр. (за статистичними даними Держрибагентства України)

Види риб ** і деякі промислові категорії	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Лящ звичайний	1 280	1 536	1 768	1 790	1 689	1 395	1 601	1 415
Плітка звичайна	1 406	1 523	1 479	1 623	1 508	1 109	1 490	1 225
Білий та строкатий товстолобики	340	536	461	246	236	61	75	41
Плоскирка звичайна	333	427	302	393	372	333	390	334
Судак звичайний	38	71	70	82	79	76	90	71
Карась сріблястий	60	67	61	96	113	103	135	104
Синець звичайний	59	56	49	62	57	24	33	35
Чехоня звичайна	66	38	29	42	41	22	35	20
Окунь звичайний	8	10	13	17	17	13	15	25
Короп звичайний	6	7	7	16	28	13	20	9
Сом європейський	2	6	12	18	21	19	31	27
Щука звичайна	3	5	8	8	9	8	10	16
Білизна європейська	3	2	2	6	7	6	6	3
В'язь європейсько-сибірський	1	–	–	1	1	1	1	1
Інший крупний частик	–	–	–	–	1	–	–	–
Інший дрібний частик	1	1	1	1	3	2	1	4
Верховодка звичайна та тюлька чорноморсько-азовська	62	26	14	77	117	93	112	68
Усього	3 668	4 311	4 276	4 478	4 299	3 278	4 045	3 398

Примітки: * – вилов менше 1 т не врахований і округлений до тонни; ** – українські видові назви наведено за Movchan, 2011.

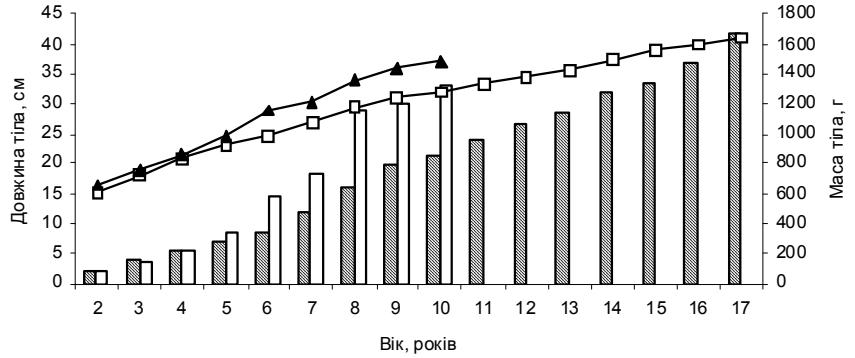


Рис. 2. Середня довжина та маса тіла окремих вікових груп *R. rutilus* у Кременчуцькому водосховищі та природному заповіднику «Дніпровсько-Орільський»:
маса плітки Кременчуцького водосховища (прямокутники із косим штрихуванням) та природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» (білі прямокутники); довжина плітки Кременчуцького водосховища (білі квадрати) та природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» (чорні трикутники)

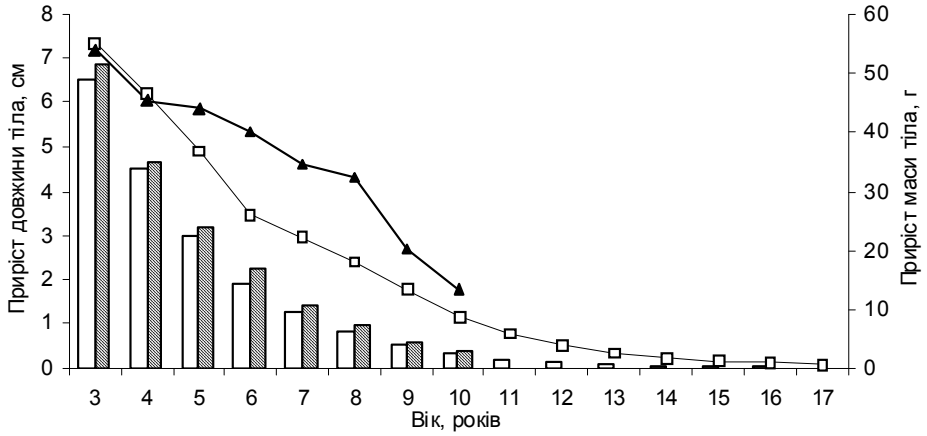


Рис. 3. Прирости довжини та маси тіла окремих вікових груп *R. rutilus* досліджуваних водойм:
приріст довжини тіла плітки Кременчуцького водосховища (білі прямокутники) та природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» (прямокутники із косим штрихуванням); приріст маси тіла плітки Кременчуцького водосховища (білі квадрати) та природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» (чорні трикутники)

Висновки

Проаналізовано основні біологічні показники *R. rutilus* на ділянках Дніпра з різним рівнем промислового навантаження. Встановлено, що віковий ряд плітки на відкритому основному плесі Дніпра набагато більший, ніж у його придаткових річкових системах.

Розмірно-вагові показники вікових груп 6+ – 10+ у *R. rutilus* у водоймах з інтенсивним антропогенним навантаженням статистично достовірно нижчі, ніж у особин із природоохоронних акваторій. Це можна пояснити селективною дією промислу. На спрямовану елімінацію швидкоростучих особин також вказують криві приросту та час настання кульмінації приросту іхтіомаси.

Таким чином, на нашу думку, потужне антропогенне навантаження спричиняє накопичення тугорослих особин у популяції *R. rutilus*.

Бібліографічні посилання

Bondarev, D.L., 2006. Struktura nerestovoi' populjacii' plitky (*Rutilus rutilus*) vodojm Dniprovs'ko-Oril's'kogo pryrodnogo zapovidnyka [The structure of the spawning population of roach (*Rutilus rutilus*) in water bodies of the Dniprovsko-Orilskiy natural reserve]. Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 14(2), 20–24 (in Ukrainian).

EU intervention in inland fisheries, 2011. EU wide report – final version (Framework contract N° FISH/2006/09). Ernst & Young, www.ec.europa.eu/fisheries/documentation/studies/inland_fisheries_en.pdf

Hayden, B., Massa-Gallucci, A., Harrod, C., O'grady, M., Caffrey, J., Kelly-Quinn, M. 2014. Trophic flexibility by roach *Rutilus rutilus* in novel habitats facilitates rapid growth and invasion success. J. Fish Biol. 84, 1099–1116.

Hellawell, J.M., 1972. The growth, reproduction and food of the roach *Rutilus rutilus* (L.), of the River Lugg, Herefordshire. J. Fish Biol. 4, 469–486.

Hickley, P., Dexter, K.F., 1979. A comparative index for quantifying growth in length of fish. Fish. Manage. 10(4), 147–151.

Kotovska, G.O., Rudyk-Leusska, N.Y., Khristenko, D.S., 2012. Porivnyannya produktyvnyh kharakterystyk molodi plitky (*Rutilus rutilus* L.) v Sulynskiy i Tsybulnytskiy zatokah Kremenchutskogo vodoshovyscha [Comparison of productive characteristics of young raoch (*Rutilus rutilus* L.) in Sula and Tsybulnyk bays of Kremenchug reservoir]. Bioresursy i Pryrodokorystuvannja 4(1), 101–104 (in Ukrainian).

Kottelat, M., Freyhof, J., 2007. Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland.

Lammens, E.H., van Nes, E.H., Meijer, M.L., van den Berg, M.S., 2004. Effects of commercial fishery on the bream

population and the expansion of *Chara aspera* in Lake Veluwe. Ecol. Model. 177(3), 233–244.

Mann, R.H.K., 1973. Observations on the age, growth, reproduction and food of the roach *Rutilus rutilus* (L.) in two rivers in southern England. J. Fish Biol. 5, 707–736.

Movchan, Y.V., 2011. Ryby Ukrainy (vyznachnyk-dovidnyk) [Fish of Ukraine (Identification guide)]. Zoloti Vorota, Kyiv (in Ukrainian).

Nazarov, O.B., Kotovska, G.O., 2012. Osnovni biologichni pokaznyky plitky (*Rutilus rutilus* L.) Dniprodzerzhynskogo vodoshovyscha [Basic biological indicators o the roach (*Rutilus rutilus* L.) of Dniprodzerzhynsk reservoir. Fisheries Science of Ukraine 3–4, 80–83 (in Ukrainian).

Novitskiy, R.A., 2004. K voprosy o maksimalnyh razmerah i masse ryb v dneprovskih vodohranilisch [On the question of the maximum size and weight of the fish in the Dnieper reservoirs]. Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 12(1), 126–133 (in Russian).

Novitskiy, R.A., Yarovoy, A.G., 2000. Ulovy rybolovov Pridneprovja [Catches of anglers in the Dnieper region]. Rybnoe Hozjajstvo Ukrainy 5, 46–48 (in Russian).

Ozinkovska, S.P. (ed.), 1998. Metodyka zbory i obrobky ihtiologichnyh i hydrobiologichnyh materialiv z metoyu vyznachennya limitiv promyslovogo vyluchennya ryb z velykyh vodoshovysch i lymaniv Ukrainy [Methods of collecting and processing of ichthyological and hydrobiological materials in order to identify limits of commercial fish harvest from large reservoirs and estuaries of Ukraine]. Institute of Fisheries of NAAS of Ukraine, Kyiv (in Ukrainian).

Ozinkovska, S.P., Khrystenko, D.S., Kotovska, G.O., 2006. Dynamika vylovu osnovnyh promyslovyh vydiv ryb na Kremenchuc'komu ta Kahovs'komu vodoshovyshhah [Catch dynamics of the main commercial fish species in the Kremenchug and Kakhovka reservoirs]. Naukovyj Visnyk NAU 102, 61–67 (in Ukrainian).

Pakhomov, O.Y., Gasso, V.Y., Goloborodko, K.K., Poljakov, M.V., Grycan, Y.I., Bulakhov, V.L., Brygadyrenko, V.V., Kljuchko, Z.F., Mezhzherin, S.V., Novicky, R.O., Pysanec, Y.M., Pljushh, I.G., Ponomarenko, O.L., Puchkov, O.V., Radchenko, V.G., 2011. Chervona knyga Dnipropetrovskoi oblasti. Tvarynnyj svit [The red book of Dnipropetrovsk region. Animals]. New Print, Dnipropetrovsk (in Ukrainian).

Pakhorukov, A.M., 1980. Izuchenie raspredeleniya molodi ryb v vodohranilischah i ozerah [The study of the juvenile fish distribution in reservoirs and lakes]. Nauka, Moscow (in Russian).

Pravdin, I.F., 1966. Rukovodstvo po izucheniyu ryb [Guidance on fish investigations]. Pischevaya Promyshlennost', Moscow (in Russian).

Przybylski, M., 1996. Variation in fish growth characteristics along a river cours. Hydrobiologia 325, 39–46.

Romanenko, V.D. (ed.), 2006. Metody hydroekologichnyh doslidzhen' poverhnevyh vod [Methods of hydroecological surveying of surface waters]. Logos, Kyiv (in Ukrainian).

Rudyk-Leusska, N.Y., Kotovska, G.O., Khristenko, D.S., 2011. Porivyalnyj analiz populyatsij plitky zvychaynoyi (*Rutilus rutilus* L.) Kremenchutskogo ta Kyivs'kogo vodoshovysch [Comparative analysis of common roach (*Rutilus rutilus* L.) populations in Kremenchug and Kiev reservoirs]. Naukovi dopovidi NUBiP 5(27), 1–9 (in Ukrainian).

Spesivyj, T.V., 2004. Sravnitelnye dannye morfologicheskih priznakov populyazij plotvy (*Rutilus rutilus* L.) Kakhovskogo i Kremenchugskogo vodochranilisch [Comparative data on morphological characters of roach (*Rutilus rutilus* L.) populations of Kakhovka and Kremenchug reservoirs]. Rybne Gospodarstvo 63, 211–214 (in Russian).

Stoessel, D.J. 2014. Age, growth, condition and reproduction of roach *Rutilus rutilus* (Teleostei: Cyprinidae), in southeastern Australia. Mar. Freshwater Res. 65, 275–281.

Tribiloustova, E., 2005. Freshwater fish for European Markets Globefish Research Programme. www.globefish.org/upl/Publications/files/GRP%2082.pdf

Vyatchanina, L.I., 1973. Biologicheskie osobennosti plotvy Kremenchugskogo vodochranilischa i eje rybohozyaistvennoe znachenie [Biological features of roach of the Kremenchug Reservoir and its fishery value]. Rybnoe Hozjajstvo 16, 71–76 (in Russian).

Надійшла до редколегії 24.07.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 134–148.

doi:10.15421/011520

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 574.4:591.9(253)+592:591.55

Вплив зімкненості крон дерев і покриття трав'янистих рослин на структуру підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони України

В.В. Бригадиренко

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпропетровськ, Україна

Здійснено аналіз підстилкової мезофауни широколистяних лісів на території Дніпропетровської, Запорізької, Миколаївської, Донецької областей України у 339 природних лісових екосистемах у 2001–2014 рр. Зімкненість крон дерев достовірно не впливає на чисельність підстилкової мезофауни та кількість видів безхребетних у підстилці. Індекси різноманіття Шеннона та Пілоу мають тенденцію до підвищення у градієнті зімкненості крон дерев (від менше 50% до 90–100%). Відносна чисельність сапрофагів і зоофагів мінімальна (медіана 18% та 3%) у лісових екосистемах із розрідженим наметом, має тенденцію до зростання у лісах із зімкненим деревостаном (40% та 18%). Відносна чисельність поліфагів у мезофауні, навпаки, в таких умовах зменшується з 82% до 27%. Кількість видів кожної трофічної групи достовірно не змінюється у градієнті зімкненості крон дерев у широколистяних лісах степової зони. В умовах 70–79% зімкненості крон дерев розмірна структура підстилкової мезофауни наближається до оптимальної. Відносна чисельність мурах у підстилковій мезофауні максимальна (73%) у розріджених деревостанах (менше 49%), відносна частка Isopoda максимальна (медіана 40%) також в умовах розрідженого деревного намету (50–59%). У зімкнених деревостанах таксономічна структура на рівні рядів і родин стає більш вирівняною, у ній зникають домінанти, з відносною чисельністю понад 15%. Відносна чисельність більшості домінантних родин і рядів у градієнті зімкненості крон дерев достовірно не змінюється. Вплив покриття трав'яного ярусу менший, ніж деревного ярусу. Чисельність мезофауни підстилки широколистяних лісів максимальна у двох крайніх варіантах розвитку трав'яного ярусу: фрагментарний трав'яний ярус (покриття менше 15%) та щільний травостій (покрита 90–100%). Мінімальна чисельність підстилкової мезофауни реєструється в умовах середнього покриття трав'яними рослинами (45–59%). Кількість видів, індекси різноманіття Шеннона та Пілоу достовірно не змінюються у градієнті покриття ґрунту трав'яними рослинами у широколистяних степових лісах. Кількість видів фітофагів зростає в лісових екосистемах із середніми значеннями покриття трав'янистих рослин, а сапрофагів, зоофагів і поліфагів достовірно не змінюється. Структура домінування підстилкової мезофауни найбільшою мірою трансформована у крайніх варіантах розвитку трав'яного ярусу: за фрагментарного трав'яного покриву (менше 15%) та суцільного розвитку трав'яного ярусу (90–100%). Медіана кількості видів турунів максимальна для 15–29% покриття трав'яного ярусу. Відносна чисельність Carabidae у проаналізованих градаціях покриття трав'яної рослинності достовірно не змінюється. Медіана відносної чисельності Formicidae максимальна в умовах 60–74% покриття трав'яної рослинності, Isopoda – за 15–59% покриття трав'яного ярусу.

Ключові слова: різноманіття; трофічна структура; розмірна структура; структура домінування; лісові екосистеми

Influence of tree crown density and density of the herbaceous layer on the structure of litter macrofauna of the deciduous forests of Ukraine steppe zone

V.V. Brygadyrenko

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Dnipropetrovsk, Ukraine

The count of litter macrofauna was carried out in 339 natural deciduous forest sites in Dnipropetrovsk, Zaporizhzhya, Nikolaev and Donetsk regions of Ukraine in 2001–2014. It was shown that tree crown density did not significantly influence the abundance of litter macro-

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, пр. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, 49000, Україна
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Gagarin Ave., 72, Dnipropetrovsk, 49010, Ukraine
Tel.: +38-050-939-07-88. E-mail: brigad@ua.fm

fauna and the abundance of litter invertebrates. The Shannon and Pielou diversity indexes have a tendency to raise the gradient of tree crown density (from 50% to 90–100%). The relative abundance of saprophages and zoophages reached its minimum (median was 18% and 3%, respectively) in forest sites with sparse crown cover, and, at the level of tendency, was higher in dense forests with a closed crown (median was 40% and 18%, respectively). The relative abundance of polyphages, on the contrary, was lower in these conditions (82% in sparse and 27% in closed crown cover). The number of species in each trophic group did not significantly change in relation to tree crown density. At sites with 70–79% tree crown density the size structure of the litter macrofauna was close to its optimal condition. The relative abundance of ants reached its maximum (median 73%) in sparsely timbered sites (up to 50% tree crown density), the relative share of Isopoda reached its maximum (median 40%) at sites with average crown density (50–59%). At densely wooded sites the taxonomic structure at the level of order and family was more or less level, without clearly dominant groups, each order and family occupying about 15% of the total number of macrofauna. The relative abundance of the majority of orders and families did not significantly vary in response to different levels of tree crown density. The influence of herbaceous layer cover on macrofauna was in general less than that of tree crown density. The abundance of litter macrofauna in deciduous forests reached its maximum at sites with the two extreme variants of herbaceous layer cover: sparse herbaceous cover (up to 15%) and dense herbaceous cover (over 90%). The minimal abundance of litter macrofauna was observed at sites with average herbaceous layer density (45–59%). The number of species and the Shannon and Pielou diversity indexes did not vary significantly in relation to changes in herbaceous layer density in deciduous forests of the steppe zone of Ukraine. The number of phtyophage species was higher at sites with average values for herbaceous layer density, while the number of saprophage, zoophage and polyphage species did not significantly change. The dominance structure of litter macrofauna was maximally transformed at sites with the extreme variants of herbaceous layer cover: sparse herbaceous cover (up to 15%) and dense herbaceous cover (over 90%). The median number of ground beetle species reached its maximum at sites with 15–29% herbaceous layer cover. The median of the relative abundance of ground beetles did not significantly change relative to the extent of herbaceous layer cover. The median of the relative abundance of Formicidae reached its maximum at sites with 60–74% herbaceous layer cover and for Isopoda this maximum was reached at sites with 15–59% herbaceous layer cover.

Keywords: diversity; trophic structure; dimensional structure; structure of domination; forest ecosystems

Вступ

Стабільність умов зволоження має найбільший вплив на багатство підстилкової мезофауни в умовах лісів степової зони (Brygadyrenko, 2014). Для більшості видів мезофауни достатньо середньої зволоженості середовища, але необхідна умова – стабільність гідрологічного режиму (Jabin et al., 2004). Необхідно, щоб зволоження було постійним протягом усього теплого періоду року (Bachinsky, 1962; Belgard, 1971). Гідрологічний режим підтримується на сталому рівні за умов середньої та високої зімкненості крон деревного та чагарникового ярусів, а також покриття трав'янистих рослин (Grytsan, 2000; Ivan'ko, 2009). З одного боку, вегетативні органи рослин унеможливлюють надмірне перегрівання поверхні підстилки прямими сонячними променями у середині дня, з іншого – через продихи рослин під лісовий намет надходить додаткова волога, піднята корінням із глибини понад один метр.

Тіньова світлова структура насаджень забезпечує створення лісового мікроклімату, сприятливого для існування грибів і бактерій, здатних формувати специфічні сполуки у складі підстилки (Belgard, 1971; Grytsan, 2000), які збагачують опале листя на певних етапах ферментації речовинами, придатними до споживання сапрофагами. Отже, вплив світла на мезофауну може відбуватися не тільки безпосередньо, а й опосередковано.

Розвиток трав'янистих рослин триває протягом сезону нерівномірно. Весняні лісові ефемери та ефемероїди можуть утворювати щільний покрив (*Asarum europaeum* L., *Polygonatum multiflorum* (L.) All., *Pulmonaria obscura* Dumort., *Viola odorata* L., *V. hirta* L., *Convallaria majalis* L. тощо), натомість на початку літа кількість вегетуючих видів та їх сумарне покриття істотно зменшується (домінують *Aegopodium podagraria* L., *Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm., *Stellaria holostea* L., *Glechoma hederacea* L., *Ballota nigra* L.) через ущільнення листяного намету чагарників і дерев, а також зменшення кількості атмосферних опадів, які здатні досягати поверхні ґрунту в середині сезону вегетації. Наприкінці літа підстилка та верхні горизонту ґрунту у більшості типів степових лісів висихають, що унеможливлює підтримання активності для значної частини видів безхребетних: тварини переходять у стан діапаузи. Восени у травя'ному покриві внаслідок поступового опадання листя чагарників і дерев оптимізується освітленість, зростає кількість опадів, що забезпечує можливість вегетації частини видів (у першу чергу *Chelidonium majus* L., *Galium aparine* L. та *Stellaria media* (L.) Vill.). Отже, керівною підсистемою лісу виступають деревний і чагарниковий яруси, підпорядкованою – трав'янисті рослини. Підстилкові безхребетні тварини змінюють свою чисельність (розмноження або загибель, горизонтальна або вертикальна міграція) у мінливих умовах рослинного покриву, який, у свою чергу, формується під впливом атмосферних опадів, за певних ґрунтово-рослинних умов.

Комплексних досліджень, присвячених аналізу основних характеристик підстилкової мезофауни та виконаних на значній кількості пробних ділянок, досі проведено не достатньо (Stamps and Linit, 1997; Reynolds et al., 2003; Sobek et al., 2009). Спостереження для декількох десятків пробних ділянок (Brygadyrenko, 2003, 2004; Brygadyrenko and Solovjov, 2007; Brygadyrenko and Komarov, 2008; Fedorchenko and Brygadyrenko, 2008; Moroz et al., 2011; Brygadyrenko et al., 2012; Faly and Brygadyrenko, 2014) не дозволяють установити загальні закономірності мінливості підстилкової мезофауни. Тому мета даної статті – оцінити загальні закономірності мінливості основних характеристик, трофічної, розмірної, таксономічної структури та структури домінування угруповань підстилкової мезофауни у природних широколистяних лісах степової зони України у градієнті зімкненості крон дерев і покриття трав'янистих рослин.

Матеріал і методи досліджень

Обстежено пробні ділянки лісових екосистем на території Дніпропетровської, Запорізької, Миколаївської, Донецької областей України, ліси 30–200-річного віку (2001–2014 рр.). Під час геоботанічного опису за станда-

ртною методикою враховували ступінь зімкненості деревного та чагарникового ярусів, покриття трав'яного біогеогоризонту для всіх рослин (для кожного виду окремо та для всіх видів певного ярусу разом). Проаналізовано 339 лісових екосистем, детальну характеристику яких наведено у попередній публікації (Brygadyrenko, 2015).

Ґрунтові пастки (500 мл із 20% розчином NaCl) перевіряли залежно від погодних умов кожні 5–7 діб протягом 20–185 діб (від 3 до 24 вибірок на кожній пробній ділянці). Для порівняння структури угруповань мезофауни підстилки аналізували 20-добові проміжки часу (середина червня) по одному для кожної пробної ділянки. Різноманіття мезофауни (Shannon and Weaver, 1949; Pilou, 1977) та інші проаналізовані у статті характеристики розраховували для 20-добового періоду середини червня. Домінантами вважали родини або ряди, які перевищували 3% сумарної чисельності мезофауни. Обробку результатів здійснювали у пакеті програм Statistica 8.0. На діаграмах показані медіана, 25–75% квартилі та окремі точки даних: так звані «викиди» (°) та «екстремуми» (*). У тексті наведено лише медіани характеристик: саме вони, а не середні значення найпоказовіші для розподілу, який часто відхиляється від нормального. Для порівняння вибірок застосовано однофакторний дисперсійний аналіз, при цьому розбіжності між значеннями характеристик вважали достовірними за $P < 0,05$.

Результати та їх обговорення

Вплив на підстилкову мезофауну зімкненості крон деревного ярусу

Основні характеристики. Зімкненість крон дерев достовірно не впливає на чисельність підстилкової мезофауни та кількість видів безхребетних у підстилці (рис. 1). Індекси різноманіття Шеннона та Пілоу мають тенденцію до підвищення у градієнті зімкненості крон дерев (від менше 50% до 90–100%), їх медіана зростає з 1,5 до 3,5 та з 0,34 до 0,82 біт відповідно (рис. 1*в*, *г*).

Трофічна структура. Відносна чисельність фітофагів (рис. 2*а*) має тенденцію до зростання з 0,5% у розріджених деревостанах (зімкненість менше 50%) до 5% у лісах із зімкненим наметом (90–100%). Відносна чисельність сапрофагів і зоофагів мінімальна (медіана 18% та 3%) у лісових екосистемах із розрідженим наметом (рис. 2*б*, *в*), має тенденцію до зростання у лісах із зімкненим деревостаном (40% та 18%). Відносна чисельність поліфагів у мезофауні, навпаки, за цих умов зменшується з 82% до 27% (рис. 2*г*). Кількість видів кожної із чотирьох розглянутих трофічних груп достовірно не змінюється у градієнті зімкненості крон дерев у широколистяних лісах степової зони (рис. 3).

Структура домінування. Кількість рідкісних видів (менше 1,5% за чисельністю) максимальна за умов зімкненості крон 70–79% (рис. 4*г*), мінімальна – за 90–100% зімкненості (рис. 4*е*). Мінімальна кількість домінантних видів спостерігається за умов 80–89% зімкненості крон (рис. 4*д*). У крайніх варіантах (за умов розрідженого намету із зімкненістю менше 50% та ущільненого деревостану із зімкненістю понад 90%) дослідженого градієнта спостерігається трансформація структури домінування угруповання підстилкової мезофауни (рис. 4*а*, *е*). Оптимальна структура домінування зареєстрована за умов зімкненості крон 70–79% (рис. 4*г*).

Розмірна структура. Частка найменшої розмірної групи (менше 4 мм довжини тіла) максимальна у розріджених широколистяних лісах (медіана 73%, рис. 5*а*). Висота основного піка для розмірної групи 4–7 мм максимальна (69%, рис. 5*б*) у широколистяних лісах із 50–59% зімкненості крон, поступово зменшуючись до 19–28% за умов 80–100% зімкненості крон (рис. 5*д*, *е*). Частка максимальних за розмірами тіла безхребетних (понад 20 мм) достовірно не змінюється у градієнті зімкненості крон дерев. Додаткові піки для розмірної групи 12–15 мм довжини тіла наявні у варіантах із розрідженими кронами дерев (до 50% та 50–59%, рис 5*а*, *б*). За умов 70–79% зімкненості крон дерев (рис. 5*г*) розмірна структура підстилкової мезофауни наближається до оптимальної.

Подібні закономірності прослідковуються і за розмірною структурою підстилкової мезофауни за кількістю видів (рис. 6). Кількість видів мінімальної за розмірами групи мезофауни (менше 4 мм) достовірно не змінюється у градієнті зімкненості крон. Висота піка для групи 4–7 мм максимальна (11 видів) за умов 50–59% зімкненості крон (рис. 6*б*). В усіх градаціях наявні 1–2 види безхребетних (медіана), довжиною тіла понад 20 мм. Як і за чисельністю, за кількістю видів у розмірній структурі лісових екосистем із розрідженим наметом (менше 50%) також спостерігається додатковий пік для розмірної групи довжиною тіла 12–15 мм (рис. 6а).

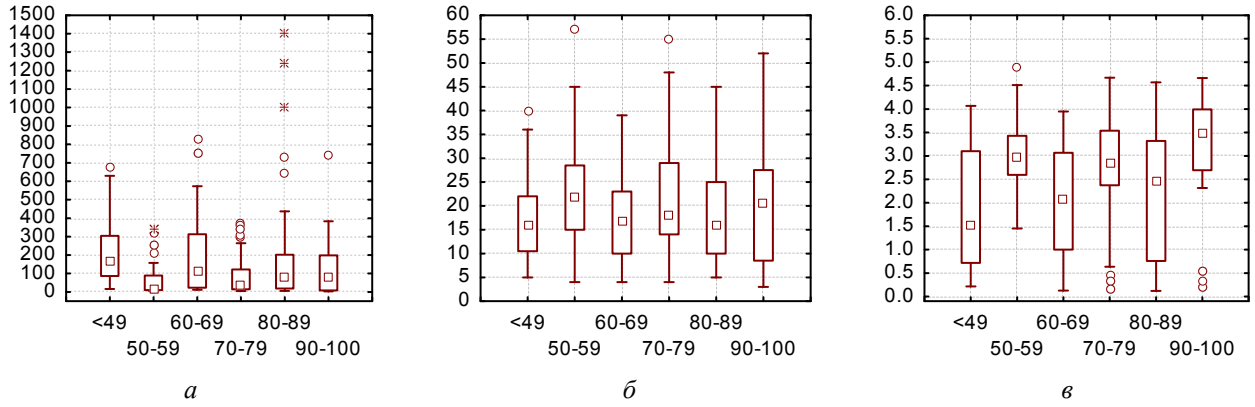
Таксономічна структура. При зростанні зімкненості крон дерев кількість видів домінантних родин і рядів безхребетних у підстилковій мезофауні достовірно не змінюється (рис. 7). Кількість видів мурах досягає максимуму (медіана – 4 види) в умовах розрідженого деревного намету (50–59%, рис. 7*б*). Відносна чисельність мурах у підстилковій мезофауні максимальна (73%) також у розріджених деревостанах (менше 49%, рис. 8а), відносна частка Isopoda максимальна (медіана 40%) також за умов розрідженого деревного намету (50–59%, рис. 8*б*). За умов зімкнених деревостанів таксономічна структура на рівні рядів і родин стає більш вирівняною, у ній зникають домінанти, з відносною чисельністю понад 15% (рис. 8*д*, *е*). Відносна чисельність більшості домінантних родин і рядів у градієнті зімкненості крон дерев достовірно не змінюється.

Вплив на підстилкову мезофауну покриття трав'яного ярусу

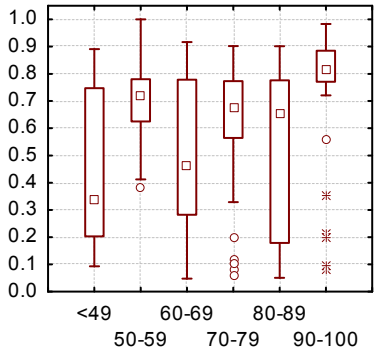
Основні характеристики. Сумарна чисельність мезофауни підстилки широколистяних лісів максимальна за умов двох крайніх варіантів розвитку трав'яного ярусу: фрагментарний трав'яний ярус (зімкненість менше 15%) – 103 екз./100 пастко-діб та щільний травостій (зімкненість 90–100%) – 141 екз./100 пастко-діб (рис. 9*а*). Мінімальна чисельність підстилкової мезофауни (медіана – 16 екз./100 пастко-діб) реєструється за умов середнього покриття трав'яними рослинами (45–59%, рис. 9*а*). Кількість видів, індекси різноманіття Шеннона та Пілоу (рис. 9*б*, *в*, *г*) достовірно не змінюються у градієнті покриття ґрунту трав'яними рослинами у широколистяних степових лісах.

Трофічна структура. Відносна чисельність фітофагів (рис. 10*а*) у підстилковій мезофауні має тенденцію до

зменшення з 4–6% у широколистяних лісах із фрагментарним трав'яним ярусом (менше 45%) до 1% у лісах із щільним трав'яним покривом (понад 75%). Відносна чисельність сапрофагів, зоофагів і поліфагів (рис. 10*б*, *в*, *г*) достовірно не змінюється залежно від проективного покриття трав'янистих рослин у широколистяних лісах степової зони. Кількість видів фітофагів зростає в лісових екосистемах із середніми значеннями покриття трав'янистих рослин (рис. 11*а*), а сапрофагів, зоофагів і поліфагів достовірно не змінюється (рис. 11*б*, *в*, *г*).

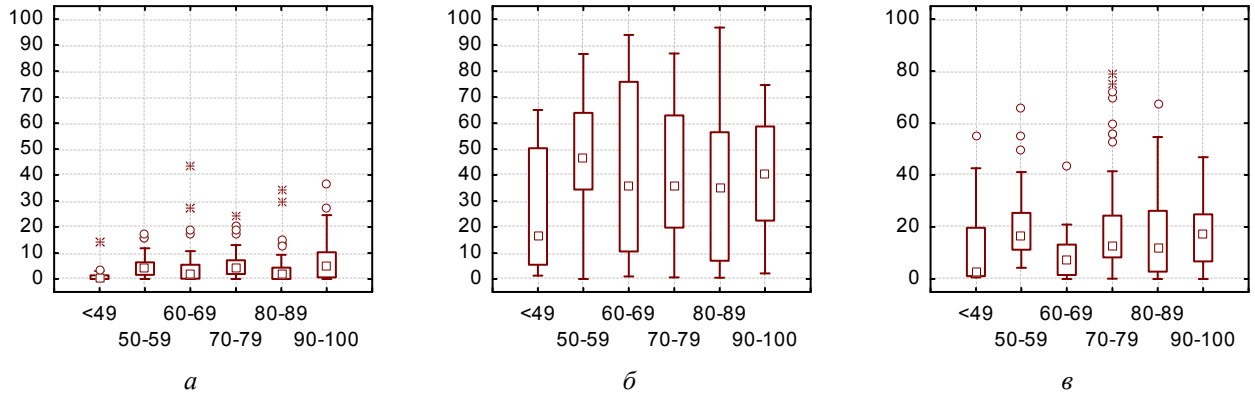


а *б* *в*

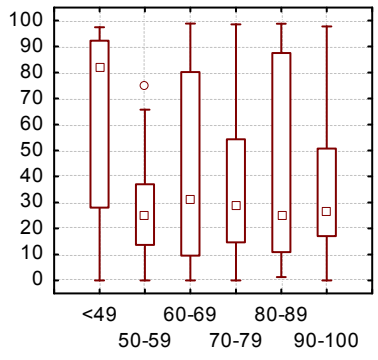


г

Рис. 1. Основні характеристики підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від зімкненості крон деревного ярусу: *а* – сумарна чисельність (екз./100 пастко-діб), *б* – кількість видів, *в* – індекс Шеннона (біт), *г* – індекс Пілоу (біт); по осі абсцис – зімкненість крон деревного ярусу, по осі ординат – значення характеристик



а *б* *в*



г

Рис. 2. Трофічна структура (за чисельністю) підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від зімкненості крон деревного ярусу: *а* – фітофаги, *б* – сапрофаги, *в* – зоофаги, *г* – поліфаги; по осі абсцис – зімкненість крон деревного ярусу, по осі ординат – частка трофічної групи в герпетобії (%)

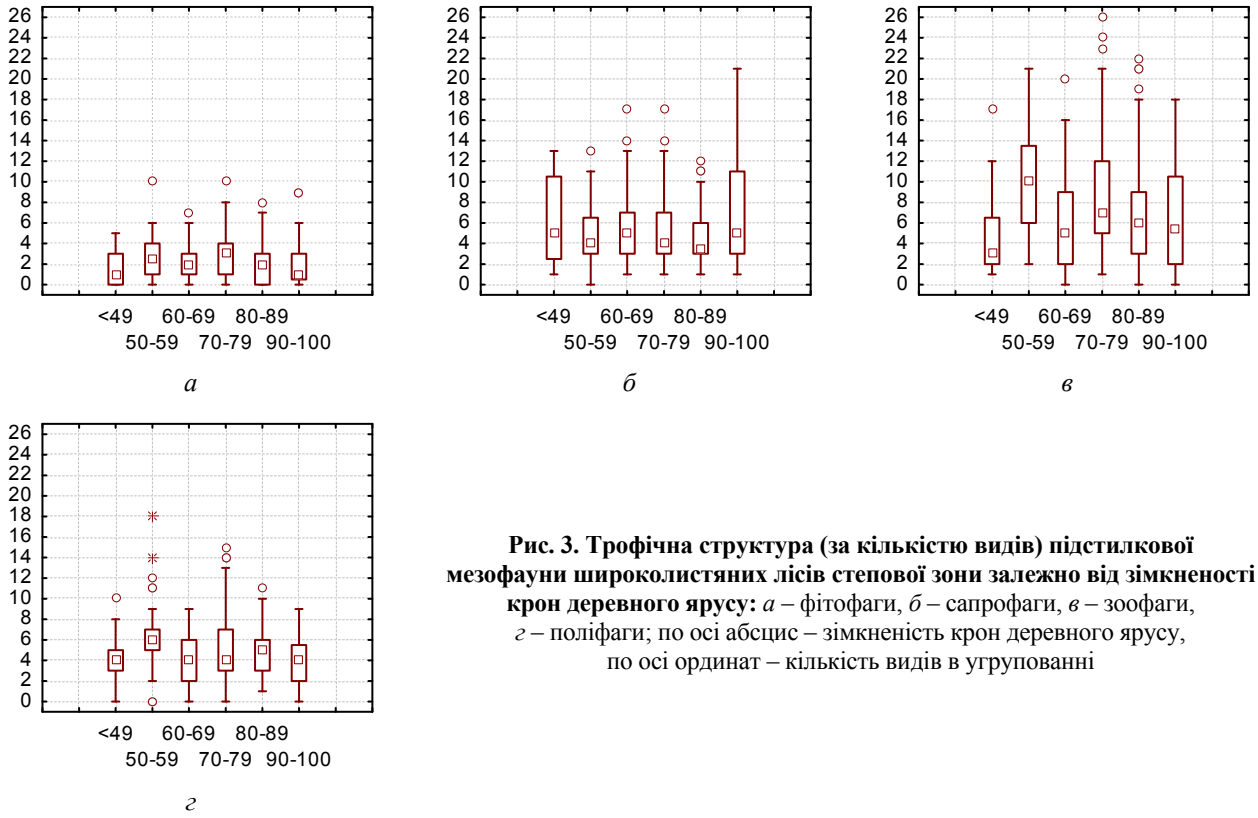


Рис. 3. Трофічна структура (за кількістю видів) підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від зімкненості крон деревного ярусу: *а* – фітофаги, *б* – сапрофаги, *в* – зоофаги, *г* – поліфаги; по осі абсцис – зімкненість крон деревного ярусу, по осі ординат – кількість видів в угрупованні

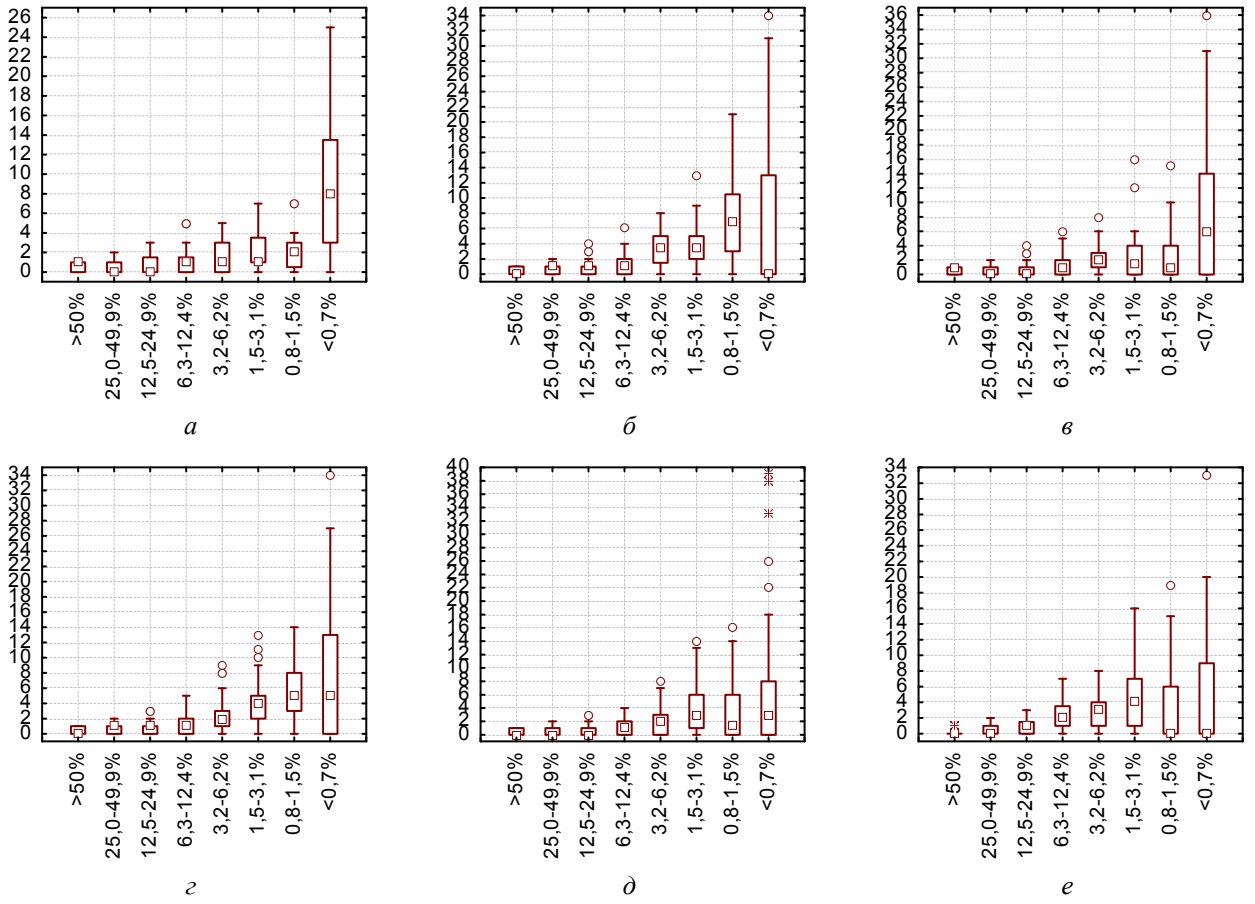


Рис. 4. Структура домінування підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від зімкненості крон деревного ярусу: *а* – зімкненість крон дерев < 49%, *б* – 50–59%, *в* – 60–69%, *г* – 70–79%, *д* – 80–89%, *е* – 90–100%; по осі абсцис – частка виду в угрупованні (%), по осі ординат – кількість видів в угрупованні

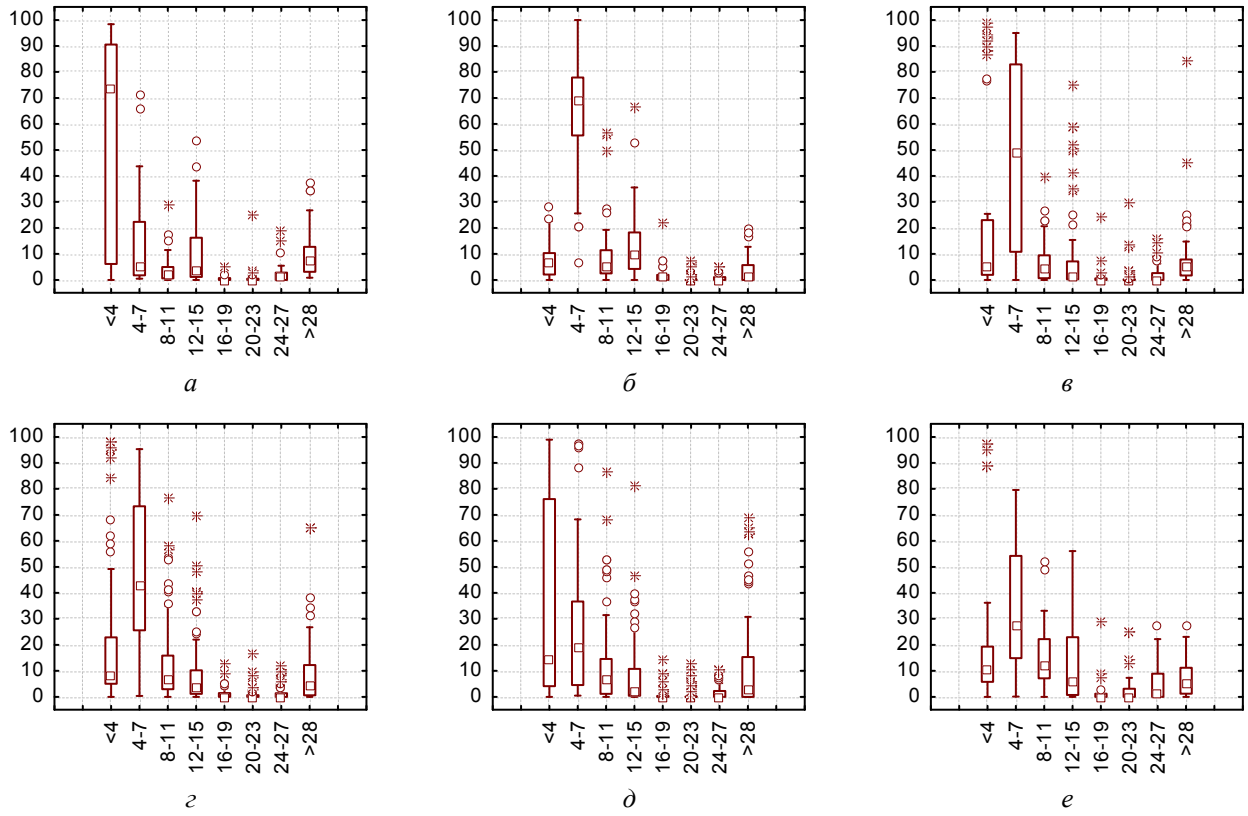


Рис. 5. Розмірна структура підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від зімкненості крон деревного ярусу: а – зімкненість крон дерев < 49%, б – 50–59%, в – 60–69%, г – 70–79%, д – 80–89%, е – 90–100%; по осі абсцис – довжина тіла особин (мм), по осі ординат – частка особин даної розмірної групи за чисельністю (%)

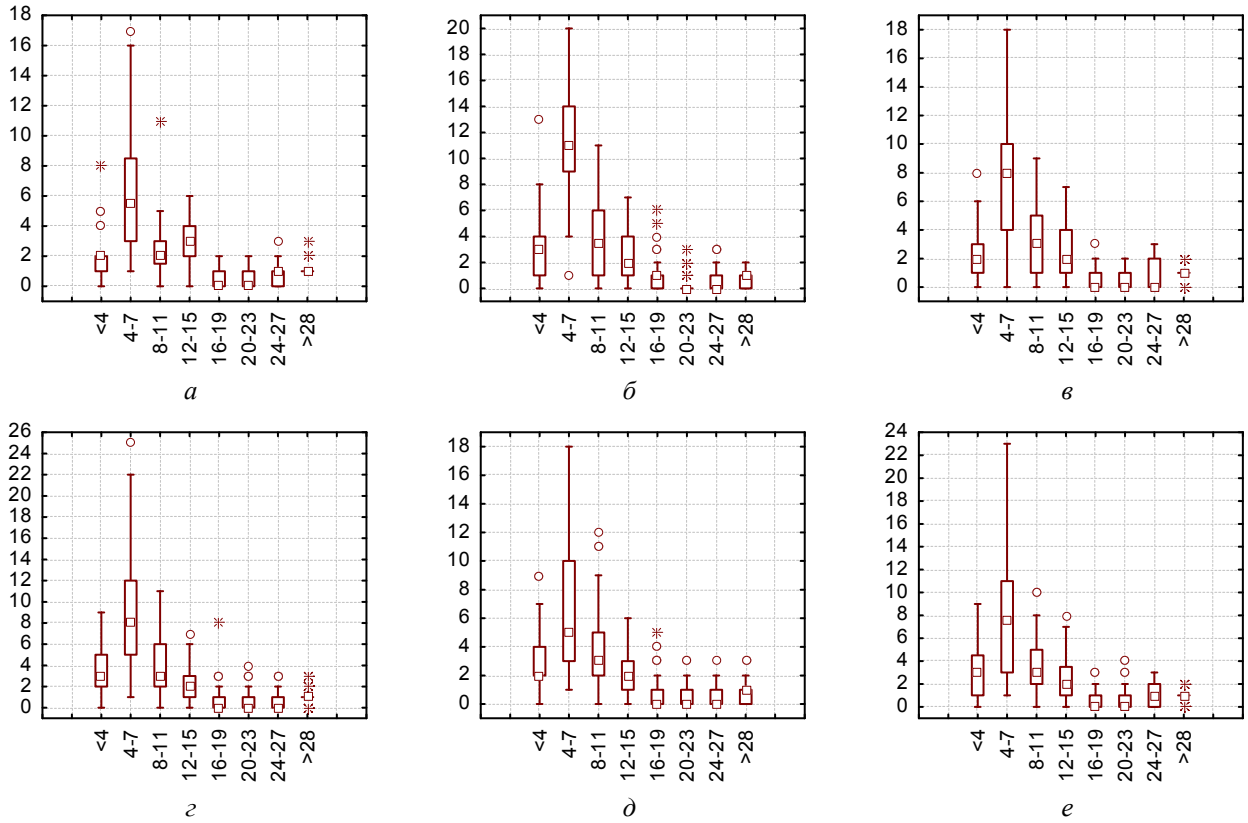


Рис. 6. Розмірна структура підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від зімкненості крон деревного ярусу: *а* – зімкненість крон дерев < 49%, *б* – 50–59%, *в* – 60–69%, *г* – 70–79%, *д* – 80–89%, *е* – 90–100%; по осі абсцис – довжина тіла особин (мм), по осі ординат – кількість видів даної розмірної групи

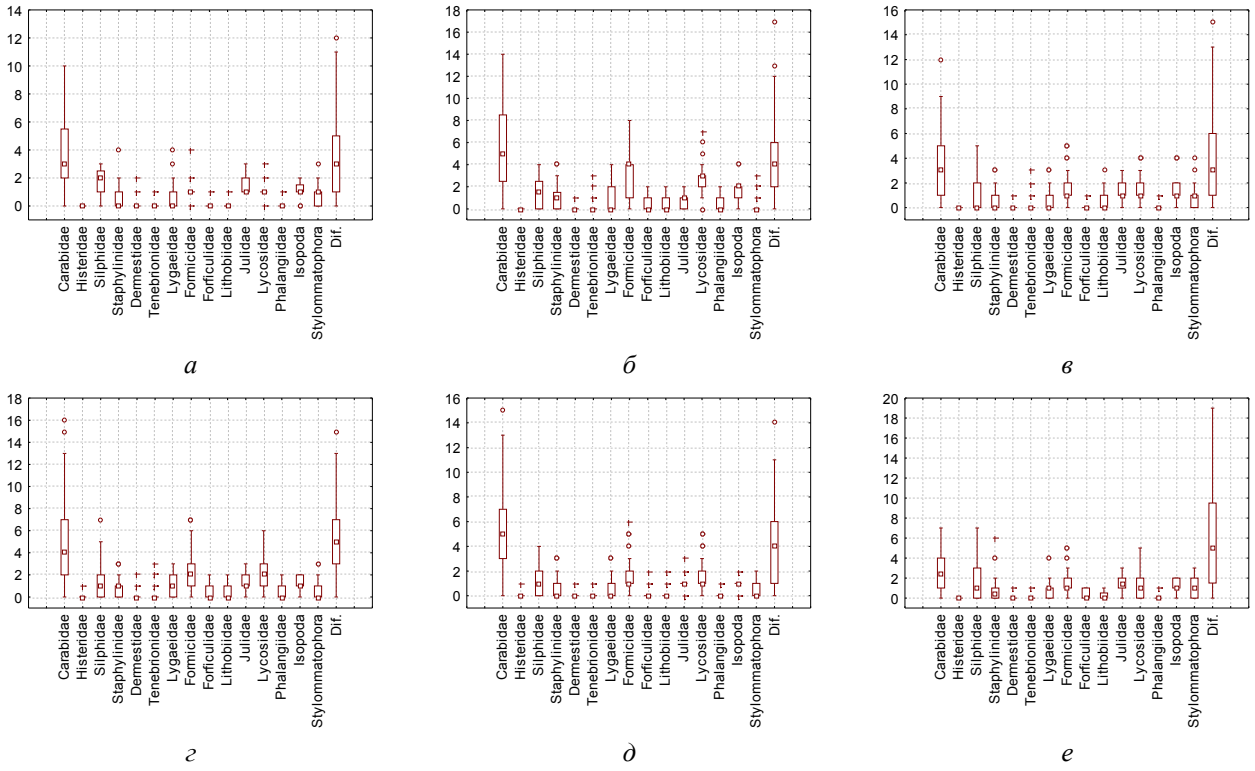


Рис. 7. Таксономічна структура підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від зімкненості крон деревного ярусу: *а* – зімкненість крон дерев < 49%, *б* – 50–59%, *в* – 60–69%, *г* – 70–79%, *д* – 80–89%, *е* – 90–100%; по осі абсцис – домінантні таксономічні групи, по осі ординат – кількість видів даної групи в угрупованні; Dif. – види інших таксономічних груп

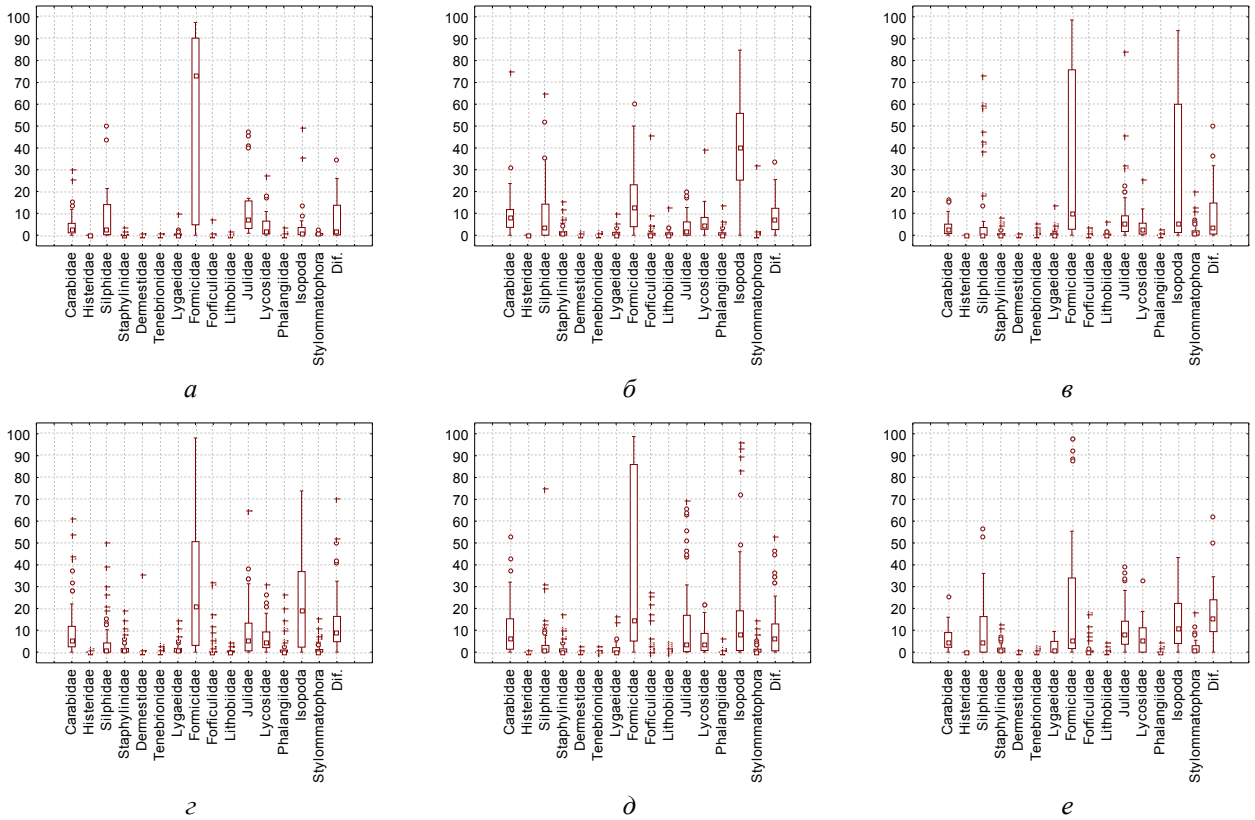
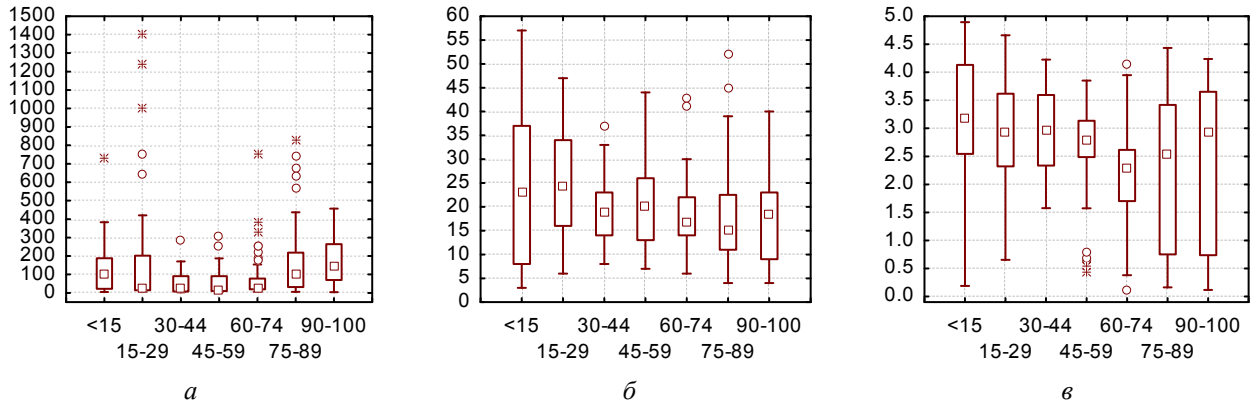
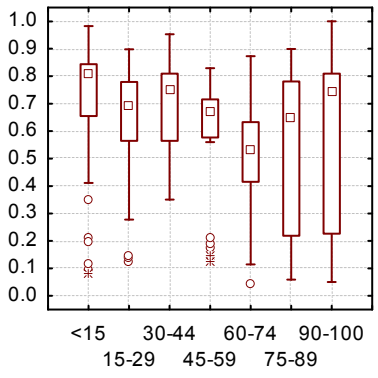


Рис. 8. Таксономічна структура підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від зімкненості крон деревного ярусу: *а* – зімкненість крон дерев < 49%, *б* – 50–59%, *в* – 60–69%, *г* – 70–79%, *д* – 80–89%, *е* – 90–100%; по осі абсцис – домінантні таксономічні групи, по осі ординат – частка даної групи в угрупованні за чисельністю (%); Dif. – види інших таксономічних груп

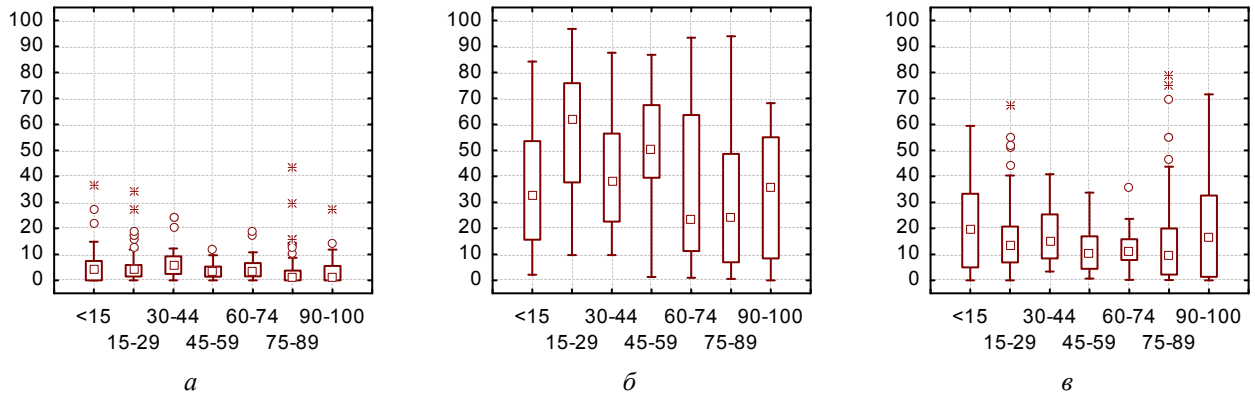


а *б* *в*

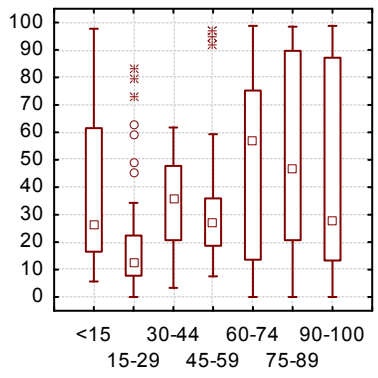


г

Рис. 9. Основні характеристики підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від сумарного покриття трав'яного ярусу: *а* – сумарна чисельність (екз./100 пастко-діб), *б* – кількість видів, *в* – індекс Шеннона (біт), *г* – індекс Пілоу (біт); по осі абсцис – сумарне покриття трав'яного ярусу, по осі ординат – значення характеристик



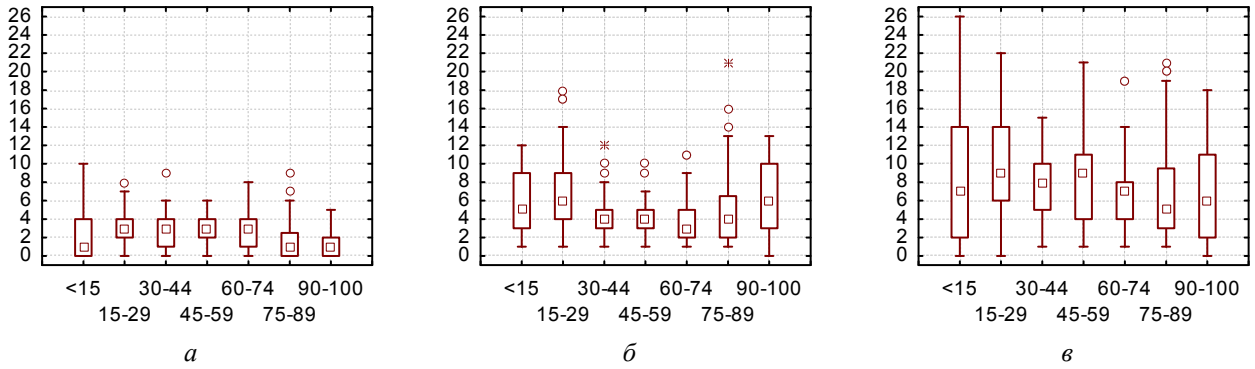
а *б* *в*



г

Рис. 10. Трофічна структура (за чисельністю) підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від сумарного покриття трав'яного ярусу: *а* – фітофаги, *б* – сапрофаги, *в* – зоофаги, *г* – поліфаги; по осі абсцис – сумарне покриття трав'яного ярусу, по осі ординат – частка трофічної групи в герпетобії (%)

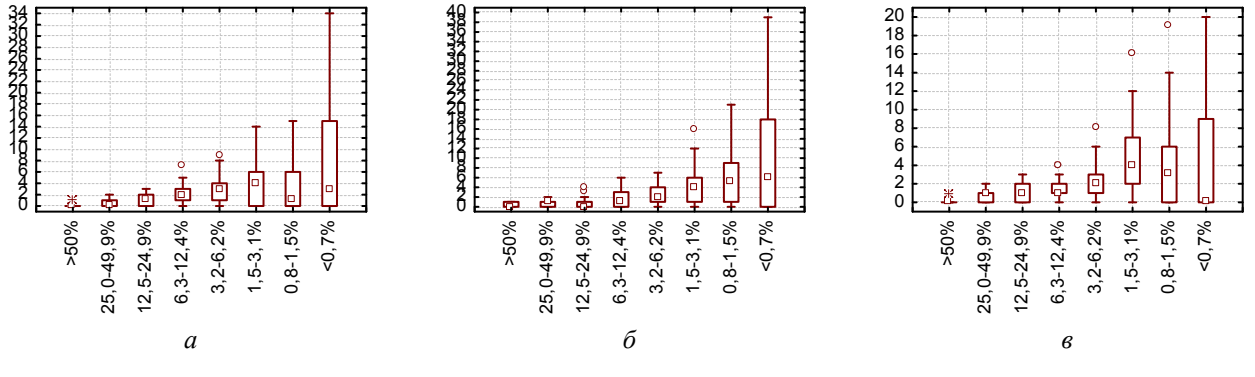
Структура домінування. Частка рідкісних видів (менше 1,5% за чисельністю) достовірно не змінюється у досліджених градаціях покриття трав'янистими рослинами (рис. 12). Структура домінування підстилкової мезофауни найбільшою мірою трансформована у крайніх варіантах розвитку трав'яного ярусу (рис. 12*а*, *ж*): за фрагментарного трав'яного покриву (менше 15%) та суцільного розвитку трав'яного ярусу (90–100%).



а *б* *в*

г

Рис. 11. Трофічна структура (за кількістю видів) підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від сумарного покриття трав'яного ярусу: *а* – фітофаги, *б* – сапрофаги, *в* – зоофаги, *г* – поліфаги; по осі абсцис – сумарне покриття трав'яного ярусу, по осі ординат – кількість видів в угрупованні



а *б* *в*

г *д* *е*

ж

Рис. 12. Структура домінування підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від сумарного покриття трав'яного ярусу: *а* – сумарне покриття трав'яного ярусу <15%, *б* – 15–29%, *в* – 30–44%, *г* – 45–59%, *д* – 60–74%, *е* – 75–89%, *ж* – 90–100%; по осі абсцис – частка виду в угрупованні (%), по осі ординат – кількість видів в угрупованні

Розмірна структура. Частка найменшої розмірної групи (менше 4 мм) достовірно не змінюється у градієнті покриття трав'яних рослин, досягаючи максимуму в умовах 75–89% покриття трав'яної рослинності (рис. 13*е*). Медіана найчисельнішої розмірної групи (4–7 мм) достовірно зменшується з 37–74% в умовах 0–74% покриття трав'яної рослинності до 10–23% в умовах 75–100% покриття трав'яного ярусу (рис. 13). Найбільші розмірні групи достовірно не змінюють своєї відносної чисельності у широколистяних лісах із різним покриттям трав'яних рослин. Максимальна висота піка розмірної групи 4–7 мм за кількістю видів (8–10 видів) спостерігається у лісах із середнім (15–74%) покриттям трав'яного ярусу (рис. 14*б*, *в*, *г*, *д*), у той час як у крайніх варіантах (фрагментарної або надзвичайно щільної трав'яної рослинності, рис. 14*а*, *е*, *ж*) медіана для цієї розмірної групи зменшується до 6–7 видів.

Таксономічна структура. У градієнті покриття трав'яної рослинності достовірних змін кількості видів для наймасовіших родин і рядів безхребетних підстилки не зареєстровано (рис. 15). Медіана кількості видів турунів максимальна для 15–29% зімкненості трав'яного ярусу (рис. 15*б*). Відносна чисельність Carabidae у проаналізованих градаціях покриття трав'яної рослинності достовірно не змінюється (рис. 16). Медіана відносної чисельності Formicidae максимальна (51%, рис. 16*д*) за умов 60–74% покриття трав'яної рослинності; за умов зменшення чи збільшення покриття відносна чисельність мурах має тенденцію до зниження (медіана 4–25% та 8–30% відповідно). Медіана чисельності Isopoda максимальна (21–38%, рис. 16*б*, *в*, *г*) за умов 15–59% покриття трав'яного ярусу; у лісових екосистемах із щільнішим травостоєм відносна чисельність Isopoda зменшується до 3–7% (рис. 16*д*, *е*, *ж*). Чисельність інших таксономічних груп достовірно не змінюється.

Таким чином у природних широколистяних лісах степової зони України основні характеристики підстилкової мезофауни залишаються досить стабільними, за умов зміни характеристик середовища відбувається поступова ротація видів усередині таксономічних (родин і рядів), трофічних або розмірних групп безхребетних тварин (Brygadyrenko, 2006, 2014, 2015a, 2015b).

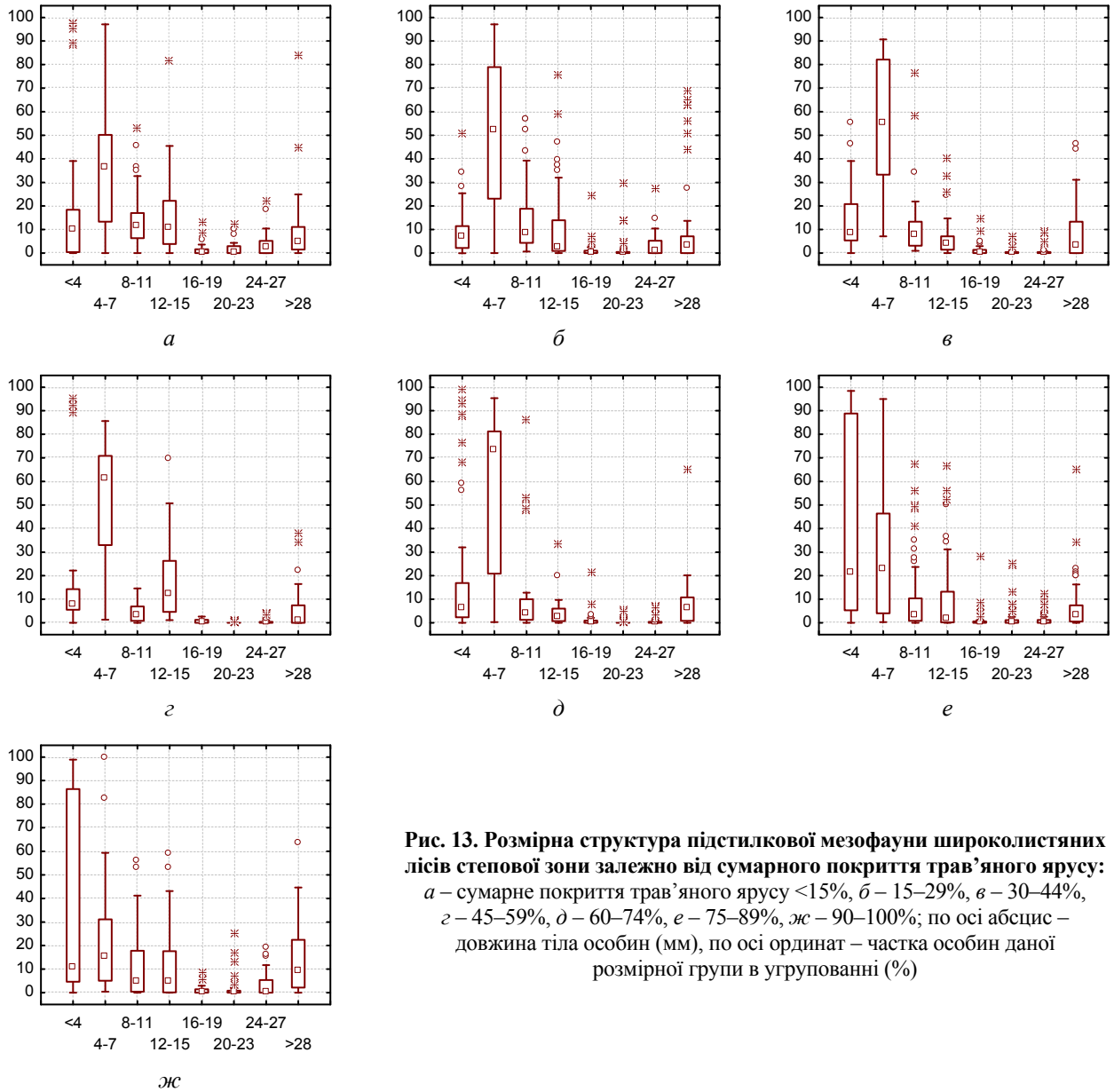


Рис. 13. Розмірна структура підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від сумарного покриття трав'яного ярусу: *а* – сумарне покриття трав'яного ярусу <15%, *б* – 15–29%, *в* – 30–44%, *г* – 45–59%, *д* – 60–74%, *е* – 75–89%, *ж* – 90–100%; по осі абсцис – довжина тіла особин (мм), по осі ординат – частка особин даної розмірної групи в угрупованні (%)

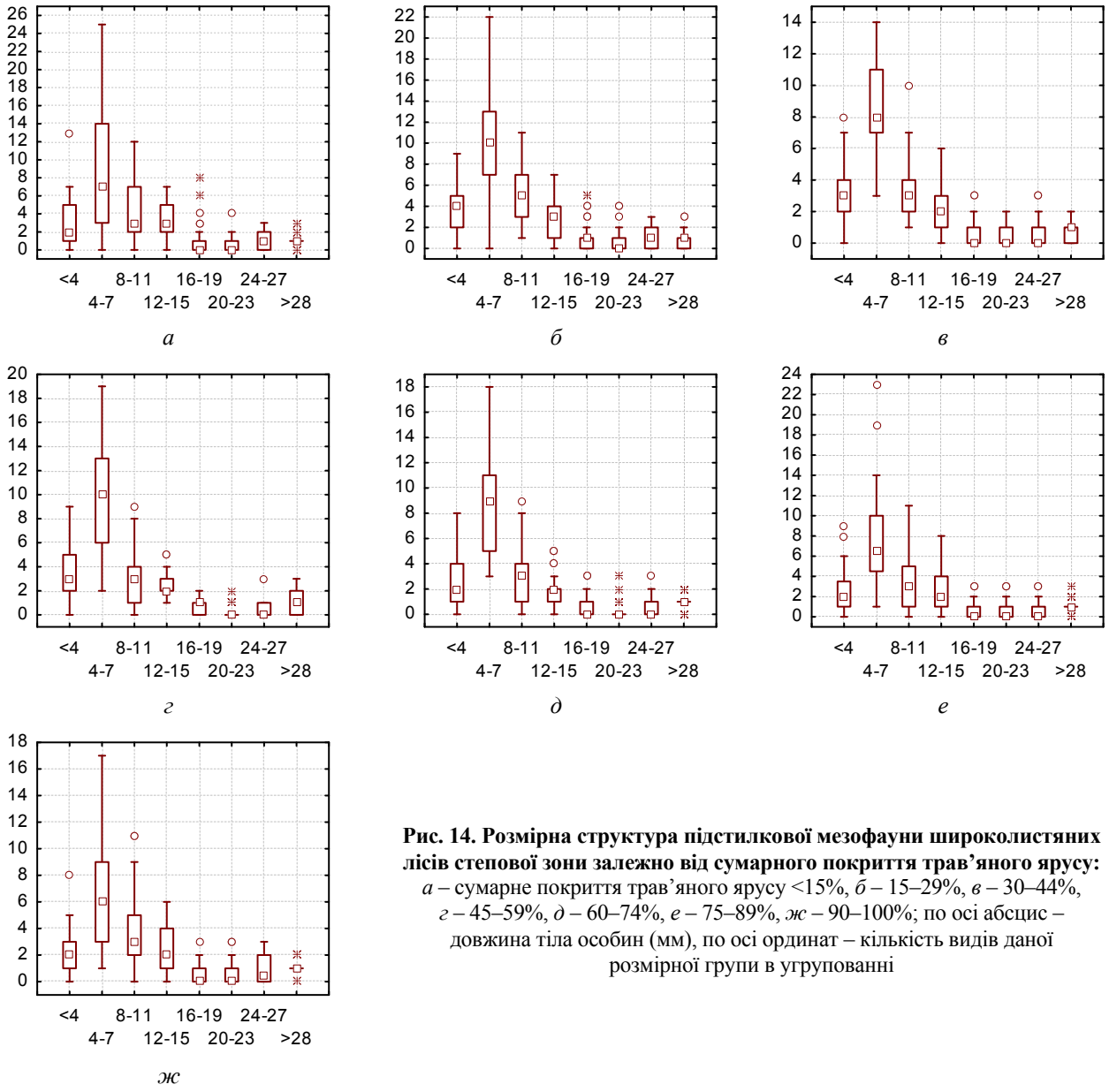


Рис. 14. Розмірна структура підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від сумарного покриття трав'яного ярусу: *а* – сумарне покриття трав'яного ярусу <15%, *б* – 15–29%, *в* – 30–44%, *г* – 45–59%, *д* – 60–74%, *е* – 75–89%, *ж* – 90–100%; по осі абсцис – довжина тіла особин (мм), по осі ординат – кількість видів даної розмірної групи в угрупованні

За висловом давньогрецького філософа Аристотеля, «Natura ablwrret vacuum» – «Природа не терпить пустоти». Видовий склад конкретної лісової екосистеми може змінюватися, але незаповненої ніші (трофічної, розмірної чи будь-якої іншої), як правило, не залишається. Конкуренція між видами за ресурси середовища у лісах степової зони надзвичайно напружена, вона забезпечує підтримання сталості основних характеристик угруповань тваринних організмів підстилки (Brygadyrenko, 2014).

У степовій зоні ця конкуренція посилюється за рахунок того, що лісова екосистема в цілому перебуває в умовах «географічної невідповідності» умовам місцеперебування (Belgard, 1971), межує із зональною степовою або азональною лучною рослинністю, яка проникає під лісовий намет разом із притаманними для неї видами безхребетних тварин (Kulbachko et al., 2011). Отже, безхребетні тварини лісу конкурують у степовій зоні не лише між собою, а і з іншими видами, не характерними для лісів. Територіальне розташування лісової рослинності по балках і долинах річок у Степу у багато разів посилює екотонний вплив на лісову підстилкову мезофауну, а порушення зв'язків між лісами, їх «острівне розташування» не дозволяє тваринам ефективно мігрувати між окремими екосистемами (Didham, 1997; Hanski, 1999). Більшість лісів степової зони не перебувають у клімаксовому стані, зазнають впливу людини, їх видовий склад збагачується адвентивними видами, а отже, і мезофауна таких екосистем поступово змінюється (Butterfield and Malvido, 1992; Bulakhov et al., 2003; Pakhomov et al., 2011). Зміни структури підстилкової мезофауни відбуваються не тільки на нижніх щаблях трофічного ланцюга (на рівні фітофагів і сапрофагів). Вплив посилюється на другому, третьому та четвертому рівнях консументів (зоофаги першого та другого порядків, поліфаги). За даними різних авторів, в окремих випадках відбувається посилення відмінностей між еталонними та трансформованими екосистемами на вищих рівнях трофічної мережі (Rainio and Niemela, 2003; Oxbrough et al., 2005; Pearce and Venier, 2006; Talbot et al., 2008; Cameron and Leather, 2012; Slipinski et al., 2012).

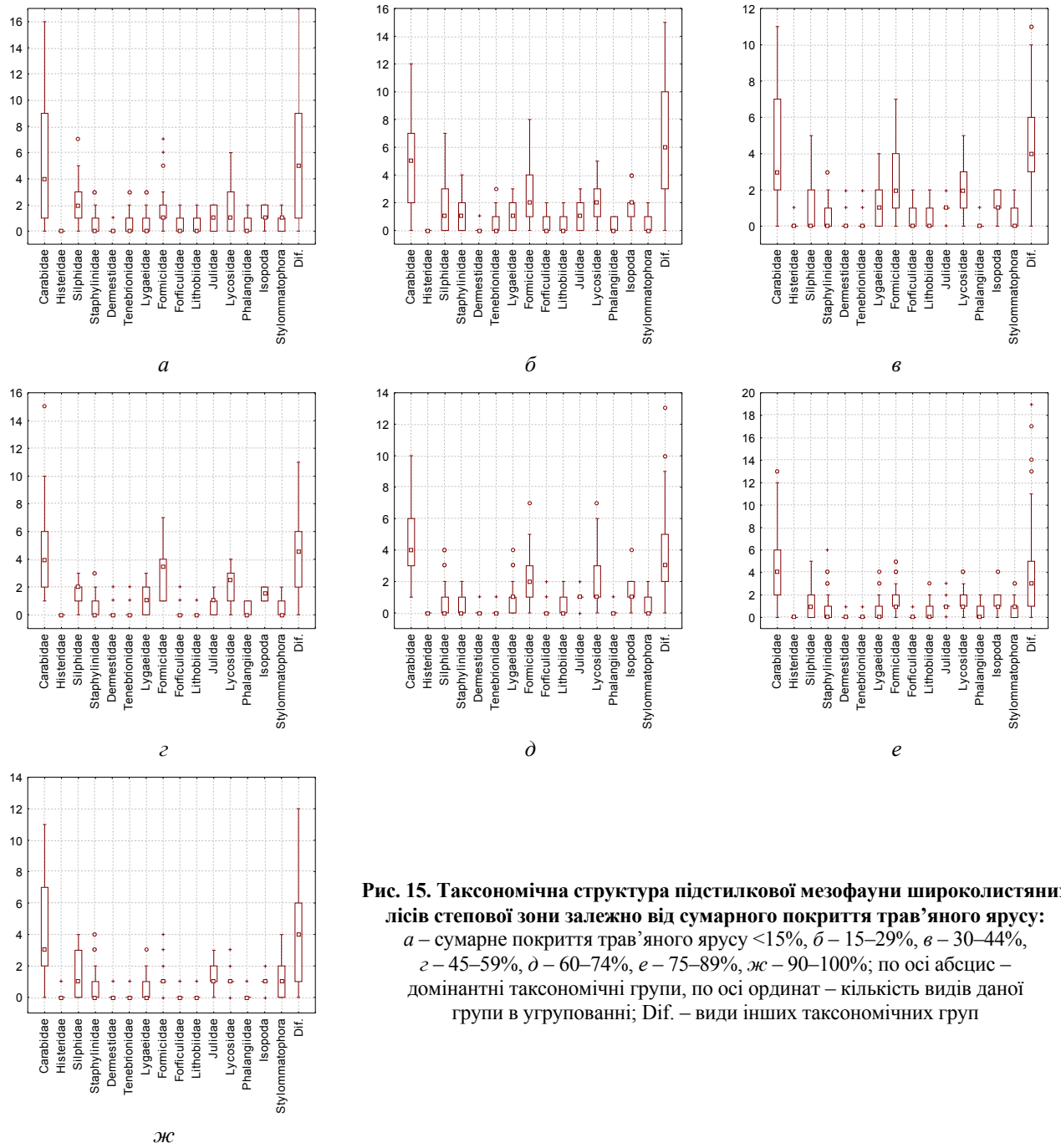


Рис. 15. Таксономічна структура підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від сумарного покриття трав'яного ярусу:
а – сумарне покриття трав'яного ярусу <15%, *б* – 15–29%, *в* – 30–44%, *г* – 45–59%, *д* – 60–74%, *е* – 75–89%, *ж* – 90–100%; по осі абсцис – домінантні таксономічні групи, по осі ординат – кількість видів даної групи в угрупованні; Dif. – види інших таксономічних груп

Отже, виявлені у цій статті закономірності формування угруповань безхребетних тварин ілюструють фундаментальні принципи побудови багатовидових угруповань живих організмів: стабільність угруповання в цілому за умов випадкової мінливості окремих його елементів. Механізм, який забезпечує таку стабільність, – конкуренція за ресурси середовища, поєднана з високими міграційною здатністю та темпами розмноження.

Висновки

Зімкненість крон дерев достовірно не впливає на чисельність підстилкової мезофауни та кількість видів безхребетних у підстилці. Індекси різноманіття Шеннона та Пілоу мають тенденцію до підвищення у градієнті зімкненості крон дерев (від менше 50% до 90–100%), їх медіана зростає з 1,5 до 3,5 та з 0,34 до 0,82 біта відповідно.

Відносна чисельність сапрофагів і зоофагів мінімальна (медіана 18% та 3%) у лісових екосистемах із розрідженим наметом, має тенденцію до зростання у лісах із зімкненим деревостаном (40% та 18%). Відносна чисельність поліфагів у мезофауні, навпаки, за цих умов зменшується з 82% до 27%. Кількість видів кожної трофічної групи достовірно не змінюється у градієнті зімкненості крон дерев у широколистяних лісах степової зони.

У крайніх варіантах (за умов розрідженого намету із зімкненістю менше 50% та ущільненого деревостану із зімкненістю понад 90%) дослідженого градієнта спостерігається трансформація структури домінування угруповання підстилкової мезофауни. Оптимальна структура домінування зареєстрована за умов зімкненості крон 70–79%.

За умов 70–79% зімкненості крон дерев розмірна структура підстилкової мезофауни також наближається до оптимальної.

Кількість видів мурах досягає максимуму (медіана – 4 види) в умовах розрідженого деревного намету (50–59%). Відносна чисельність мурах у підстилковій мезофауні максимальна (73%) також у розріджених деревостанах (менше 50%), відносна частка Isopoda максимальна (медіана 40%) також в умовах розрідженого деревного намету (50–59%). За умов зімкнених деревостанів таксономічна структура на рівні рядів і родин стає більш вирівняною, у ній зникають домінанти з відносною чисельністю понад 15%. Відносна чисельність більшості домінантних родин і рядів у градієнті зімкненості крон дерев достовірно не змінюється.

Чисельність мезофауни підстилки широколистяних лісів максимальна за умов двох крайніх варіантів розвитку трав'яного ярусу: фрагментарний трав'яний ярус (покриття менше 15%) та щільний травостій (покрита 90–100%). Мінімальна чисельність підстилкової мезофауни реєструється за умов середнього покриття трав'яними рослинами (45–59%). Кількість видів, індекси різноманіття Шеннона та Пілоу достовірно не змінюються у градієнті покриття ґрунту трав'яними рослинами у широколистяних степових лісах.

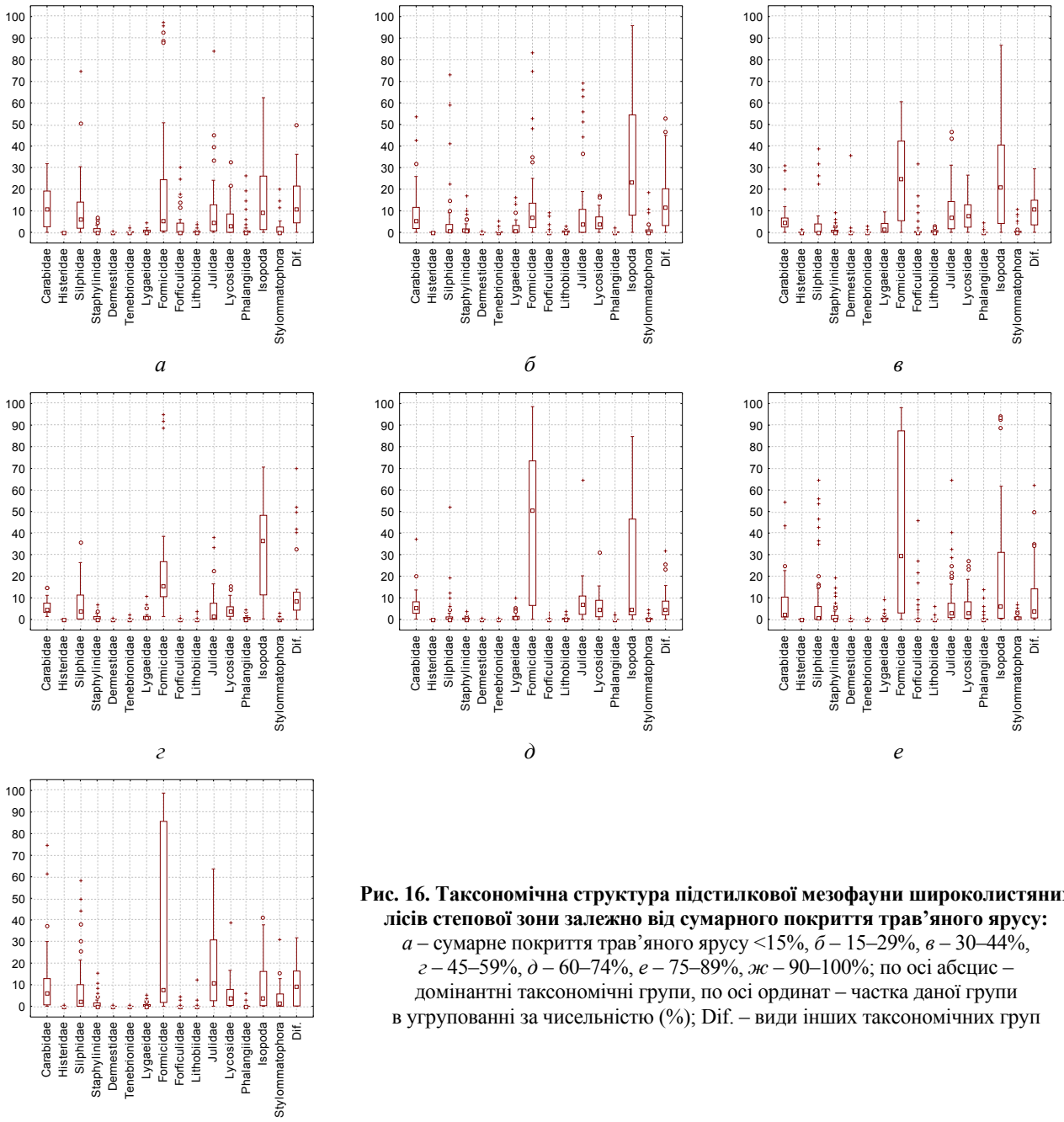


Рис. 16. Таксономічна структура підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони залежно від сумарного покриття трав'яного ярусу:
а – сумарне покриття трав'яного ярусу <15%, *б* – 15–29%, *в* – 30–44%, *г* – 45–59%, *д* – 60–74%, *е* – 75–89%, *ж* – 90–100%; по осі абсцис – домінантні таксономічні групи, по осі ординат – частка даної групи в угрупованні за чисельністю (%); Dif. – види інших таксономічних груп

Кількість видів фітофагів зростає в лісових екосистемах із середніми значеннями покриття трав'янистих рослин, а сапрофагів, зоофагів і поліфагів достовірно не змінюється. Частка рідкісних видів (менше 1,5% за чисельністю) достовірно не змінюється у досліджених градаціях покриття трав'янистими рослинами. Структура

домінування підстилкової мезофауни найбільшою мірою трансформована у крайніх варіантах розвитку трав'яного ярусу: в умовах фрагментарного трав'яного покриву (менше 15%) та суцільного розвитку трав'яного ярусу (90–100%).

Медіана кількості видів турунів максимальна для 15–29% покриття трав'яного ярусу. Відносна чисельність Carabidae у проаналізованих градаціях покриття трав'яної рослинності достовірно не змінюється. Медіана відносної чисельності Formicidae максимальна за умов 60–74% покриття трав'яної рослинності, Isopoda – за 15–59% покриття трав'яного ярусу.

Бібліографічні посилання

Bachinsky, I.Y., 1962. Klimat Ukrai'ny [The climate of Ukraine]. NAS of USSR, Kyiv (in Ukrainian).

Belgard, A.L., 1971. Stepnoje lesovedenije [Steppe Forestry]. Lesnaja Promyshlennost', Moscow (in Russian).

Brygadyrenko, V.V., 2003. Ispol'zovanie topologicheskih spektrov v zoologicheskoj diagnostike pochv na primere semejstva zhuzhelic (Coleoptera, Carabidae) [Using topological spectrums in zoological diagnostics of soils with the family Carabidae (Coleoptera) as an example]. Ecology and Noospherology 13(1), 119–130 (in Russian).

Brygadyrenko, V.V., 2004. Vozdejstvie uslovij sredy na sostav zhivotnogo naselenija podstilki i fitocenoz lesnyh ekosistem stepnoj zony Ukrainy [The influence of environmental conditions on the litter animals and phytocoenosis in the forest ecosystems of the Steppe zone of Ukraine]. Forestry and Agroforestry 106, 77–83 (in Ukrainian).

Brygadyrenko, V.V., 2006. Vozmozhnosti ispol'zovaniya napochvennyh bespozvonochnyh dlya indikacii gradaciy uvlazhneniya edafotopa v lesnyh ekosistemah [The possibility to use soil invertebrates to indicate soil moisture gradations in the forest ecosystems]. Visn. Dnipropetr. Unìv. Ser. Biol. Ekol. 14(1), 21–26 (in Russian).

Brygadyrenko, V.V., 2014. Influence of soil moisture on litter invertebrate community structure of pine forests of the steppe zone of Ukraine. Folia Oecol. 41(1), 8–16.

Brygadyrenko, V.V., 2015a. Vplyv umov zvolozhennja ta mineralizacii' g'runtovogo rozchynu na strukturu pidstylkovoi' mezofauny shyrokolystjanyh lisiv stepovoi' zony Ukrai'ny [Influence of moisture conditions and mineralization of soil solution on structure of litter macrofauna of the deciduous forests of Ukraine steppe zone]. Visn. Dnipropetr. Unìv. Ser. Biol. Ekol. 23(1), 50–65 (in Ukrainian).

Brygadyrenko, V.V., 2015b. Community structure of litter invertebrates of forest belt ecosystems in the Ukrainian steppe zone. Int. J. Environ. Res. 9(4), 1183–1192.

Brygadyrenko, V.V., Faly, L.I., Jakimets, K.G., 2012. Riznomanittja ugrupovan' gerpetobiju balky Tunel'na m. Dnipropetrovsk [Diversity of litter invertebrates communities from the Tunel'na Gully in Dnipropetrovsk city]. Visn. Dnipropetr. Unìv. Ser. Biol. Ekol. 20(1), 3–12 (in Ukrainian).

Brygadyrenko, V.V., Komarov, O.S., 2008. Trofichna struktura pidstylkovoji mezofauny: Rozpodil biomasy za trofichnymy rivniamy [Trophic structure of litter mesofauna: Biomass differentiation between trophic levels]. Visn. Dnipropetr. Unìv. Ser. Biol. Ekol. 16(2), 12–23 (in Ukrainian).

Brygadyrenko, V.V., Solovjov, S.V., 2007. Vplyv pervynnogo g'runtoutvorennja u zaplavnyh lisah Dniprovs'ko-Oril's'kogo pryrodnogo zapovidnyka na strukturu gerpetobiju [Effect of initial soil in floodplain forests of the Dnieper-Oril's'ke Nature Reserve on the litter invertebrates communities structure]. Pynannia Bioidycacii ta Ecologii 12(1), 34–45 (in Ukrainian).

Bulakhov, V.L., Emel'janov, I.G., Pakhomov, O.Y., 2003. Bioraznoobrazie kak funkcional'naja osnova jekosistem [Biodiversity as functional basis of ecosystems]. Visn. Dnipropetr. Unìv. Ser. Biol. Ekol. 11(1), 3–8.

Butterfield, J., Malvido, J.B., 1992. Effect of mixed-species tree planting on the distribution of soil invertebrates. In: Cannell, M.G.R., Malcolm, D.C., Robertson, P.A. (Eds.) The ecology of mixed-species stands of trees, Spec. Publ. № 11. British Ecological Society, Blackwell, Oxford, 255–265.

Cameron, K.H., Leather, S.R., 2012. How good are carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of invertebrate abundance and order richness? Biodivers. Conserv. 21, 763–779.

Didham, R.K., 1997. An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. In: Watt, A.D., Stork, N.E., Hunter, M.D. (Eds.), Forests and insects. Chapman & Hall, London, 303–320.

Faly, L.I., Brygadyrenko, V.V., 2014. Patterns in the horizontal structure of litter invertebrate communities in windbreak plantations in the steppe zone of the Ukraine. J. Plant Prot. Res. 54(4), 414–420.

Fedorchenko, D.O., Brygadyrenko, V.V., 2008. Osoblyvosti formuvannia bagatovydovych ugrupovan' pidstylkovych bezchrebetnych tvaryn ostrova Khortitsa (Zaporiz'ka oblast') [Peculiarities of litter invertebrates' multispecies complexes formation on the Khortitsa island (Zaporizhzhya province)]. Visn. Dnipropetr. Unìv. Ser. Biol. Ekol. 16(2), 178–185 (in Ukrainian).

Grytsan, Y.I., 2000. Ekologichni osnovy peretvoryuyuchogo vplyvu lisovoy roslynnosty na stepove seredovysche [Ecological bases transformative impact of forest vegetation on steppe environment]. Dnipropetrovsk Univ. Press, Dnipropetrovsk (in Ukrainian).

Hanski, I., 1999. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. Oikos 87, 209–219.

Ivan'ko I.A., 2009. Znachennya typu svitlovoy struktury pry formuvanny shtuchnykh lisovukh biogeostenoziv u stepu [Significance of light structure in formation of planted forest ecosystems in steppe]. Pytannya lisovogo stepoznavstva ta lisovoy rekultivatsyi zemel 38, 59–64 (in Ukrainian).

Jabin, M., Mohr, D., Kappes, H., Topp, W., 2004. Influence of deadwood on density of soil macro-arthropods in a managed oak-beech forest. Forest Ecol. Manag. 194(1–3), 61–69.

Kulbachko, Y., Loza, I., Pakhomov, O., Didur, O., 2011. The zoological remediation of technogen faulted soil in the industrial region of the Ukraine Steppe zone. Behnassi, M. et al. (eds.), Sustainable agricultural development. Springer Science + Business Media, Dordrecht, Heidelberg, London, New York, 115–123.

Moroz, K.O., Brygadyrenko, V.V., Pakhomov, A.Y., 2011. Formirovanije fauny napochvennykh bespozvonochnykh peschanoj terrasy r. Orel' v uslovijakh pirogennoj sukcessii [Litter invertebrates fauna formation of the sandy terrace of Orel' river in condition of post-fire succession]. Proc. of the Azerbaijan Soc. of Zool. 3, 423–435 (in Russian).

Oxbrough, A., Gittings, T., O'Halloran, J., Giller, P.S., Smith, G.F., 2005. Structural indicators of spider communities across the forest plantation cycle. Forest Ecol. Manag. 212, 171–183.

Pakhomov, O.Y., Gasso, V.Y., Goloborodko, K.K., Poljakov, M.V., Grycan, Y.I., Bulakhov, V.L., Brygadyrenko, V.V., Kljuchko, Z.F., Mezhzherin, S.V., Novicky, R.O., Pysanec, Y.M., Pljushh, I.G., Ponomarenko, O.L., Puchkov, O.V., Radchenko, V.G., 2011. Chervona knyga Dnipropetrovskoi oblasti. Tvarynnyj svit [The red book of Dnipropetrovsk region. Animals]. New Print, Dnipropetrovsk (in Ukrainian).

Pearce, J.L., Venier, L.A., 2006. The use of beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of

sustainable forest management: A review. Ecol. Indic. 6, 780–793.
Pielou, E.C., 1977. Mathematical Ecology. John Wiley & Sons, New York.
Rainio, J., Niemela, J., 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. Biodivers. Conserv. 12, 487–506.
Reynolds, B.C., Crossley Jr., D.A., Hunter, M.D., 2003. Response of soil invertebrates to forest canopy inputs along a productivity gradient. Pedobiologia 47, 127–139.
Shannon, C.E., Weaver, W., 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
Slipinski, P., Zmihorski, M., Czechowski, W., 2012. Species diversity and nestedness of ant assemblages in an urban environment. Eur. J. Entomol. 109(2), 197–206.
Sobek, S., Steffan-Dewenter, I., Scherber, C., Tscharntke, T., 2009. Spatiotemporal changes of beetle communities across a tree diversity gradient. Divers. Distrib. 15, 660–670.
Stamps, W., Linit, M., 1997. Plant diversity and arthropod communities: Implications for temperate agroforestry. Agroforest. Syst. 39(1), 73–89.
Talbot, T.R., Cobb, N.S., Whitham, T.G., 2008. Arthropod community diversity and trophic structure: A comparison between extremes of plant stress. Ecol. Entomol. 33(1), 1–11.

Надійшла до редколегії 29.07.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 149–153.

doi:10.15421/011521

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 593.191.1:595.762.12

Сезонная динамика зараженности *Harpalus rufipes* (Coleoptera, Carabidae) грегаринами в агроэкосистеме

Д.Е. Решетняк

Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара, Днепропетровск, Украина

Исследована зараженность грегаринами *Harpalus rufipes* (De Geer, 1774) – одного из важнейших вредителей зерновых культур, обитающих в агроэкосистеме кукурузы сахарной, расположенной в окрестностях г. Днепропетровск возле пос. Дослидное. Кишечник имаго данного вида жужелиц исследовали компрессорным методом. *H. rufipes* заражен семью видами грегарин: *Gregarina ovata* Dufour, 1828, *G. steini* Berndt, 1902, *G. amarae* (Hammerschmidt, 1839) Frantzius, 1848, *Clitellocephalus ophoni* (Tuzet and Ormieres, 1956) Clopton, 2002, *Torogregarina sphinx* Clopton, 1998, *Gigaductus macrospora* Filipponi, 1948 и *G. elongatus* (Moriggi, 1943) Filipponi, 1948. Одновременно в организме одного жука локализовались не более трех видов грегарин. В летние месяцы показатель экстенсивности инвазии минимален в июне (4,8%) и достигает максимального значения в конце августа (22,2%). Наибольшая суммарная численность грегарин (383 экз.) всех обнаруженных видов зафиксирована в конце августа, наименьшая – в начале сентября (33 экз.). В кишечнике одновременно находятся гамонты и сизигии всех обнаруженных видов грегарин. Наивысшая средняя интенсивность инвазии двумя массовыми видами грегарин для *C. ophoni* установлена в конце июля (146 экз.), наименьшая – в конце августа (2), для *G. macrospora* – в конце августа (70) и в начале сентября (4 экз.) соответственно. Большая средняя интенсивность инвазии в конце июля приводит к увеличению числа сизигиев *C. ophoni* с преобладанием их в 7 раз по сравнению с данными июня. Нахождение в кишечнике *H. rufipes* грегарин свидетельствует о способности жука быть дефинитивным хозяином данных видов споровиков.

Ключевые слова: экстенсивность инвазии; интенсивность инвазии; гамонты; сизигии

Seasonal dynamic of the occurrence of the gregarines infection of *Harpalus rufipes* (Coleoptera, Carabidae) in agroecosystem

D.Y. Reshetnyak

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Dnipropetrovsk, Ukraine

Relationships in the "parasite-host" system are closely interrelated and occur at all levels from the molecular to behavioral and population ones. There are two models of realization of these relations. The first case is when the parasites are uniformly distributed in the host population. High extensiveness of invasion is accompanied by its low intensity. The second case is when a part of host population is infected with parasites, but the negative impact is manifested to the maximum extent. Invasion of the ground beetle *Harpalus rufipes* (De Geer, 1774), dwelling in sweet corn agroecosystems located in the vicinity of Dnipropetrovsk near Doslidnoe village, by several gregarines species is investigated in this study. *H. rufipes* is an abundant, ubiquitous species, living in extremely wide range of terrestrial ecosystems, with especially high populations inhabiting anthropogenically transformed environments. *H. rufipes* has a wide range of feeding. This species is distributed in the Central and Eastern Europe, and introduced to North America. Gregarines were found in the intestines of 20 individuals of *H. rufipes* from 190 (10.5%): *Gregarina ovata* Dufour, 1828, *G. steini* Berndt, 1902, *G. amarae* (Hammerschmidt, 1839) Frantzius, 1848, *Clitellocephalus ophoni* (Tuzet and Ormieres, 1956) Clopton, 2002, *Torogregarina sphinx* Clopton, 1998, *Gigaductus macrospora* Filipponi, 1948 and *G. elongatus* (Moriggi, 1943) Filipponi, 1948. There is high level of infestation of *C. ophoni* and *G. steini*. At the same time, not more than three species of the gregarines were localized in the beetle body. Seasonal dynamic of occurrence of the gregarines is as follows. Maximal indices of occurrence are found at the end of August (22.2%) and minimal ones at the end of June (4.8%). The highest total number of gregarines (383 ind.) is recorded at the end of August, the lowest one is fixed at the beginning of September (33 ind.). Indices of gregarine species dominance are as follows: *C. ophoni* – 34.0%, *G. macrospora* – 28.9%, *G. steini* – 20.6%, *T. sphinx* –

Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара, пр. Гагарина, 72, Днепропетровск, 49010, Украина
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Gagarin Ave., 72, Dnipropetrovsk, 49010, Ukraine
Tel.: +38-099-417-43-39. E-mail: reshetnyak.ufo@yandex.ru

9.3%, *G. amarae* – 5.5%, *G. ovata* – 0.9% and *G. elongatus* – 0.4%. High temperatures in July and August helped to increase infection of *H. rufipes* by almost all gregarines compared to cool and wet conditions in June. The highest value of the index of abundance corresponds to the time of high average intensity of infestation by three common species of gregarines. Decline in abundance index by the end of summer and early fall may be due to the death of heavily infected individuals. High level of infection does not cause the pathogenic effect on the host organism.

Keywords: extent of infestation; intensity of infection; gamonts; syzygies

Введение

Взаимоотношения в системе «паразит – хозяин» тесно взаимосвязаны и проявляются на любых уровнях: от молекулярного до поведенческого и популяционного (Dyakin, 2004). Существуют две модели реализации этих отношений. При первой паразиты равномерно распределены в популяции хозяина, освоив ее большую часть. Они используют ресурс популяции хозяина в интересах своей популяции, не оказывая на хозяев существенного негативного влияния (Brygadyrenko and Svyrydchenko, 2015). Высокой экстенсивности инвазии сопутствует ее низкая интенсивность: в одной особи хозяина живут единичные особи паразита. При второй паразитами заражена часть популяции хозяина, но негативное воздействие проявляется в максимальной степени (Gaevskaya and Machkevsky, 2001).

Многочисленные исследования посвящены изучению грегарин жужелиц (Sienkiewicz and Lipa, 2009a), тараканов (Clopton, 2009), чернотелок (Clopton, 2006; Schreurs and Janovy, 2008), короедов (Holusa et al., 2012), листоедов (Kim et al., 2014), стрекоз (Hoshide and Janovy, 2002; Clopton et al., 2007), водолюбов (Clopton et al., 2008). Большинство видов грегарин паразитирует в кишечнике, некоторые – в репродуктивных органах и полости тела насекомых. Подавляющее число грегарин – внеклеточные паразиты, ранние стадии развития могут быть внутриклеточными. Грегаринам присущи сложные жизненные циклы, стадии которых различаются. В кишечнике хозяев чаще всего обнаруживают гамонты, которые питаются и активно перемещаются. Перед началом гаметогенеза зрелые гамонты попарно объединяются в сизигии (Simdyanov, 2007).

Harpalus rufipes (De Geer, 1774), массовый полевой вид, имеет транспалеарктический ареал распространения, обитая по всей умеренной зоне Евразии (Kryzhanovskij et al., 1995), занесен в Северную Америку (Dunn, 1981). Благодаря комплексу адаптаций и миграционной способности, особенно высокой численности среди жужелиц вид достигает в условиях антропогенно нарушенных экосистем и в агроценозах (Zhang et al., 1997; Brygadyrenko and Reshetniak, 2014a). По данным разных авторов (Luff, 1980; Shearin et al., 2008) *H. rufipes* имеет широкий спектр питания, в который входят зерновые, технические, зернобобовые, кормовые и лекарственные культуры, многочисленные виды сорных растений и беспозвоночных животных (Thiele, 1977; Birthisel et al., 2014; Brygadyrenko and Reshetniak, 2014b).

Хотя грегарины не играют практической роли в хозяйственной деятельности человека, являясь паразитами беспозвоночных, их изучение актуально для современной науки, так как паразитарное воздействие грегарин может представлять существенный вред для насекомых – вредителей сельского хозяйства, снижая виталитет популяции.

Цель данной статьи – оценить сезонную динамику численности грегарин у имаго *H. rufipes*, обитающих в агроценозе кукурузы сладкой.

Материал и методы исследований

В течение трех месяцев (июнь – сентябрь 2014 г.) обследовано 190 экземпляров имаго *H. rufipes*. Имаго *H. rufipes* собирали с использованием почвенных ловушек без фиксатора в окрестностях г. Днепропетровск (Украина) возле пос. Дослидное (48,380891°N, 35,035367°E) на обрабатываемых полях кукурузы сахарной. Исследование проводили компрессорным методом. У жуков удаляли кишечник, помещали на предметное стекло в физиологический раствор и измельчали, нанося скальпелем 10–12 поперечных разрезов. Приготовленный временный микропрепарат среднего и заднего отделов кишечника насекомого рассматривали под световым микроскопом с планапохроматическими объективами. При обнаружении грегарин производили подсчет их числа и микрофотосъемку с использованием цифровой камеры с разрешением 5 мегапикселей для дальнейшей идентификации видовой принадлежности. Грегарин идентифицировали с помощью определителя Geus (1969).

Для характеристики эпизоотического процесса применяли стандартные паразитологические характеристики: экстенсивность инвазии (частота встречаемости, %), интенсивность инвазии, индекс доминирования и индекс обилия. Частоту встречаемости рассчитывали по формуле:

$$p_{\text{част.}} = \frac{n_k\,100\,\%}{N},$$

где n_k – число экземпляров хозяев, инвазированных паразитом k-го вида, N – общее число исследованных особей хозяина. Индекс доминирования определяли по формуле:

$$D_i = \frac{n_i\,100\,\%}{N},$$

где n_i – число особей какого-либо вида, N – общее число особей паразитов. Индекс обилия определяли по формуле:

$$I_{\text{об.}} = \frac{\sum x_i}{N},$$

где $\sum x_i$ – сумма особей паразитов i-го вида, N – общее число вскрытых экземпляров исследуемой популяции хозяина (Zubareva and Bortsova, 2012).

Результаты и их обсуждение

Все обнаруженные грегарины принадлежали к отряду Eugregarinida Leger, 1900, подотряду Septata Lankester, 1885. К семейству Gregarinidae Labbe, 1899 относились 5 видов: *Gregarina ovata* Dufour, 1828, *G. steini* Berndt, 1902, *G. amarae* (Hammerschmidt, 1839) Frantzius, 1848, *Clitellocephalus ophoni* (Tuzet and Ormieres, 1956) Clopton, 2002 и *Torogregarina sphinx* Clopton, 1998; к семейству Gigaductidae – 2 вида: *Gigaductus macrospora*

Filipponi 1948 и *G. elongatus* (Moriggi, 1943) Filipponi, 1948. Одновременно в организме одного жука локализовалось не более трех видов грегарин. Грегарины обнаружены в кишечнике у 20 экз. *H. rufipes* из 190 просмотренных (10,5%), с интенсивностью 1–279 особей различных видов. Количество гамонтов одного вида в одном хозяине варьировало от 1 до 136 экз., сизигиев – от 1 до 63.

Экстенсивность инвазии грегаринами *H. rufipes* в течение сезона высокая. С июня по июль зараженные жуки встречаются единично. Сезонная динамика инвазированности *H. rufipes* имеет четко выраженный характер. В летние месяцы показатель экстенсивности инвазии минимален в июне и достигает максимального значения в конце августа. К осени он снижается, но его значение превышает все данные лета, кроме максимальных (рис.).

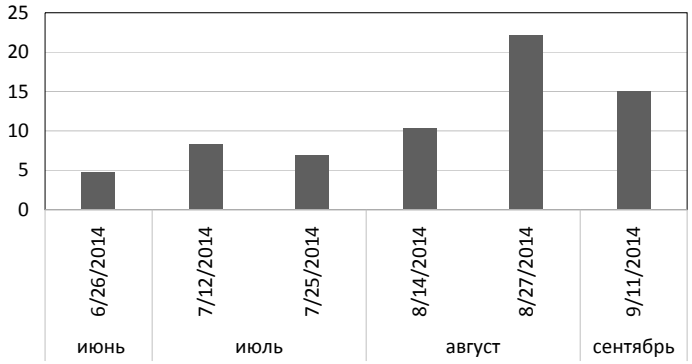


Рис. Экстенсивность инвазии *H. rufipes* всеми видами грегарин (%)

Сезонный ход экстенсивности инвазии *H. rufipes* конкретными видами грегарин более четко можно проследить только для *C. ophoni* и *T. sphinx*, найденных в четырех из шести рассмотренных выборок (табл. 1).

Наибольшая суммарная численность грегарин (383 экз.) обнаруженных видов зафиксирована в конце августа, наименьшая – в начале сентября (33 экз.). У исследованных в течение сезона имаго *H. rufipes* индекс доминирования C. ophoni составил 34,0%, *G. macrospora* – 28,9, *G. steini* – 20,6, *T. sphinx* – 9,3, *G. amarae* – 5,5, *G. ovata* – 0,9 и *G. elongatus* – 0,4 %.

В кишечнике одновременно находятся гамонты и сизигии всех обнаруженных видов грегарин, поэтому средняя интенсивность инвазии рассматривается в двух аспектах: общее количество паразитов данного вида и число гамонтов и сизигиев в отдельности (табл. 2, 4).

Таблица 1

Сезонный ход экстенсивности инвазии *H. rufipes* конкретными видами грегарин (%)

Виды грегарин	26.06.2014	12.07.2014	25.07.2014	14.08.2014	27.08.2014	11.09.2014
C. ophoni (Tuzet and Ormieres) Clopton	4,8	0	3,4	2,6	3,7	0
G. amarae (Hammerschmidt) Frantzius	0	8,3	0	2,6	3,7	0
G. ovata Dufour	0	0	0	2,6	0	0
G. steini Berndt	0	0	0	0	3,7	0
T. sphinx Clopton	0	4,2	3,4	0	7,4	15,0
G. macrospora Filipponi	0	4,2	0	0	11,1	5,0
G. elongatus (Moriggi) Filipponi	0	0	0	0	0	5,0

Таблица 2

Средняя интенсивность инвазии *H. rufipes* данными видами грегарин (экз.)

Виды грегарин	26.06.2014	12.07.2014	25.07.2014	14.08.2014	27.08.2014	11.09.2014
C. ophoni (Tuzet and Ormieres) Clopton	87,0	0	146,0	36,0	2,0	0
G. amarae (Hammerschmidt) Frantzius	0	10,5	0	18,0	4,0	0
G. ovata Dufour	0	0	0	7	0	0
G. steini Berndt	0	0	0	0	162,0	0
T. sphinx Clopton	0	16,0	27,0	0	2,0	8,7
G. macrospora Filipponi	0	12,0	0	0	70,3	4,0
G. elongatus (Moriggi) Filipponi	0	0	0	0	0	3,0

Наивысшая средняя интенсивность инвазии двумя массовыми видами грегарин для *C. ophoni* установлена в конце июля, наименьшая – в конце августа, для *G. macrospora* – в конце августа и в начале сентября соответственно. Третий массовый вид, *G. steini*, обнаружен единично в конце августа с наивысшим значением средней интенсивности инвазии для всех найденных видов паразитов (162 экз.). Инвазированность другими грегаринами была низкой с невысокими индексами обилия (табл. 3).

Высокие температуры июля и августа способствовали возрастанию зараженности *H. rufipes* почти всеми грегаринами по сравнению с прохладными и влажными условиями июня. Наибольшая величина индекса обилия соответствует времени наивысшей средней интенсивности инвазии для трех обнаруженных массовых видов грегарин. Величина индекса обилия для *C. ophoni* в начале и середине лета показывает, что перезимовавшие жуки заражены сильнее, чем новое поколение. С увеличением

количества имматурных имаго *H. rufipes* индекс обилия уменьшается. Сравнение величины индекса обилия в июне и августе показывает, что он выше в начале лета и уменьшается с возрастом жуков. В июле этот показатель наибольший только для *C. ophoni*. Снижение индекса обилия к концу лета и началу осени может быть связано с гибелью сильно зараженных особей. Количество гамонтов *C. ophoni* в конце июня в 7,7 раза превышает количество сизигиев. В конце июля наблюдается обратное соотношение: сизигиев в 3,2 раза больше, чем гамонтов. В августе обнаружены только единичные гамонты данного вида. Большая средняя интенсивность инвазии в конце июля приводит к увеличению числа сизигиев *C. ophoni* с преобладанием их в 7 раз по сравнению с данными июня. Среднее количество гамонтов *G. macrospora* в конце августа в 6,3 раза больше, чем конце июля, сизигиев – в 5 раз. Средняя численность сизигиев *G. amarae* в течение сезона оставалась одинаковой – 2,3 экз. в одном хозяине.

Таблица 3

Индекс обилия (%) грегарин, паразитирующих в *H. rufipes*

Виды грегарин	26.06.2014	12.07.2014	25.07.2014	14.08.2014	27.08.2014	11.09.2014
C. ophoni (Tuzet and Ormieres) Clopton	4,1	0	5,0	0,9	0,1	0
G. amarae (Hammerschmidt) Frantzius	0	0,9	0	0,5	0,1	0
G. ovata Dufour	0	0	0	0,2	0	0
G. steini Berndt	0	0	0	0	6,0	0
T. sphinx Clopton	0	0,7	0,9	0	0,1	1,3
G. macrospora Filipponi	0	0,5	0	0	7,8	0,2
G. elongatus (Moriggi) Filipponi	0	0	0	0	0	0,2

Таблица 4

Средняя интенсивность инвазии *H. rufipes* гамонтами и сизигиями грегарин

Виды грегарин	Жизненная стадия	26.06.2014	12.07.2014	25.07.2014	14.08.2014	27.08.2014	11.09.2014
C. ophoni (Tuzet and Ormieres) Clopton	гамонты	69,0	0	20,0	36,0	2,0	0
	сизигии	9,0	0	63,0	0	1,0	0
G. amarae (Hammerschmidt) Frantzius	гамонты	0	8,5	0	12,0	0	0
	сизигии	0	2,0	0	3,0	2,0	0
G. ovata Dufour	гамонты	0	0	0	5,0	0	0
	сизигии	0	0	0	1,0	0	0
G. steini Berndt	гамонты	0	0	0	0	136,0	0
	сизигии	0	0	0	0	13,0	0
T. sphinx Clopton	гамонты	0	16,0	25,0	0	0	4,0
	сизигии	0	0	1,0	0	1,0	3,5
G. macrospora Filipponi	гамонты	0	8,0	0	0	50,3	0
	сизигии	0	2,0	0	0	10,0	2,0
G. elongatus (Moriggi) Filipponi	гамонты	0	0	0	0	0	1,0
	сизигии	0	0	0	0	0	2,0

По данным Geus (1969), в кишечнике *H. rufipes* паразитируют *Actinocephalus echinatus* Wellmer, *C. ophoni* Tuzet and Ormieres и *G. amarae* (Hammerschmidt) Frantzius.

Проведенная в ходе лабораторных экспериментов оценка динамики зараженности имаго *H. rufipes* грегаринами подтвердила литературные данные (Geus, 1969; Sienkiewicz and Lipa, 2009b, 2010) про паразитирование *C. ophoni* и *G. amarae* в данном виде жужелиц. По сведениям американских паразитологов (Clopton and Nolte, 2002), грегаринами *C. ophoni* заражено 0,3% жуков, по данным польских – 1% (Sienkiewicz and Lipa 2009a). В нашем исследовании установлено, что зараженность *H. rufipes* данным паразитом составляет 2,1%. Максимальная интенсивность инвазии *H. rufipes C. ophoni* в 2,9 раза меньше, чем в условиях исследования агроценозов в Польше (Sienkiewicz and Lipa, 2009a), что подтверждают литературные данные (Gaevskaya and Machkevsky, 2001). Нахождение в кишечнике *H. rufipes* грегарин свидетельствует о способности жука быть хозяином данных видов споровиков, однако высокая инвазированность не оказывает существенного влияния на процессы жизнедеятельности и выживаемость особей (Rodriguez et al., 2007). Динамика экстенсивности и интенсивности инвазии *H. rufipes* разными видами грегарин различна, это позволяет сделать вывод о том, что ее ход может определяться численностью жуков различных поколений и изменчивостью трофических связей в течение сезона.

Выводы

Анализ паразитофауны и сезонной динамики зараженности у *H. rufipes* показал, что на имаго паразитируют семь видов грегарин, пять из которых принадлежат к семейству Gregarinidae и два – к семейству Gigaductidae. Экстенсивность инвазии грегаринами *H. rufipes* в течение сезона высокая. В летние месяцы показатель экстенсивности инвазии минимален в июне (4,8%) и достигает максимального значения в конце августа (22,2%). Наивысшая средняя интенсивность инвазии двумя массовыми видами грегарин для *C. ophoni* установлена в конце июля, наименьшая – в конце августа, для *G. macrospora* – в конце августа и в начале сентября соответственно. *G. steini* обнаружен единично в конце августа с наивысшим значением средней интенсивности инвазии для всех найденных видов паразитов (162 экз.). Инвазированность другими грегаринами низкая. Наибольшая величина индекса обилия соответствует времени наи-

высшей средней интенсивности инвазии для трех обнаруженных массовых видов грегарин.

Библиографические ссылки

Birthisel, S.K., Gallandt, E.R., Jabbour, R., 2014. Habitat effects on second-order predation of the seed predator *Harpalus rufipes* and implications for weed seedbank management. Biol. Control 70, 65–72.

Brygadyrenko, V.V., Reshetniak, D.Y., 2014a. Morphological variability among populations of *Harpalus rufipes* (Coleoptera, Carabidae): What is more important – the mean values or statistical peculiarities of distribution in the population? Folia Oecol. 41(2), 109–133.

Brygadyrenko, V.V., Reshetniak, D.Y., 2014b. Trophic preferences of *Harpalus rufipes* (Coleoptera, Carabidae) with regard to seeds of agricultural crops in conditions of laboratory experiment. Baltic Journal of Coleopterology 14(2), 179–190.

Brygadyrenko, V.V., Svyrydchenko, A.O., 2015. Influence of the gregarine *Stenophora julipusilli* (Eugregarinorida, Stenophoridae) on the trophic activity of *Rossiulus kessleri* (Diplopoda, Julidae). Folia Oecol. 42(1), 10–20.

Clopton, R.E., 2006. Two new species of *Xiphocephalus* in *Eleodes tricostata* and *Eleodes fusiformis* (Coleoptera: Tenebrionidae: Eleodini) from the Sandhills of Western Nebraska. J. Parasitol. 92(3), 569–577.

Clopton, R.E., 2009. Phylogenetic relationships, evolution, and systematic revision of the septate gregarines (Apicomplexa: Eugregarinorida: Septatorina). Comp. Parasitol. 76(2), 167–190.

Clopton, R.E., Cook, T.J., Cook, J.L., 2007. Revision of *Geneiorhynchus* (Apicomplexa: Eugregarinida: Actinocephalidae: Acanthosporinae) with recognition of four new species of *Geneiorhynchus* and description of *Geneiorhynchus manifestus* n. sp. parasitizing naiads of the Green Darner, *Anax junius* (Odonata: Aeshnidae) in the Texas Big Thicket. Comp. Parasitol. 74(2), 273–285.

Clopton, R.E., Cook, T.J., Cook, J.L., 2008. *Trichurispora wellgundis* n. g., n. sp. (Apicomplexa: Eugregarinida: Hirmocystidae) parasitizing adult water scavenger beetles, *Tropisternus collaris* (Coleoptera: Hydrophilidae) in the Texas Big Thicket. Comp. Parasitol. 75(1), 82–91.

Clopton, R.E., Nolte, C.M., 2002. *Clitellocephalus americanus* n. gen., n. sp. (Apicomplexa: Eugregarinida: Gregarinidae) from *Cratacanthus dubius* (Coleoptera: Carabidae: Harpalinae) in the Nebraska Sandhills and *Clitellocephalus ophoni* n. comb. (Apicomplexa: Eugregarinida: Gregarinidae) from *Ophonus pubescens* (Coleoptera: Carabidae: Harpalinae) in Sète, France. J. Parasitol. 88(4), 750–757.

Dunn, G.A., 1981. Distribution of *Harpalus rufipes* De Geer in Canada and United States (Coleoptera: Carabidae). Entomol. News 92(5), 186–188.

Dyakin, A.Y., 2004. Vzaimootnosheniya gregarinyi *Urospora chiridotae* i goloturii *Chiridota laevis* [The relationship of gregarines *Urospora chiridotae* and sea cucumbers *Chiridota laevis*]. V Nauchnaya Sessiya MBS SPbGU. Tezisyi Dokladov. SPb., 47–48 (in Russian).

Gaevskaya, A.V., Machkevsky, V.K., 2001. Problemyi morskoy parazitologii Azovo-Chernomorskogo basseyna. Kontseptualnyiy podhod [The problem of marine parasitology Azov-Black Sea Basin. The conceptual approach]. Ekologiya Morya 57, 36–43 (in Russian).

Geus, A., 1969. Sporentierchen Sporoza, Die Gregarinida: Die Tierwelt Deutschlands. Teil 57, VEB Gustav Fischer. Jena.

Holusa, J., Lukasova, K., Wegensteiner, R., Grodzki, W., Pernek, M., Weiser, J., 2012. Pathogens of the bark beetle *Ips cembrae*: microsporidia and gregarines also known from other Ips species. J. Appl. Entomol. 137(3), 181–187.

Hoshide, K, Janovy, J., 2002. The structure of the nucleus of *Odonaticola polyhamatus* (Gregarinea: Actinocephalidae), a parasite of *Mnais strigata* (Hagen) (Odonata: Calopterygidae). Acta Protozool. 41, 17–22.

Kim, J.I., Min, J.S., Kwon, M., Choi, J.-Y., Lee, S.H., 2014. Morphological and molecular characterizations of the *Gregarina sp.* (Apicomplexa: Protozoa) parasitizing on *Phaedon brassicae* (Coleoptera: Chrysomelidae). J. Asia Pac. Entomol. 17(1), 1–5.

Kryzhanovskij, O.L., Belousov, I.A., Kabak, I.I., Kataev, B.M., Makarov, K.V., Shilenkov, V.G., 1995. A checklist of the ground-beetles of Russia and adjacent lands (Insecta, Coleoptera, Carabidae). Pensoft Publishers, Sofia – Moscow. 271 p.

Lebedovskaya, M.V., 2013. Porazhenie dvustvorchatyih mollyuskov r. Chyornaya (Sevastopol) gregarinoy *Nematopsis portunidarum* (Frenzel, 1885) [The defeat of the bivalves of river Black (Sevastopol) by gregarines *Nematopsis portunidarum* (Frenzel, 1885)]. Scientific Notes of Vernadsky Taurida National University. Series Biology, chemistry 26(4), 85–93 (in Russian).

Luff, M.L., 1980. The biology of the ground beetle *Harpalus rufipes* in a strawberry field in Northumberland. Ann. Appl. Biol. 94(2), 153–164.

Rodriguez, Y., Omoto, C.K., Gomulkiewicz, R., 2007. Individual and population effects of Eugregarine, *Gregarina niphandrodes* (Eugregarinida: Gregarinidae), on *Tenebrio molitor* (Coleoptera: Tenebrionidae). Environ. Entomol. 36(4), 689–693.

Schreurs, J., Janovy Jr., J., 2008. Gregarines on a diet: The effects of host starvation on *Gregarina confusa* Janovy et al., 2007 (Apicomplexa: Eugregarinida) in *Tribolium destructor* Uyttenboogaart, 1933 (Coleoptera: Tenebrionidae) larvae. J. Parasitol. 94(3), 567–570.

Shearin, A.F., Reberg-Horton, S.C., Gallandt, E.R., 2008. Cover crop effects on the activity-density of the weed seed predator *Harpalus rufipes* (Coleoptera: Carabidae). Weed Sci. 56(3), 442–450.

Sienkiewicz, P., Lipa, J.J., 2009b. Prevalence of eugregarines (Apicomplexa: Eugregarinida) parasitizing in ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in various habitats. Pol. Pismo Entomol. 78, 351–368.

Sienkiewicz, P., Lipa, J.J., 2009a. *Clitellocephalus ophoni* (Tuzet et Ormi`eres, 1956) (Apicomplexa: Eugregarinida: Gregarinidae) recorded in Poland on strawberry seed beetle *Harpalus* (*Ophonus*) *rufipes* (De Geer, 1774) (Coleoptera: Carabidae). Biol. Letters 46(1), 43–50.

Sienkiewicz, P., Lipa, J.J., 2010. Chrząszcze z rodziny biegaczowatych (Coleoptera: Carabidae) jako żywiciele pasożytniczych i komensalicznych eugregaryn (Apicomplexa: Eugregarinorida) – przegląd badań z terenu Polski. Wiad. Entomol. 29(4), 289–295.

Simdyanov, T.G., 2007. Gregarinea Dufour, 1828 – Gregarinyi [Gregarinea Dufour, 1828 – Gregarines]. In: Alimov, A.F. (Ed.). Protistyi. Rukovodstvo po zoologii [Protists. Guide to zoologists]. Science, SPb. 2, 20–140.

Thiele, H.U., 1977. Carabid beetles in their environments. Springer-Verlag, Berlin.

Zhang, J., Drummond, F.A., Liebman, M., Hartke, A., 1997. Phenology and dispersal of *Harpalus rufipes* De Geer (Coleoptera: Carabidae) in agroecosystems in Maine. J. Agr. Urban Entomol. 14(2), 171–186.

Zubareva, I.M., Bortsova, M.S., 2012. Epizooticheskiy protsess i ego otsenka pri toksokaroze domashnih plotoyadnyih [Epizootic process and its evaluation at toxocarosis of domestic carnivores]. Vestnik Veterinarii 4(63), 45–47.

Надійшла до редколегії 28.08.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 154–160.

doi:10.15421/011522

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 594.381.5:574.64

Вплив концентрації амоній хлориду на вміст каротиноїдних пігментів в організмі *Lymnaea stagnalis*

Г.Є. Киричук, Л.В. Музика

Житомирський державний університет імені Івана Франка, Житомир, Україна

Вивчено вплив різних концентрацій амоній хлориду (0,5, 2, 5 та 10 ГДК) на вміст β-каротину та ксантофілів у гемолімфі, гепатопанкреасі, мантії та нозі *Lymnaea stagnalis* (Linnaeus, 1758) (Pulmonata, Lymnaeidae). Досліджено вміст у тканинах (органах) молюсків обговорюваних каротиноїдів за різної експозиції (2, 7, 14 та 21 доба) перебування тварин у токсичному середовищі. Зміни показників мають дозозалежний характер, значно варіюють залежно від тривалості інтоксикації та характеризуються тканинно-органною специфічністю. Допорогові концентрації NH_4Cl (0,5 ГДК) за короткострокової експозиції (2 доби) викликають збільшення вмісту β-каротину (в 1,63–1,81 раза) та ксантофілів (в 1,71–1,89 раза) у всіх досліджених органах молюсків. За дії токсиканта, концентрація якого відповідала 2 ГДК, відмічено підвищення вмісту β-каротину в усіх тканинах і органах, а ксантофілів – лише у гемолімфі *L. stagnalis*. За умов пролонгування інтоксикації до 7 діб посилюється інгібувальний вплив амоній хлориду на метаболізм досліджуваних тварин, що проявляється зменшенням вмісту β-каротину в усьому їх тілі на 23,6–96,0% незалежно від концентрації полютанта. Збільшення концентрації токсиканта до 5–10 ГДК незалежно від тривалості експозиції викликає зниження вмісту β-каротину у гемолімфі (на 39,9–92,6%) та гепатопанкреасі (на 11,2–95,7%) тварин. За експозиції 21 доба у розчинах з амоній хлоридом (0,5 ГДК) зростає вміст β-каротину у тканинах та органах молюсків, а в міру збільшення токсичності середовища (2–10 ГДК зафіксовано зменшення вмісту каротиноїдних пігментів в усіх досліджених тканинах та органах *L. stagnalis*: β-каротину на 52,1–93,5%, ксантофілів на 29,9–91,6%.

Ключові слова: β-каротин; ксантофіли; антиоксидантна активність; окиснювальний стрес; метаболічна адаптація; прісноводні молюски

The effect of different concentrations of ammonium chloride on the content of carotenoid pigments in the body of *Lymnaea stagnalis*

G.E. Kyrychuk, L.V. Muzyka

Zhytomyr Ivan Franko State University, Zhytomyr, Ukraine

The paper deals with the peculiarities of distribution of β-carotene and xanthophylls in the body of *Lymnaea stagnalis* (Linnaeus, 1758) (Pulmonata, Lymnaeidae) in the normal conditions and under the action of different concentrations of NH_4Cl, depending on duration of exposure (2, 7, 14 and 21 days). *L. stagnalis* (300 copies) were collected in September 2013–2014 (in Zhytomyr region). Toxicant NH_4Cl was used in concentrations corresponding to 0.5, 2, 5 and 10 MAC. The content of β-carotene and xanthophylls was determined by the Taylor method. 2400 biochemical analyses were carried out. The article shows that under the action of 0.5 MPC NH_4Cl adaptive processes are stimulated in the body of *L. stagnalis* and total antioxidant activity is activated, as evidenced by changes in the content of β-carotene and xanthophylls in the organs (hepatopancreas, pallium and foot) and tissues (hemolymph) of the mollusks under study. The research proves that the action of concentration discussed above during 2, 14 and 21 days causes the increase in the content of β-carotene in hepatopancreas (1.63–5.73 times), pallium (1.68–5.37 times) and foot (1.81–3.89 times) of animals. Incubation of mollusks in solutions of NH_4Cl (0.5 MAC) for 7 days resulted in the decrease of figures in these organs by 23,6–38,8% relatively to control. It should be noted that from the overall dynamics hemolymph is somewhat distracting; for it 1.35–1.46 times' decrease in the content of β-carotene after short-term action of the toxicant (2 and 7 days) and β-carotene increase by 2.79–7.38 times under conditions of prolonged exposure (14 and 21 days) is recorded. The content of xanthophylls correlates with the content of β-carotene on the 2nd, 7th and 14th day of toxic action, but by increasing the time of contact with toxic substances to 21 days the decrease in figures by 20,9–40,7% in foot and pallium is recorded. When the toxicant

Житомирський державний університет імені Івана Франка, вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна
Zhytomyr Ivan Franko State University, V. Berdychivska Str., 40, Zhytomyr, 10008, Ukraine
Tel.: +38-067-961-96-86, +38-097-648-90-81. E-mail: kyrychuk@zu.edu.ua, lidiya.muzyka@ukr.net

concentration is increased to 2 MAC (with 2 days' exposition) β-carotene content grows 2,08–5.98 times throughout the body of *L. stagnalis* and xanthophyll content decreases in hepatopancreas, pallium and foot (by 51,8–67,3%). When increasing duration of exposure in solutions of this concentration to 7, 14 and 21 days the decrease is recorded in both parameters studied: β-carotene (by 52.1–73,8% in hepatopancreas, by 31,7–69,0% in pallium, by 56,1–80,6% in foot) and xanthophylls (by 44,6–82,6% in hepatopancreas, by 51,6–68,2% in pallium, 75,6–83,8% in foot). Increase in the toxicant concentration to 5 and 10 MAC regardless of the length of the exposure leads to reduction of the content of animals' β-carotene in hemolymph (by 39,9 – of 92.6%) and hepatopancreas (11,2– 95,7%). In the mollusk foot the decrease of figures under action of 5 and 10 MAC of the toxicant during 7, 14 and 21 days (by 33,2–94,8% relative to control) irrespective of the exposure duration is recorded. Long stay (14 and 21 days) in solutions of the toxicant at the concentration of 5 and 10 MAC causes the reduction of xanthophyll content throughout the body of *L. stagnalis*. Tissue-specific distribution of β-carotene and xanthophylls in the tissues (organs) of *L. stagnalis* is shown. Hemolymph is characterized by minimum content of investigated pigments, and maximum values vary between organs (tissues) depending on the concentration and duration of exposure of animals to the toxic solution.

Keywords: β-carotene; xanthophylls; antioxidant activity; oxidative stress; metabolic adaptation; freshwater mollusks

Вступ

Окиснювальний стрес, що стимулюється надлишковими концентраціями ксенобіотиків у водному середовищі, зокрема, хлоридом амонію, який володіє сильно вираженими окиснювальними властивостями (Metelev et al., 1971), зумовлює індукцію вільнорадикальних процесів у клітинах гідробіонтів і посилення процесів перекисного окиснення ліпідів (ПОЛ). Утворення надлишкових кількостей перекисних продуктів спричинює порушення структурної та функціональної організації клітинних мембран, зміни їх проникності та іонного балансу у клітині, роз'єднання окиснювального фосфорилювання, окиснення тіольних груп білків, дезактивації ферментів, порушення структури ДНК, енергетичного метаболізму та інгібування синтезу АТФ (Parke, 1987; Gautam and Parihar, 1996; Leus, 1998). У клітинах живих організмів існують антиоксидантні системи захисту від вільних радикалів (Ercal et al., 2001), ефективність дії яких визначається не лише активністю спеціалізованих ферментів, а і неспецифічною ланкою, в якій одна із ключових ролей належить каротиноїдам (Johnson, 2002; Gostjuhina et al., 2012). Каротиноїдні пігменти здатні взаємодіяти з активними формами кисню або вільними радикалами, тим самим підтримуючи необхідний рівень окиснювальних процесів у тканинах, перешкоджаючи розвитку оксидантного стресу, викликаного токсикантом (Simahina, 2010; Gostjuhina et al., 2012). Крім цього, каротиноїди нейтралізують перекисні радикали та запобігають перекисному окисненню ліпідних компонентів клітинних мембран (Halliwell and Gutteridge, 1985). Вміст каротиноїдних пігментів прісноводних молюсків вивчено не повною мірою, а питання зміни концентрацій β-каротину та ксантофілів в організмі *Lymnaea stagnalis* (Linnaeus, 1758) (Pulmonata, Lymnaeidae) за умов інтоксикації амоній хлоридом за різної експозиції зовсім не вивчене, що і зумовило наші дослідження.

Матеріал і методи досліджень

Об'єкт дослідження – 300 екз. *L. stagnalis*, зібрані на о. Мельком (с. Сонячне Житомирського р-ну Житомирської обл.). Експериментальні дослідження проводили у вересні 2013–2014 рр. Контролем у всіх дослідах слугували молюски, яких утримували у дехлорованій (шляхом відстоювання протягом доби) водопровідній воді. Тварини, використані в токсикологічних дослідах, попередньо підлягали 14-добовій аклімації до умов лабораторного утримування (Hlebovich, 1981). Як токсикант використано NH_4Cl у концентраціях, що відповідали 0,5, 2, 5 та 10 ГДКрибогосп. (ГДКрибогосп. NH_4^+ дорівнює 0,5 мг/дм^3). Тривалість токсикологічних експериментів – 2, 7, 14 та 21 доба. Із метою запобігання впливу на піддослідних *L. stagnalis* власних екзометаболітів, в акваріумах щодня змінювали воду на свіжу тієї ж якості. Вимірювання морфометричних параметрів проводили штангенциркулем. Тотальну масу тіла та масу органів (тканин) тварин установлювали на електронних вагах (WPS 1200) з точністю до 0,01 г. Для уникнення впливу на показники біотичного чинника для дослідження обрано лише неінвазованих особин. В експерименті використано гепатопанкреас, мантію та ногу, які отримували, анатомуючи тварин, а також гемолімфу, отриману методом прямого знекровлення (Stadnichenko, 1970). Для визначення вмісту β-каротину та ксантофілів зразки тканин і органів гомогенізували та проводили екстракцію гексаном (1:4). Сумарний вміст визначали за методикою (Tailor, 1976). Усього виконано 2 400 біохімічних аналізів. Отримані експериментальні дані оброблено методами варіаційної статистики з використанням пакета прикладних програм Statistica 6.0. На діаграмах показано середні значення та стандартну похибку (std. error).

Результати та їх обговорення

Компенсаторно-адаптивна відповідь організму гідробіонтів на дію токсикантів визначається швидкістю та механізмом надходження полютанта до клітин, тканин і органів, ступенем його накопичення в метаболічно-активних структурах, а також їх фізико-хімічними властивостями та фізіологічною роллю в організмі (Grubinko, 2011). За своєю фізіологічною дією аміак та іони амонію виступають токсикантами комбінованої дії, здійснюють локальний, гемолітичний і нервово-паралітичний вплив на організм гідробіонтів, послаблюють їх адаптивні можливості, знижують життєстійкість та викликають порушення низки метаболічних процесів, які часто можуть мати летальний наслідок (Metelev et al., 1971).

Найхарактерніші симптоми стресу гідробіонтів за дії амонійних сполук – почастішання серцебиття, посилення інтенсивності дихання, зростання гепатосоматичного індексу. Крім цього, іони амонію можуть зумовлювати поступове зміщення абсорбційної конфігурації насиченого киснем гемоглобіну у бік деоксигенації, що викликає ацидемію та порушення здатності дихальних пігментів переносити кисень (Lappivaara, 2001; Tilak et al., 2002; Potrohov, 2008). Відомо (Britton, 1986), що в разі підвищеної метаболічної активності клітини, яка зумовлюється

забрудненням навколишнього середовища, швидкість надходження кисню через клітинну мембрану не задовольняє зростаючих потреб дихального ланцюга, саме тому в організмі гідробіонтів зростає активність каротиноїдів, роль яких в окиснювальному метаболізмі клітини зумовлена великою кількістю спряжених подвійних зв'язків у молекулах і використанням частини цих зв'язків для утворення внутрішньоклітинного депо кисню (або запасів органічного акцептора електронів) у клітинах тварини, які перебувають в умовах гіпоксії.

Вміст β-каротину в організмі *L. stagnalis* за токсичної дії амоній хлориду. Низька концентрація амоній хлориду (0,5 ГДК) уже на кінець другої доби викликала стимуляцію обмінних процесів в організмі *L. stagnalis* та активацію його загальної антиоксидантної активності (яка має компенсаторний характер і виникає у відповідь на токсичну дію), що проявилася збільшеенням вмісту β-каротину майже в усьому тілі досліджуваних тварин: на 62,7% у гепатопанкреасі, на 71,6% у мантії та на 81,3% у нозі ($P < 0,01$). Для гемолімфи відмічене зниження обговорюваного показника на 35,2%. Збільшення вмісту β-каротину в усьому організмі *L. stagnalis* (у 2,09–5,97 раза) корелює зі збільшенням у воді дози токсиканта до концентрації, яка відповідала 2 ГДК, що є результатом підвищення неспецифічної резистентності організму молюсків за інтоксикації, та, імовірно, вказує на адаптаційну фазу стресу, пов'язану з мобілізацією енергетичних ресурсів, необхідних для життєзабезпечення та виживання тварин у токсичному середовищі (рис. 1).

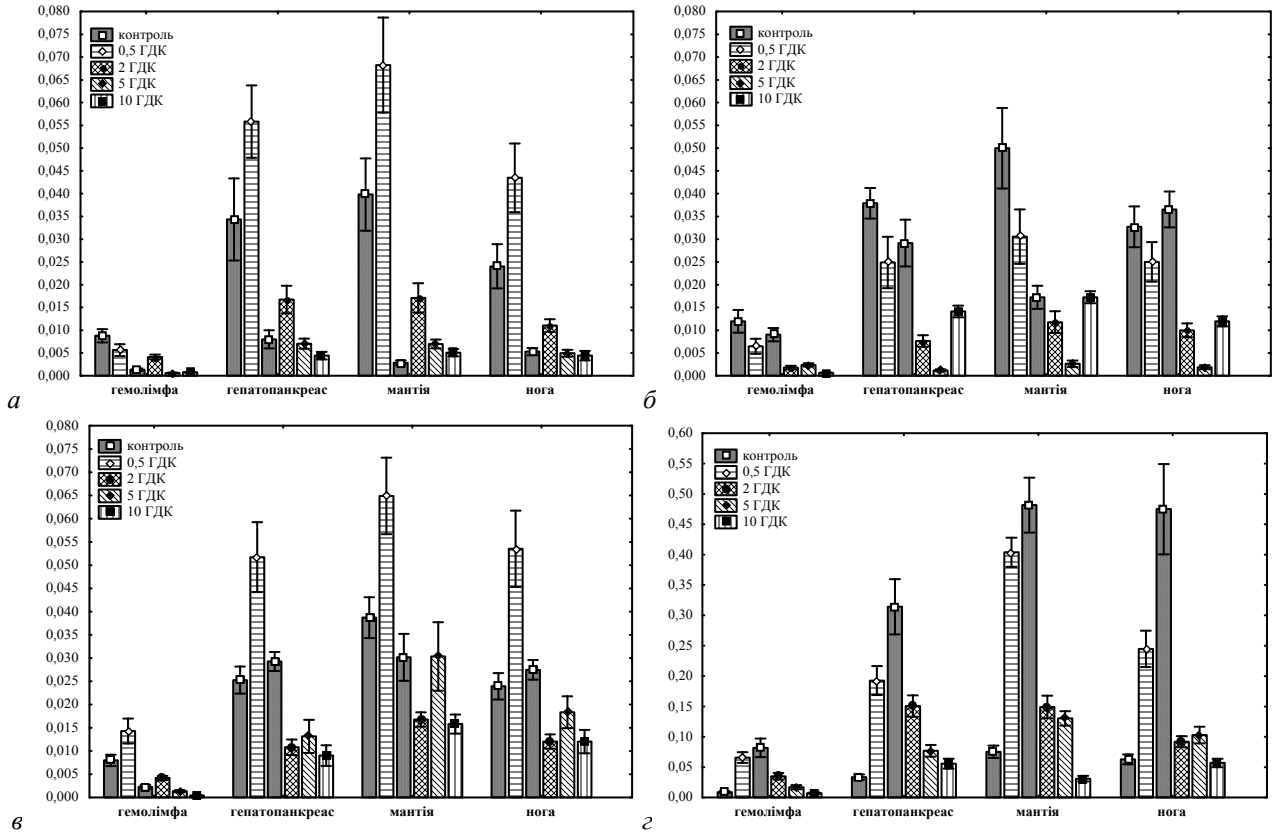


Рис. 1. Вплив амоній хлориду (0,5–10 ГДК) на вміст β-каротину в організмі *L. stagnalis*:
а – експозиція 2 доби, *б* – 7 діб, *в* – 14 діб, *г* – 21 доба; по осі абсцис – тканини (органи) молюсків, по осі ординат – вміст β-каротину (мг/г сирої тканини); n = 10 для кожного варіанта досліду

Аналіз тканинно-органного розподілу β-каротину в організмі *L. stagnalis* за обговорюваних умов дозволяє вибудувати такий метаболічний ряд тканин та органів у порядку зменшення в них вмісту досліджуваних сполук: мантія > гепатопанкреас > нога > гемолімфа. Отримані результати корелюють із даними інших дослідників (Gordzjalkovskij and Makurina, 2006, 2007), які вказували на підвищення вмісту каротиноїдних пігментів у зябрах, мантії, нозі та гепатопанкреасі *Unio pictorum* у відповідь на дію $ZnSO_4$, $CuSO_4$, $KMnO_4$, $(CH_3COO)_2Cd$ та фенолу уже в концентрації, що відповідала ГДК (експозиція – 18 годин).

За умов збільшення концентрації токсиканта у водному середовищі (5–10 ГДК) зафіксоване зниження вмісту β-каротину у гемолімфі (на 52,8–43,3%) та гепатопанкреасі (на 11,9–44,7%) молюсків. Одночасно з цим у мантії зареєстровано суттєве зростання значень досліджуваного каротиноїду (у 30,7 та 1,8 раза відповідно), однак у нозі не встановлено статистично достовірної різниці між показниками контрольної та дослідної груп за дії 5 ГДК токсиканта та зафіксоване зниження вмісту β-каротину на 16,7% за концентрації амоній хлориду 10 ГДК. При пролонгуванні інтоксикаційної дії NH_4Cl (7 діб) посилюється його інгібувальний вплив на активність компонентів антиоксидантного захисту в організмі *L. stagnalis*, оскільки відомо, що зниження вмісту каротиноїдів у тканинах за впливу забруднення супроводжується депресією ключових ферментів антирадикального захисту СОД і КАТ і падінням ресурсу відновленого глутатіону (GSH)

(Soldatov et al., 2007). Незалежно від концентрації токсичного агента вміст β-каротину зменшується в усіх тканинах і органах *L. stagnalis*: на 45,7–92,6% у гемолімфі, на 34,3–96,0% у гепатопанкреасі, на 31,7–84,7% у мантії та на 23,6–94,8% у нозі досліджених тварин порівняно з показниками контрольної групи ($P < 0.01$). При цьому найсуттєвіше зниження вмісту для всіх тканин (органів) зареєстроване за дії токсиканта, концентрацією, що відповідала 5 ГДК. Така закономірність має тимчасовий характер адаптації до дії амоній хлориду, що змінюється фазою виснаження внаслідок порушення адаптаційних механізмів цих тварин. Таке зниження зумовлене перетворенням деяких каротиноїдів в організмі молюсків на вітамін А, який є обов'язковим компонентом елементарних клітинних мембран (McCollum, 1967). Виняток із загальної тенденції становить мантія досліджених молюсків, у якій вміст β-каротину за максимального дозового навантаження (10 ГДК токсиканта) перебував у межах значень контрольної групи.

Подальше пролонгування експозиції молюсків у середовищі з NH_4Cl до 14 діб (0,5 ГДК токсиканта) супроводжується збільшенням вмісту β-каротину в усьому організмі *L. stagnalis*: у 1,79 раза у гемолімфі, у 2,04 раза у гепатопанкреасі, у 1,68 раза у мантії та у 2,24 раза у нозі. Такий ефект зумовлений зміною каротиноїдами просторової конфігурації та переходом їх зі зв'язаної з ліпідами та білками (шляхом денатурації) у вільну форму. Іони амонію пошкоджують мітохондрії клітини та негативно впливають на процеси дихання в них (Toyomizu et al., 1999), а тому функцію енергозабезпечення клітин перебирають каротиноксисоми, які містять каротиноїди та систему термінального окиснення. Зі зростанням токсичності середовища від 2 до 10 ГДК зафіксовано зменшення обговорюваних показників на 33,2–69,2% у гепатопанкреасі, мантії та нозі тварин (виняток становить мантія молюсків за дії 5 ГДК токсиканта). Що стосується гемолімфи тварин, то відмічено збільшення вмісту β-каротину (на 85,0%) за дії 2 ГДК токсиканта та його зменшення (на 39,9–81,1%) за токсичного впливу амоній хлориду, концентраціями 5–10 ГДК.

Така нелінійна динаміка вмісту β-каротину в організмі *L. stagnalis* пов'язана з метаболічними перетвореннями β-каротину на інші каротиноїди, які не фіксуються при обраній нами довжині хвилі, однак така тенденція була відмічена і для морських гідробіонтів (Soldatov et al., 2007). Збільшення часу контакту *L. stagnalis* із NH_4Cl (0,5 ГДК) до 21 доби спричинило різке зростання досліджуваних показників (у 3,89–7,38 раза) в усьому організмі *L. stagnalis* ($P < 0.01$).

Як уже зазначалось, однією з фізіолого-біохімічних змін організму гідробіонтів за інтоксикації є комплексні перебудови структури та функцій клітинних мембран, зміна їх проникності, функціонування транспортних систем та іонного гомеостазу (Kostjuk, 2011), а тому таке зростання показників можна пояснити участю обговорюваних пігментів у стабілізації мембран за токсичної дії, оскільки збільшення вмісту каротиноїдів співвідноситься з ущільненням і зменшенням плинності мембран (Vershinin, 1996), що свідчить про їх участь у формуванні бар'єрів, які перешкоджають проникненню токсиканта у клітину. Однак у міру збільшення концентрації полютанта (2, 5, 10 ГДК) зафіксоване посилення токсичного ефекту амоній хлориду, що проявляється у зменшенні вмісту β-каротину у тканинах (органах) тварин: на 52,1–80,6% за дії 2 ГДК, на 72,9–78,4% за дії 5 ГДК та на 82,3–93,5% за дії 10 ГДК токсиканта порівняно з контрольною групою тварин.

Отже, одночасне зростання концентрації токсиканта та часу перебування у забрудненому середовищі спричинює пригнічення процесів метаболізму молюсків та пошкодження структури молекул і мультимолекулярних комплексів. Останнє зумовлює незворотні функціональні зміни, які супроводжуються прогресуючим зниженням біохімічних та фізіологічних показників організму цих тварин.

Вміст ксантофілів в організмі *L. stagnalis* за токсичної дії амоній хлориду. Зміна вмісту ксантофілів за дії амоній хлориду є тканинно-специфічною, має дозозалежний характер та значно варіює залежно від тривалості експозиції молюсків у розчинах із досліджуваним токсикантом (рис. 2).

За короткострокового перебування молюсків (2 доби) у розчинах амоній хлориду концентрацією, що відповідала 0,5 ГДК, вміст обговорюваних пігментів збільшується у гепатопанкреасі (на 72,0%), мантії (на 71,3%) та нозі (на 88,6%). Таке збільшення показників зумовлене антиоксидантними властивостями цих сполук, присутніх у біологічних мембранах у вигляді пігментно-білкових комплексів і здатних ефективно захищати мембрани та ліпіди клітин від руйнування вільними радикалами (Krinsky, 1994). Із загальної динаміки вибивається гемолімфа, для якої за даних умов зафіксоване зменшення вмісту ксантофілів на 36,5% порівняно з показниками контрольної групи. Зазначимо, що гемолімфа не є індикатором забруднення середовища, а слугує лише джерелом перенесення каротиноїдів (Prosser, 1977), у той час як депонування цих сполук відбувається у гепатопанкреасі. Наші результати узгоджуються з раніше отриманими експериментальними даними (Stadnichenko et al., 2002, 2007), які вказували на зниження вмісту каротиноїдів у гемолімфі *L. stagnalis* за дії сульфату міді та фенолу. Таку саму динаміку вмісту досліджуваних пігментів у гемолімфі за дії фенолу (50–1000 мг/дм^3) відмічено і для *L. fragilis*, і, що цікаво, для *Planorbarius corneus* та *P. purpura* (Stadnichenko et al., 1985), які належать до фітофагів, на відміну від молюсків родини Lymnaeidae, які у переважній більшості є детритофагами (Kirichuk, 2002).

У разі зростання токсичного навантаження до 2 ГДК зафіксовано статистично достовірне збільшення вмісту ксантофілів у гемолімфі тварин (у 6,49 раза), оскільки гемолімфа є головним детермінантом розповсюдження речовин до тканин і органів тварин. У випадку підвищення концентрації токсиканта до 5 та 10 ГДК відмічено зменшення вмісту ксантофілів на 11,7% та 52,3% відповідно. Таке ж зниження (на 32,5–67,3%) досліджуваних показників за дії вищих концентрацій (2, 5, 10 ГДК) зафіксоване і у гепатопанкреасі молюсків. Разом із цим, у мантії та нозі тварин концентрація амоній хлориду, що відповідає 2 ГДК, виклмкає зменшення вмісту ксантофілів, а за умов зростання концентрації (5 та 10 ГДК) – до його збільшення на 10,7–49,8% відносно контролю.

Збільшення часу перебування молюсків у токсичних розчинах до 7 діб спричинило пригнічення їх метаболізму

та викликало, незалежно від концентрації токсиканта, прямо пропорційне зниження вищезазначених показників (на 49,0–79,4%) у їх гемолімфі. У гепатопанкреасі та мантії тварин також зареєстровано зменшення вмісту обговорюваних каротиноїдів за дії амоній хлориду концентрацією 0,5 та 2 ГДК (на 40,4–82,6% та 47,8–54,5%) та його збільшення в 1,13–3,29 раза зі зростанням токсичності середовища до такої, що відповідала 5 та 10 ГДК. Що стосується ноги *L. stagnalis*, то в даному органі 0,5, 2 та 5 ГДК токсиканта спричинювали зменшення вмісту ксантофілів (на 32,2–78,1%), а найвища його концентрація (10 ГДК) зумовлювала незначне зростання показників (на 13,7% відносно контролю). Отримані результати свідчать, що на 14-ту добу експозиції молюсків у водному середовищі з амоній хлоридом спостерігаються різнонапрямлені зміни вмісту сумарних ксантофілів в їх організмі. Ми встановили підвищення вмісту обговорюваних каротиноїдів у гемолімфі тварин за дії низьких концентрацій (на 45,2 та 15,4%) та їх зниження за дії високих концентрацій (на 53,6% та 46,2% відносно контролю). У гепатопанкреасі, мантії та нозі *L. stagnalis* зростання показників викликала лише допорогова концентрація (0,5 ГДК) відповідно на 107,0%, 57,8%, 87,8%, у той час як усі інші використані в експерименті концентрації проявили інгібувальну дію та зумовлювали статистично достовірне зниження вмісту ксантофілів у цих органах.

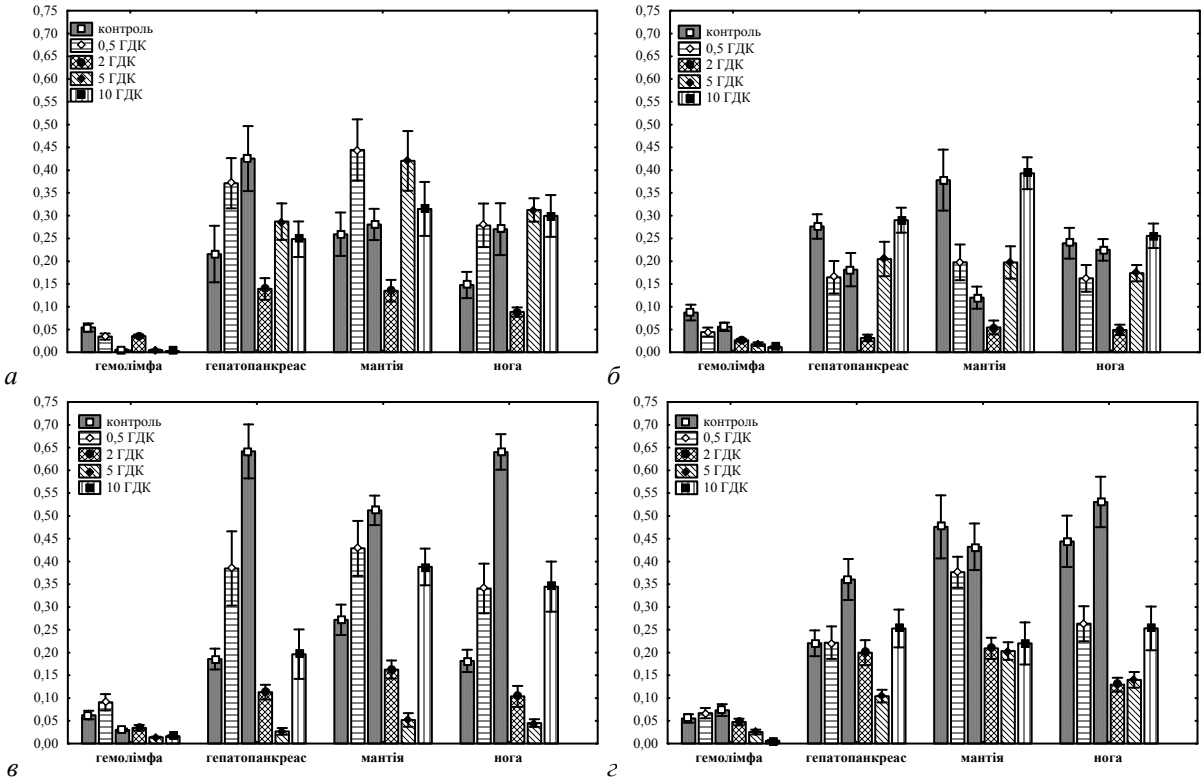


Рис. 2. Вплив амоній хлориду (0,5–10 ГДК) на вміст ксантофілів в організмі *L. stagnalis*:
а – експозиція 2 доби, *б* – 7 діб, *в* – 14 діб, *г* – 21 доба; по осі абсцис – тканини (органи) молюсків, по осі ординат – вміст ксантофілів (мг/г сирої тканини); n = 10 для кожного варіанта досліду

У міру збільшення часу (21 доба) перебування у водному середовищі амоній хлориду (0,5 ГДК) відмічено підвищення вмісту ксантофілів у гемолімфі досліджених гідробіонтів (на 21,0%), однак у мантії та нозі зафіксовано його зменшення ($P < 0,01$) на 20,9% та 40,7% відповідно. Що стосується гепатопанкреасу, то в даному органі не вдалося встановити статистично достовірних відмінностей між дослідною та контрольною групами тварин за значенням вмісту в ньому обговорюваних каротиноїдів. Інкубування *L. stagnalis* (21 доба) у розчинах NH_4Cl, концентраціями 2–10 ГДК викликало зниження показників у всьому їх організмі: на 35,2–91,6% у гемолімфі, на 29,9–71,1% у гепатопанкреасі, на 49,1–52,9% у мантії та на 52,3–75,6% у нозі тварин, що зумовлено пошкодженням мембран (через посилення окиснювальних процесів), які є першим бар'єром на шляху зовнішніх стресорів, і, як наслідок, порушенням механізмів транспорту ксантофілів у клітини гідробіонтів.

Висновки

Зміни вмісту β-каротину та ксантофілів в організмі *L. stagnalis* мають адаптивний характер, що проявляється у певних межах токсичного навантаження, та направлені на підтримання гомеостазу гідробіонтів за дії амоній хлориду.

Дія обговорюваного токсиканта уже в низьких концентраціях (0,5 та 2 ГДК) за короткострокової експозиції (2 доби) викликає стимуляцію адаптивних процесів, що, як правило, має прояв у збільшенні вмісту як β-каротину, так і ксантофілів у всьому організмі *L. stagnalis* (виняток становить гемолімфа за дії 0,5 ГДК токсиканта).

Збільшення терміну експозиції до 7 діб незалежно від концентрації токсиканта викликає статистично достовірне

зменшення вмісту β-каротину та ксантофілів у тканинах (гемолімфа) та органах (гепатопанкреас, мантія, нога) *L. stagnalis*.

У разі подовження часу інтоксикації амоній хлоридом до 14 діб зафіксовано збільшення вмісту як β-каротину, так і ксантофілів у гемолімфі, гепатопанкреасі, мантії та нозі тварин за дії найнижчої дози токсиканта (0,5 ГДК), який у міру збільшення токсичності середовища до 2, 5 та 10 ГДК знижується відносно контролю в усіх досліджених органах молюсків.

Збільшення часу контакту *L. stagnalis* із NH_4Cl до 21 доби зумовило до статистично достовірне збільшення вмісту β-каротину (у 3,89–7,38 раза) в усьому організмі *L. stagnalis* за дії допорогової концентрації (0,5 ГДК) токсиканта та його зменшення ($P < 0,01$) за умов збільшення токсичності водного середовища до 2, 5 та 10 ГДК.

Мінімальними значеннями вмісту β-каротину та ксантофілів характеризується гемолімфа тварин незалежно від концентрації токсиканту та тривалості його дії на організм. Максимальні показники мали дозозалежний характер та варіювали між органами (тканинами) залежно від тривалості експозиції тварин у токсичному розчині.

Бібліографічні посилання

Britton, G., 1986. Biohimija prirodnyh pigmentov [Biochemistry of natural pigments]. Mir, Moscow (in Russian).

Ercal, N., Gurer-Orhan, H., Aykin-Burns, N., 2001. Toxic metals and oxidative stress. Part I: Mechanisms involved in metalinduced oxidative damage. Curr. Top. Med. Chem. 1(6), 529–539.

Gautam, R.K., Parihar, R., 1996. Lead and mercury alters lipid contents in liver and kidney of Heteropneustes fossilis. Uttar. Pradesh. J. Zool. 16(1), 28–30.

Gordzjalkovskij, A.V., Makurina, O.N., 2006. Vodnye molljuski – perspektivnye obekty dlja biologicheskogo monitoringa [Water molluscs as perspective objects for biological monitoring]. Vestnik SamGU. Estestvennonauchnaja serija 7(47), 37–44 (in Russian).

Gordzjalkovskij, A.V., Makurina, O.N., 2007. Vlijanie fenola na soderzhanie karotinoidov v tkanjah molljuskov [Effect of phenol on the content of carotinoides in the mollusc tissues]. Vestnik SamGU. Estestvennonauchnaja serija 8(58), 60–68 (in Russian).

Gostjuhina, O.L., Soldatov, A.A., Golovina, I.V., Borodina, A.V., 2012. Soderzhanie karotinoidov i sostojanie antioksidantnogo fermentativnogo kompleksa tkanej u dvustvorchatogo molljuska *Anadara inaequivalvis* [Content of carotenoids and the state of tissue antioxidant enzymatic complex in Bivalve mollusc *Anadara inaequivalvis* Br.]. Zhurnal Jevoljucionnoj Biohimii i Fiziologii 48(6), 542–547 (in Russian).

Grubinko, V.V., 2011. Rol' metaliv v adaptacii gidrobiontiv: Evoljucijno-ekologichni aspekty [A role of metals is in adaptation of aquatic organisms: Evolutional and ecological aspects]. Naukovi Zapysky Ternopilskogo Nacionalnogo Pedagogichnogo Universytetu Imeni Volodymyra Gnatjuka. Serija: Biologija 2(47), 237–262 (in Ukrainian).

Halliwell, B., Gutteridge, J.M.C., 1985. Free radicals in biology and medicine. Oxford Clarendon Press, Oxford, UK.

Hlebovich, V.V., 1981. Akklimacija zhivotnyh organizmov [Acclimation of animal organisms]. Nauka, Leningrad (in Russian).

Johnson, E.J., 2002. The role of carotenoids in human health. Nutr. Clin. Care. 5(2), 56–65.

Kirichuk, G.Y., 2002. Osobennosti nakoplenija ionov tjazhelyh metallov presnovodnymi molljuskami [Peculiarities of cumulation of heavy-metal ions by freshwater mollusks]. Visn. Zhytomyr. Derzh. Ped. Univ. im. I. Franka 10, 170–175 (in Russian).

Kostjuk, K.V., 2011. Strukturno-funkcionalni reakcii klityn vodnyh roslyn na diju toksykantiv [Structural and functional response of water plant cells to theaction of toxicants]. Kyiv (in Ukrainian).

Krinsky, N.I., 1994. The biological properties of carotenoids. Pure Appl. Chem. 66(5), 1003–1010.

Lappivaara, J., 2001. Effects of acute handling stress on whitefish *Coregonus lavaretus* after prolonged exposure to biologically treated and untreated bleached kraft mill effluent. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 41(1), 55–64.

Leus, J.V., 1998. Perekysne okysnennja lipidiv ta antyoksydantnyj zahyst u ryb pid vplyvom faktoriv vodnogo seredovyshha [Lipid peroxidation and antioxidant protection in fish exposed aquatic environment factors]. Kyiv (in Ukrainian).

McCollum, E.V., 1967. The paths to the discovery of vitamins A and D. J. Nutr. 91(2), 32–38.

Metelev, V.V., Kanaev, A.I., Dzasohova, N.G., 1971. Vodnaja toksikologija [Aquatic toxicology]. Kolos, Moscow (in Russian).

Parke, D.V., 1987. Activation mechanisms to chemical toxicity. Arch. Toxicol. 60(1–3), 5–15.

Potrohov, A.S., 2008. Snizhenie antistressovymi preparatami nervnoparaliticheskogo dejstvija vysokoj koncentracii ammonija na ryb [Reduction of neuroparalytic action of ammonium in high concentrations on fish by antistressing preparations]. Dopovidi NANU 9, 156–162 (in Russian).

Simahina, G.O., 2010. Funkcionalna rol karotynoidiv ta osoblyvosti ih vykorystannja u harchovyh tehnologijah [The functional role of carotenoids and peculiarities of their use in food technology]. Proceedings NUFT 33, 45–48 (in Ukrainian).

Soldatov, A.A., Gostjuhina, O.L., Golovina, I.V., 2007. Antioksidantnyj fermentnyj kompleks tkanej dvustvorchatogo molljuska *Mytilus galloprovincialis* Lam. v norme i uslovijah okislitelnogo stressa (obzor) [Antioxidant enzyme complex of tissues of the bivalve *Mytilus galloprovincialis* Lam. under normal and oxidative-stress conditions: A review]. Prikladnaja Biohimija i Mikrobiologija 43(5), 621–628 (in Russian).

Stadnichenko, A.P., 1970. Izmenenija belkovogo spektra krovi *Viviparus contectus* (Millet, 1813) (Gastropoda, Prosobranchia) pri invazii lichinochnymi formami trematod [On variations in the blood albuminous spectrum of *Viviparus contectus* (Millet, 1813) (Gastropoda, Prosobranchia) caused by invasion with larval forms of trematodes]. Parazitologija (Parasitology) 5, 484–488 (in Russian).

Stadnichenko, A.P., Ivanenko, L.D., Mostipaka, O.A., Stepchuk, L.O., Gomenjuk, R.A., 2002. Vlijanie sulfata medi na soderzhanie karotinoidov v gemolimfe prudovika ozernogo (Mollusca: Pulmonata: Lymnaeidae) v norme i pri invazii ego partenitami trematod [Trematoda invasion and sulphate copper impact upon carotenoids of haemolymph of Lymnaea stagnalis (Mollusca: Pulmonata: Lymnaeidae)]. Visn. Zhytomyr. Derzh. Ped. Univ. im. I. Franka 10, 197–201 (in Russian).

Stadnichenko, A.P., Misechko, L.E., Shepel, A.N., 1985. Vlijanie fenolnoj intoksikacii na soderzhanie karotinoidnyh pigmentov v gemolimfe presnovodnyh molljuskov (Pulmonata, Lymnaeidae i Bulinidae) v norme i pri zarazhenii partenitami trematod [The effect of phenol intoxication on the carotinoid pigments contents in haemolymph of freshwater molluscs (Pulmonata, Lymnaeidae, Bulinidae) in normal conditions and during their infection with parthenites of trematodes]. Parazitologija 19(2), 101–104 (in Russian).

Stadnychenko, A.P., Astahova, L.J., Gyryn, V.K., 2007. Vplyv fenolnoi intoksykacii na vmist karotynoidiv u gemolimfi prisnovodnyh moljuskiv u normi i za invazii ih trematodamy

[The effect of phenol intoxication on the carotenoid content in haemolymph of freshwater molluscs in normal conditions and during their of trematode infection]. Materials of the third international scientific conference «Development of scientific research», 65–67 (in Ukrainian).

Tilak, K.S., Lakshmi, S.J., Susan, T.A., 2002. The toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to the fish, *Catla catla* (Hamilton). J. Environ. Biol. 23(2), 147–149.

Toyomizu, M., Yamahira, S., Tanaka, M., Akiba, Y., 1999. Effects of ammonium chloride-induced acidosis on oxidative metabolism in liver mitochondria of chicks. Brit. Poultry Sci. 40, 541–544.

Vershinin, A., 1996. Carotenoids in mollusca: Approaching the functions. Comp. Biochem. Physiol. 113(1), 63–71.

Надійшла до редколегії 17.09.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 161–171.

doi:10.15421/011523

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 596/599:57.047

Динамічна стійкість угруповання земноводних короткозаплавних лісових екосистем

О.В. Жуков, Н.Л. Губанова

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпропетровськ, Україна

Надано оцінку стійкості популяцій земноводних на основі даних динаміки чисельності. Зроблено спробу оцінити напрям динамічних змін популяцій земноводних. Визначено швидкість відхилення системи від стаціонарного стану внаслідок впливу можливих чинників навколишнього середовища за допомогою такого поняття як реактивність, ступінь реактивності та еластичності системи із застосуванням їх індексів. Установлено, що стаціонарний стан угруповань земноводних заплави р. Самара стійкий. Характерною ознакою є еластичність системи. Підтверджено еластичність системи особин *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758). Визначено *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768) як фактор стійкості екосистеми у кількісному відношенні. Встановлено залежність динамічних показників популяцій від їх чисельності за допомогою рівняння регресії. Динаміка угруповання залежить від дії можливих предикторів, у відповідь на яких популяція *B. bufo* не змінюється. Стаціонарний стан угруповання нестабільний відносно динамічної матриці, яка описує поведінку угруповання в околиці першого стаціонарного стану. Другий стаціонарний стан стабільний, але система повертається у нього протягом хвилеподібної динаміки. На основі проведених досліджень встановлено, що чисельність угруповань земноводних залишається стійкою, системи поводяться по-різному, динаміка їх повернення до стаціонарного стану еластична або реактивна.

Ключові слова: динаміка популяцій; стаціонарний стан; *Bufo bufo*; *Bombina bombina*; *Rana arvalis*; *Pelobates fuscus*

Dynamic stability of communities of amphibians in short-term-flooded forest ecosystems

O.V. Zhukov, N.L. Gubanova

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Dnipropetrovsk, Ukraine

The estimation of stability of amphibian populations on the basis of data of population dynamics is given. The paper shows an attempt to estimate the direction of dynamic changes of amphibian populations, and defines the rate of the system deviation from the stationary state due to possible influence of the environmental factors by using concepts such as reactivity, degree of reactivity and flexibility of the system when using their indexes. It is found that populations of amphibians are quite stable with regard to quantifying these species. Characteristic feature is the elasticity of the system. It is confirmed by the elasticity of the system species *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758). Type *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768) is defined as a factor of stability of the system in quantitative terms. Dependence of dynamics of the population on its size is established using the regression equation. Dynamics of groups depends on the action of possible predictors in response to which the population of *B. bufo* is not changed. The ecosystem is characterized as a place of interaction between biotic factors and factors of abiotic origin, which are due to the external action. Internal factor of the ecosystem stability is the influence of some amphibian populations on the other ones. The system features sustainable and relatively stable number of *B. bufo*, which does not affect the level of its stability. Stationary state of the grouping is unstable due to dynamic matrix, which describes the behavior of the group in the vicinity of the first stationary state. The second steady state is stable one, and the system returns to the stationary state with the help of wave-like dynamics. On the basis of our study it is established that the number of groups of amphibians remains stable, the systems behave differently, and dynamics of their return to the stationary state is elastic or reactive one. Ecosystems within lime-ash oak forests in the Central floodplain of the Samara river represent relatively stable populations of amphibians. The constant number of individuals in the population confirms stability of the ecosystem. The regression equation indicates the dependence of the dynamic performance of the system on the number of amphibians.

Keywords: dynamics of populations; stationary state; *Bufo bufo*; *Bombina bombina*; *Rana arvalis*; *Pelobates fuscus*

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, пр. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, 49010, Україна
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Gagarin Ave., 72, Dnipropetrovsk, 49010, Ukraine
Tel.: +38-056-760-84-38. E-mail: nlg2@list.ru

Вступ

Один із ключових показників успішного існування популяцій – їх самовідновлення. Самовідновлення популяцій, підтримання стійкості та збереження біорізноманіття – важливі характеристики, які вказують на здатність до тривалого існування системи (Carik, 2010). Теоретичні моделі вказують на те, що багатовидові угруповання з сильними взаємодіями між видами не можуть бути стійкими (May, 1974). Для визначення сили взаємодії між видами розроблено декілька підходів. Найбільш ранні техніки застосовували оцінку перекривання ніш (MacArthur and Levins, 1967; Pianka, 1973), порівняння морфологічних особливостей (Ricklefs and Travis, 1980) та статичну регресію чисельності видів між собою в різних сайтах (Schoener, 1974; Hallett and Pimm, 1979). Ці підходи зазнали критики як такі, що не надають припущень, які підтверджуються експериментально (Laska and Wootton, 1998). Значну результативність показав динамічний регресійний аналіз, при якому досліджуються часові ряди даних чисельності видів, при цьому залежною змінною виступає швидкість зміни чисельності видів (Wootton, 1994; Pfister, 1995; Chase, 1996).

Для оцінки стійкості екологічного угруповання Р. Мей (May, 1974) запропонував підхід, який ґрунтується на застосуванні коефіцієнтів кореляції між чисельністю видів в угрупованні. Середня сила статистичного зв'язку між компонентами системи R (середній коефіцієнт кореляції) може розглядатися як показник її жорсткості та організованості. Для розрахунку жорсткості можна застосовувати коефіцієнти кореляції як Пірсона, так і Спірмена (Mihaylovskiy, 1988; Shadrin, 2012). За Р. Мей (May, 1974), стійкість екосистеми може бути встановлена за наступним критерієм:

$$R < (SC)^{-1/2}, \quad (1)$$

де R – жорсткість системи, S – кількість елементів у системі, C – зв'язність (кількість ребер графу, віднесена до максимально можливої їх кількості S*(S–1)/2).

Показники, що характеризують стан популяцій та угруповань, є інформаційно цінними з точки зору оцінки стану біоценозів у цілому та їх динаміки в процесі існування (Reshetilo, 2013). За впливу чинників різного походження змінюється склад біосистем на всіх рівнях організації. На популяційно-видовому рівні відбуваються зміни структури популяції, пов'язані з чисельністю особин та ареалом їх існування. Одним із найважливіших чинників для самовідновлення популяцій тварин є їх здатність до переміщення у просторі. Найбільш характерні переміщення тварин у просторі, зокрема хребетних, – це сезонні міграції (Ishhenko, 2007). Саме під час міграцій особини стикаються з багатьма екологічними обставинами – як природними, так і антропогенними, частина з яких може мати вирішальне значення для самовідновлення популяцій (Orlowski, 2004; Kusak, 2009).

Екологічні системи зазнають впливу факторів зовнішнього середовища. Їх реакція на пертурбації характеризується якісно поняттям «стабільність», що відбиває відповідь системи на пертурбації (повертається система у вихідний стан після пертурбації чи ні). Крім того, існує кількісна характеристика – еластичність системи, що вимірює, як швидко відбувається повернення у вихідний стан після пертурбації (Holling, 1973; Beddington et al., 1976; Harrison, 1979; Pimm, 1979, 1984; DeAngelis, 1980). Теоретичні та експериментальні роботи в екології були спрямовані на вивчення впливу на еластичність екосистемних характеристик, таких як потік енергії (O'Neill, 1976; DeAngelis, 1980), кількість і кругообіг поживних речовин (Harwell et al., 1977; DeAngelis, 1980; DeAngelis et al., 1989; Cottingham, Carpenter, 1994; Loreau, 1994), стохастичність умов навколишнього середовища (Ives, 1995), довжина трофічних ланцюгів (Pimm and Lawton, 1977; Vincent and Anderson, 1979; DeAngelis et al., 1989; Carpenter et al., 1992; Cottingham and Carpenter, 1994), вплив фітофагів (Lee and Inman, 1975) і тварин із широкими трофічними режимами (Pimm and Lawton, 1978; Pimm, 1979).

Запропоновано велику кількість індексів для вимірювання еластичності екосистем (Jordan et al., 1972; Pimm and Lawton, 1977; DeAngelis, 1980). Найчастіше зустрічається та досить просто може бути обчислений індекс, що ґрунтується на власних числах матриці, яка характеризує динаміку системи поблизу рівноваги (Neubert and Caswell, 1997).

Розглянемо лінійну систему:

$$\frac{dx}{dt} = A * x, \; x(0) = x_0, \quad (2)$$

яка може представляти лінійну систему або лінеаризацію нелінійної системи поблизу точки рівноваги. Рівняння (1) має єдине рішення:

$$x(t) = e^{t} x_0. \quad (3)$$

Якщо власне число матриці A є негативним, то $e^{At} \to 0$ при $t \to \infty$, а рівноважне рішення $x^* = 0$ є асимптотично стабільним.

Через те, що швидкість асимптотичного зменшення x пропорційна степеню 1/e в часовому інтервалі $-1/\mathrm{Re}(\lambda 1(A))$, Pimm і Lawton (1977) використали зазначений інтервал як міру часу повернення до стаціонарного рівноважного стану. Таким чином, еластичність (Resilience) визначається як:

$$Resilience \equiv -1/\mathrm{Re}(\lambda 1(A)), \quad (4)$$

є асимптотичною апроксимацією швидкості згасання пертурбації лінійної системи (1). У разі більшої еластичності пертурбації загасають швидше. Еквівалентна версія для дискретної системи (3) широко використовується в екологічних дослідженнях (Beddington et al., 1976; Pimm and Lawton, 1977, 1978; Harwell and Ragsdale, 1979; Pimm, 1979, 1982, 1984; Vincent and Anderson, 1979; DeAngelis, 1980; Harwell et al., 1981; Armstrong, 1982; DeAngelis at al., 1989a, 1989b; Carpenter et al., 1992; Nakajima, 1992; Cottingham and Carpenter, 1994; Loreau, 1994).

Еластичність, обчислена за допомогою найбільшого за модулем власного числа матриці *A* (4), є асимптотичною властивістю, що відбиває швидкість загасання пертурбації із часом. Короткочасна поведінка системи відразу після пертурбації при цьому ігнорується. Виникає питання, чи відбиває адекватно асимптотична поведінка відповідь на вплив? Через коротку тривалість більшості екологічних експериментів швидкоплинні ефекти переважають під час спостережень за реакцією екосистем на пертурбації. Крім того, швидкоплинні реакції системи можуть бути так само важливі, як і три-

вала асимптотична поведінка. Навіть стабільна еластична система у перший період після пертурбації може поводитись досить драматично та контрінтуїтивно. Навіть якщо пертурбація згодом загасає, її розмір може швидко збільшуватися у початковий період реакції системи. Швидкоплинні зміни не є результатом нелінійності системи, хоча нелінійність може посилювати ефект (Neubert and Caswell, 1997).

Показник швидкості зміни чисельності популяції вказує на тренд динаміки популяції у перспективі та може бути обчислений за ретроспективними даними.

У нашій попередній праці (Zhukov and Gubanova, 2015) показано, що серед досліджених факторів найбільшу роль у формуванні різноманіття угруповання амфібій у заплавних біогеоценозах р. Самара відіграє фактор сезонності. Загальний чинник, який впливає на чисельність тварин, – стабільність структури метаугруповання амфібій, що відображено за допомогою індексів різноманіття. Фактор року майже не впливає на стан популяцій амфібій, що проявляється у стабільному розподілі популяцій за парцелами біогеоценозу та інваріантному стосовно років співвідношенню чисельностей популяцій, які складають угруповання. Стабільний рівень видового багатства угруповання амфібій у досліджуваному біогеоценозі робить головною причиною варіабельності різноманіття зміну чисельності видів. Варіабельність різноманіття між сайтами зумовлена динамікою чисельності саме численних видів.

У цій статті ми маємо на меті висвітлити аспект кореляційних зв'язків між чисельністю видів угруповання амфібій, що є основою оцінки стійкості угруповання за Р. Мейєм. У результаті моделювання динаміки чисельності популяцій в угрупованні ми зможемо одержати динамічні матриці угруповання, які формально дозволяють встановити якісно стан угруповання як стійкий або нестійкий за Ляпуновим і дослідити кількісно характеристики його стійкості – еластичність і реактивність.

Матеріал і методи досліджень

Матеріал цієї роботи зібрано по сезонах у 2002–2004 роках у межах липово-ясеневої діброви в центральній заплаві р. Самара, пробна площа 209 екологічного профілю ННЦ ДНУ імені Олеся Гончара «Присамарський біосферний стаціонар імені О.Л. Бельгарда». Досліджене угруповання амфібій представлене сукупністю особин певних видів, які можна ідентифікувати як ценнопопуляції, або точніше – поліценотичні популяції тварин, які вільно переміщуються, але пов'язані з даним ценозом (Bikov, 1983). У подальшому у статті розглядається чисельність саме ценотичних компонент у рамках липово-ясененової діброви таких поліценотичних популяцій.

Облік амфібій проведено на пробних ділянках за допомогою ловчих траншей кільцевої форми. Діаметр траншеї складав 5,2 м, глибина – 0,4 м, ширина – 0,2 м. У кожній частини кола, яка відповідає півночі, півдню, заходу та сходу були розташовані ловчі циліндри. Циліндри мали діаметр 0,2 м та висоту 0,4 м і були вкопані на дні кільцевої траншеї до верхнього рівня. У межах пробної площі 209 закладено три ловчі траншеї. Вибирання тварин відбувалося вранці кожного дня протягом періоду спостережень. У 2002 році обліки проведено влітку – з 1 по 10 липня, восени – з 16 по 25 вересня; у 2003 році – навесні – з 12 по 21 травня, влітку – з 1 по 10 липня, восени – з 16 по 25 вересня; у 2004 році – навесні – з 12 по 23 травня, влітку – з 1 по 10 липня, восени – з 16 по 25 вересня (деталі – Zhukov and Gubanova, 2015). Загальна кількість дат обліку становить 237, було спіймано *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758) – 562 екз., *Bombina bombina* (Linnaeus, 1758) – 1 157 екз., *Rana arvalis* Nilsson, 1842 – 1 465 екз., *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768) – 1 629 екз.

Для приведення до нормального закону розподілу експериментальні дані щодо чисельності амфібій трансформовано за допомогою перетворення Бокса – Кокса. Параметр λ трансформації обраховано для кожної популяції окремо за допомогою пакета AID (Asara et al., 2015).

Корекція для множинного порівняння була проведена за допомогою пакета lsr методом Хольма (Navarro, 2015). За допомогою цього пакета обраховано кореляційні матриці з коефіцієнтами кореляції Пірсона та Спірмена.

Для розрахунку жорсткості угруповання R знайдено середнє значення статистично вірогідних парних коефіцієнтів кореляції Спірмена. Кількість елементів у системі відповідає видовому багатству та у нашому випадку дорівнює S = 4. Зв'язність C обчислюється як відношення кількості статистично вірогідних кореляційних зв'язків до максимально можливого $S*(S–1)/2$. За Г. Міхайловським (1988), критерій стійкості Мея переписано у вигляді:

$$R(SC)^{1/2} < 1.$$

Динамічну поведінку популяції можна охарактеризувати за допомогою швидкості зміни чисельності, яка може бути встановлена через чисельне диференціювання ряду чисельностей популяції:

$$\frac{\Delta x_{i,j}}{\Delta t} = x_{i+1,j} - x_{i,j},$$

де x_i та x_{i+1} чисельність *j*-ї популяції в моменти часу *i* та *i+1* відповідно. Часовий лаг *i* склав 1 добу, що відповідає інтервалам часу між вибиранням проб із ловчих циліндрів.

Для дослідження динаміки угруповання на предмет стійкості за Ляпуновим необхідні такі етапи (Sumarokov and Zhukov, 2007). По-перше, динаміка угруповання повинна бути описана в термінах диференціальних рівнянь. По-друге, на підставі системи диференціальних рівнянь будується динамічна матриця угруповання (одна або декілька, залежно від кількості стаціонарних станів). Динамічна матриця угруповання складається з коефіцієнтів часткових похідних, тому цей екологічний термін у термінах класичної математики зветься Якобіаном. Потім на основі отриманих матриць обчислюються критерії стійкості угруповання, на підставі яких робиться висновок про характер його стійкості.

За основу опису динаміки угруповання взято каскадні рівняння Лотки – Вольтерра, що загалом мають вигляд (Chen and Cohen, 2001):

$$\frac{dx_i}{dt} = x_i * (r_i + f(\frac{x_i}{K}, ...x_j)),$$

де dx_i/dt – швидкість зміни популяції, x_i – щільність популяції, r_i – максимальна швидкість росту, K – гранична щільність популяції, вище якої швидкість росту стає нега-

тивниою, f – функціональна залежність кількісних змін показників популяції від щільності популяцій, що входять до складу угруповання.

Характер математичної форми f може відбивати екологічну специфіку взаємодії, звідки й виникають різновиди рівняння Лотки – Вольтерра. У формі f можна врахувати конкуренцію, хижацтво, мутуалізм тощо (Chen and Cohen, 2001).

Для опису динаміки реального угруповання крім якісної відповідності математичної форми специфіці взаємодії як важливий критерій включається вимога оптимальності моделі. Критерій оптимальності має на увазі деяке співвідношення між точністю опису реальних даних, кількістю змінних у моделі та складністю їх взаємозв'язку. Інакше, зі збільшенням кількості предикторів і складності взаємозв'язку можна одержати гарний формальний опис явища, але таке рішення буде складно інтерпретувати якісно.

Для опису кількісної динаміки структури угруповання амфібій застосовано каскадні моделі Лотки – Вольтерра (Chen and Cohen, 2001):

$$\frac{dx_i}{dt} = x_i * (r_i + a1 \cdot x1 + ... + a4 \cdot x4 + a5 \cdot x1^2 + \\ + ...a8 \cdot x4^2 + a9 \cdot x1 \cdot x2 + ...a14 \cdot x3 \cdot x4),$$

де $a1 \ldots a14$ – коефіцієнти, які вказують на ступінь впливу чисельності видів (лінійні компоненти) та взаємодії між видами (компоненти другого ступеня). Функціональна залежність кількісних змін показників популяції від щільності популяцій, що входять до складу угруповання, має вигляд полінома другого ступеня. Коефіцієнти взаємодії між видами можуть бути встановлені за допомогою нелінійної регресійної моделі (метод найменших квадратів, метод оцінювання Левенберга – Марквардта). Попередній аналіз для простішої лінійної моделі показав, що вона неадекватно описує залежність, оскільки регресійні залишки характеризувались значною асиметрією.

Система рівнянь другого ступеня має два рішення, які відповідають стаціонарним станам динамічної системи. В околицях цих станів система може бути лінеаризована і таким чином представлена у вигляді Якобіана (умовно позначається як A), власне число якого вказує на стійкість або нестійкість стаціонарного стану (Sumarokov and Zhukov, 2007).

Швидкість відхилення системи від стаціонарного стану внаслідок впливу характеризується таким поняттям як реактивність. Вона може бути обчислена в такий спосіб (Neubert and Caswell, 1997):

$Reactivity = \lambda1\ ((A + A^T)/2)$,

де A – Якобіан. Якщо $\lambda1(A) < 0$, а $\lambda1\ ((A+A^T)/2) > 0$, то система є стійкою, але реактивною. Тому пертурбації, не настільки важливо, якими малими за розмірами вони є, перш ніж затихнути, будуть збільшуватися.

Реактивність є мірою поведінки системи при $t \to 0$ і доповнює еластичність, що є мірою поводження системи при $t \to \infty$. Якщо система реактивна, то після виведення з рівноважного стану величина відхилення буде збільшуватися. Це відхилення характеризується максимальною величиною та часом його досягнення. Еластичність і реактивність є мірами, які визначають амплітуду відхилення системи в неврівноваженому стані. Еластичність чисельно збігається з нахилом траєкторії системи при прагненні часу до нескінченності. Реактивність чисельно збігається з нахилом траєкторії поведінки системи при прагненні часу до нуля.

Латинські назви видів наведено за базою даних Fauna Europaea (de Jong et al., 2014).

Результати

У результаті застосування наведеної методики обліку встановлено, що у період дослідження угруповання амфібій липово-ясеневої діброви у центральній заплаві р. Самара представлене такими видами: *P. fuscus*, *R. arvalis*, *B. bufo*, *B. bombina*. Інформацію про батрахофауну заплави р. Самара наведено у багатьох дослідженнях співробітників Комплексної експедиції ДНУ (Bulakhov et al., 2007; Pakhomov et al., 2011).

Кореляційні матриці за коефіцієнтами як Спірмена, так і Пірсона, дають подібні результати (табл. 1).

Таблиця 1

Кореляційна матриця чисельності амфібій

Вид	*B. bufo*	*B. bombina*	*R. arvalis*	*P. fuscus*
B. bufo	1,00	0,27	–	–
B. bombina	0,23	1,00	0,76	0,59
R. arvalis	–	0,75	1,00	0,79
P. fuscus	–	0,59	0,79	1,00

Примітки: верхня напівматриця – коефіцієнти кореляції Пірсона для трансформованих даних, нижня напівматриця – коефіцієнти кореляції Спірмена для даних без трансформації; наведено тільки вірогідні коефіцієнти кореляції для $P < 0,05$.

При проведенні кореляційного аналізу виявлено статистично вірогідну взаємозалежність між чисельностями популяцій часникової жаби та гостромордої ропухи. Слід відзначити позитивну кореляцію чисельностей популяцій кумки червоночеревої та ропухи гостромордої та між представниками кумки червоночеревої та часникової жаби. Відносно невелика залежність характерна для жаби звичайної та кумки червоночеревої. Не відмічено статистично вірогідної кореляції між чисельністю жаби звичайної та ропухи гостромордої та часникової жаби.

На рисунку 1 наведено попарні діаграми розсіювання чисельності амфібій, які дозволяють встановити характер зв'язків між дослідженими популяціями. Дані рисунка 1 певною мірою доповнюють результати кореляційного аналізу (табл. 1), але слід зазначити, що коефіцієнти кореляції Пірсона, обчислені при кореляційному аналізі, здатні відобразити тільки лінійну компоненту зв'язку. Як ми бачимо на рисунку, лінійна компонента є суттєвою для парних кореляцій *B. bombina*, *R. arvalis* та *P. fuscus*. Кореляції чисельності популяцій *B. bufo* з іншими амфібіями мають суттєву нелінійну компоненту, що у термінах лінійної моделі відображається як зниження вірогідності відповідних кореляційних коефіцієнтів. Також очевидно, що коефіцієнт рангової кореляції Спірмена теж не завжди чутливий до деяких форм екологічних взаємозв'язків. Таким чином, статистично не вірогідні лінійні коефіцієнти кореляції ще не є свідченням відсутності зв'язку як такого. У нашому випадку зв'язок має складніший характер, ніж такий, що може бути відображений у рамках лінійного підходу. На основі коефіцієнтів рангової кореляції Спірмена обчислено показники стійкості угруповання амфібій за Р. Меєм (табл. 2).

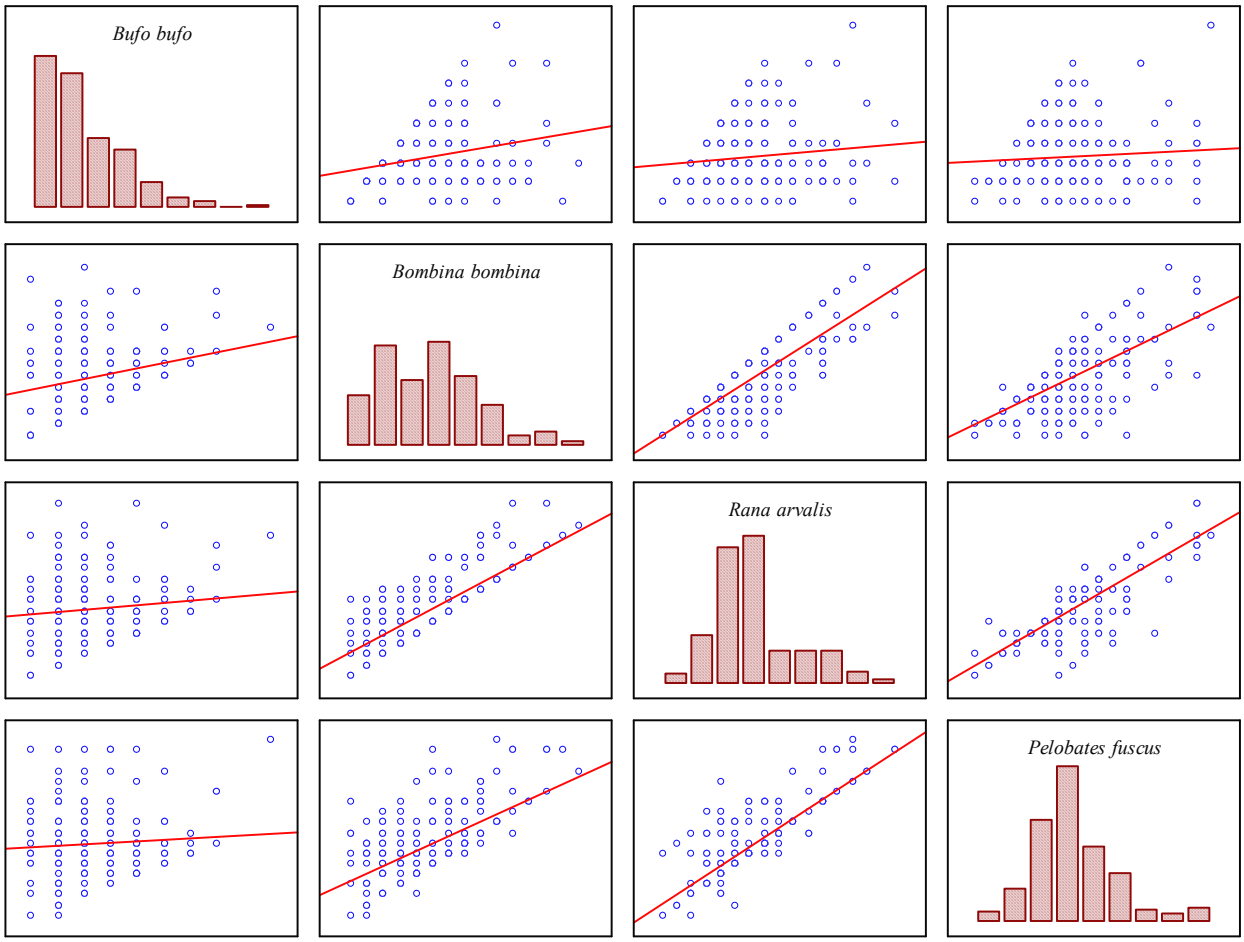


Рис. 1. Гістограми розподілу чисельності амфібій та діаграми розсіювання:
по осі абсцис та ординат – чисельність видів земноводних, позначених на діагоналі, одиниці (екз./10 пастко-діб) пропущені для спрощення подання матеріалу)

Таблиця 2

Оцінка стійкості угруповання амфібій за Р. Меєм

Аспект угруповання	R	C	$R(SC)^{1/2}$	Оцінка стійкості угруповання
По роках				
2002	0,48	0,61	0,79	стійке
2003	0,79	0,71	1,11	не стійке
2004	0,55	0,54	1,02	не стійке
По сезонах				
Весна	0,31	0,71	0,44	стійке
Літо	0,61	0,61	1,00	нейтральне
Осінь	0,51	0,55	0,93	стійке
По парцелах				
Мокрицева	0,55	0,61	0,90	стійке
Мертвопокривна	0,61	0,61	1,00	нейтральне
Яглицева	0,6	0,61	0,98	стійке
За весь період по усіх парцелах				
Усього	0,59	0,61	0,97	стійке

Угруповання амфібій як цілісна система у межах дослідженого просторового та часового діапазонів характеризується стійкістю. У часовому аспекті стан стійкості встановлений тільки для 2002 р., тоді як динаміка угруповання у 2003 та 2004 рр. стійкою не була. Хоча спостережуване відхилення від стійкого стану більшою мірою можна визнати як прояв нейтральної стійкості. У сезонному аспекті стійкістю характеризується динаміка навесні та восени, а влітку динаміка нейтральна. У біогеоценотичному аспекті стійкою є динаміка в мокрицевій та яглицевій парцелах, тоді як динаміка угруповання в мертвопокривній парцелі нейтральна. Таким чином, обрахування кореляційної матриці чисельності угруповання амфібій дозволило встановити емпіричні метрики стійкості за Р. Меєм. Найважливішим результатом є тотальна стійкість угруповання, тоді як в окремих аспектах поряд із переважанням стійких станів можуть спостерігатися нейтральні або нестійкі стани угруповання.

Слід зазначити, що парні кореляційні залежності чисельностей популяцій відображають статичний аспект організації угруповання, який проявляє себе вже як певний результат взаємодій між популяціями та результат впливу зовнішніх факторів. Динамічна компонента може бути відображена за допомогою визначення швидкостей зміни чисельностей популяцій у часі.

Аналіз залежностей швидкостей змін чисельностей популяцій досліджених популяцій амфібій від чисельності *B. bufo* дозволив установити закономірні патерни динаміки чисельності земноводних (рис. 2).

Швидкість зміни чисельності *B. bufo* від'ємно залежить від чисельності самого виду, що свідчить про наявність механізмів негативного зворотного зв'язку, які стабілізують популяцію. Цікавіші інші залежності. Швидкість зміни чисельності *B. bombina* максимальна за

чисельності *B. bufo* 3–4 екз./пастко-добу. Збільшення або зменшення чисельності *B. bufo* зумовлює зменшення швидкості росту чисельності популяції *B. bombina*. Аналогічну форму залежностей встановлено також для динаміки чисельності *R. arvalis* та *P. fuscus* від чисельності *B. bufo*. Парабола досить добре може описати відповідні залежності геометрично, а поліном другого степеня – аналітично. Другий степінь в аналітичних залежностях вказує на взаємозв'язок, який виникає у разі здійснення впливу. Це можна інтерпретувати як взаємозв'язок між особинами у популяції *B. bufo*, який виникає за впливу на інші популяції угруповання амфібій.

Гіперболічний характер має залежність швидкості динаміки *B. bombina* від щільності популяції цього виду (рис. 3). Подібний характер впливу чисельності *B. bombina* також на *R. arvalis* та *P. fuscus*. Гіпербола залежності швидкості зміни чисельності *B. bufo* від щільності *B. bombina* характеризується наявністю зони мінімуму. Це свідчить, що занадто низька або занадто висока чисельність *B. bombina* сприяє зростанню чисельності *B. bufo*. Загальний гіперболічний вигляд залежностей динаміки чисельності популяцій амфібій від чисельності *B. bombina* вказує на складні процеси регуляції, які виникають в угрупованні амфібій. Ключовою особливістю є взаємодія між особинами в межах популяції *B. bombina*, наслідки якої безпосередньо визначають особливості динаміки цього виду та інших видів в угрупованні. Констатація взаємодії має феноменологічний характер, оскільки конкретні механізми взаємодії потребують дещо іншого методичного інструментарію для свого дослідження.

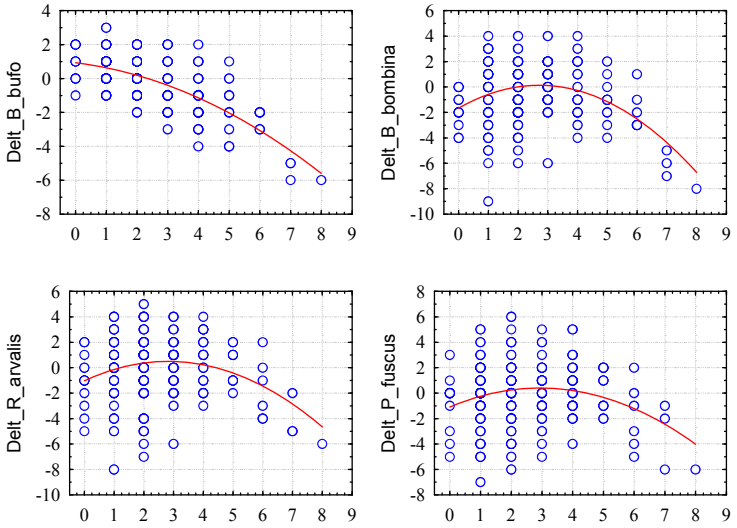


Рис. 2. Залежність швидкості зміни чисельності популяцій амфібій (вісь ординат, Delt, екз./10 пастко-діб$^{-2}$) від чисельності *B. bufo* (вісь абсцис, екз./10 пастко-діб)

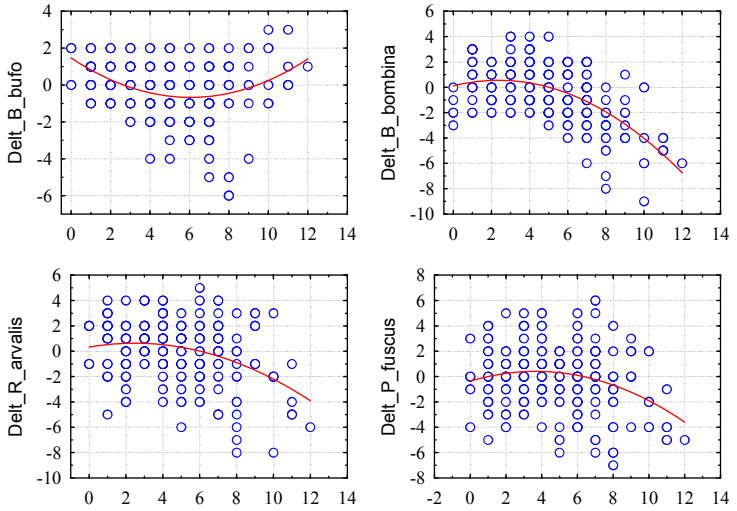


Рис. 3. Залежність швидкості зміни чисельності популяцій амфібій (вісь ординат, Delt) від чисельності *B. bombina* (вісь абсцис)

Важливо зазначити, що вплив чисельності популяції *R. arvalis* на динаміку популяцій в угрупованні характеризується високим рівнем подібності з тими закономірностями, що були встановлені для впливу популяції *B. bombina* (рис. 4). В обох випадках гіперболічні метафори досить добре відображають взаємовідносини в угрупованні. Вплив популяцій *P. fuscus* на динаміку чисельностей амфібій при загальній подібності до попередніх двох видів має більш лінійний характер. Регресійний аналіз дозволяє перейти від попарних порівнянь показників динаміки чисельності певного виду з чисельністю видів в угрупованні до складнішої

моделі, яка враховує також взаємодії між видами (табл. 3). Компоненти полінома першого степеня вказують на вплив популяцій на динаміку досліджуваної популяції, а компоненти другого степеня – вплив взаємодії популяцій. Регресійні моделі дозволяють пояснити 55–64% дисперсії швидкості змін чисельності досліджених популяцій амфібій.

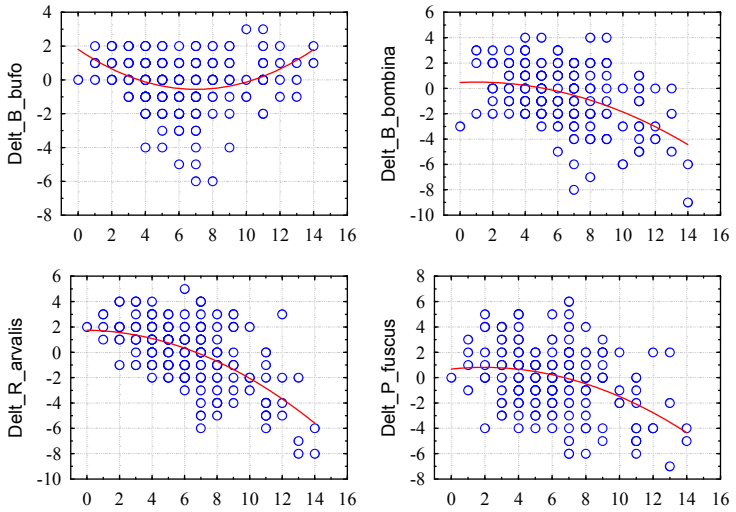


Рис. 4. Залежність швидкості зміни чисельності популяцій амфібій (вісь ординат, Delt) від чисельності *R. arvalis* (вісь абсцис)

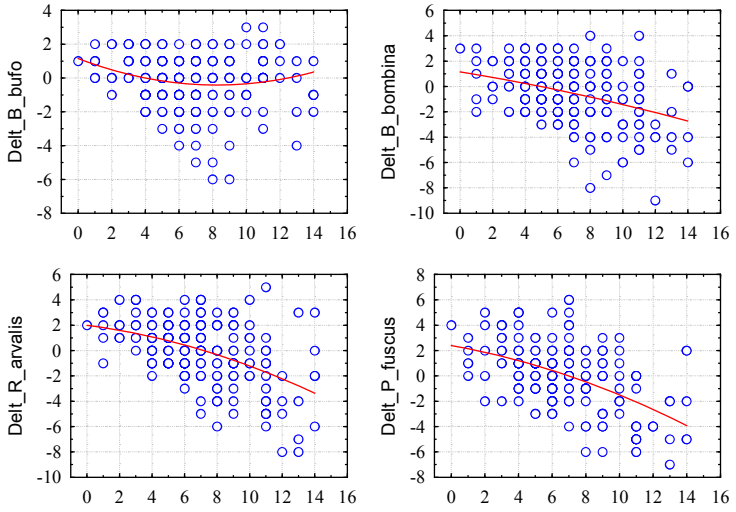


Рис. 5. Залежність швидкості зміни чисельності популяцій амфібій (вісь ординат, Delt) від чисельності *P. fuscus* (вісь абсцис)

Одержані регресійні рівняння складають систему рівнянь другого степеня, яка має два рішення:

Перший стаціонарний стан:

$$\mathrm{vec}(x1, x2, x3, x4) = \begin{pmatrix} 4.663 \\ 2.74 \\ 4.033 \\ 4.161 \end{pmatrix}.$$

Другий стаціонарний стан:

$$\mathrm{vec}(x1, x2, x3, x4) = \begin{pmatrix} 1.704 \\ 5.203 \\ 7.982 \\ 8.184 \end{pmatrix}.$$

Ці рішення відповідають стаціонарним станам динаміки популяцій, тобто таких, за яких швидкість зміни чисельності всіх популяцій дорівнює нулю. Для першого стаціонарного стану властиве переважання чисельності *B. bufo* в угрупованні амфібій, що є нетиповою ситуацією під час досліджень. Другий стаціонарний стан більшою мірою відповідає типовому розподілу чисельності.

Для проведення аналізу стійкості стаціонарних станів поліноміальна функція другого порядку повинна бути лінеаризована за допомогою розвинення у ряд Тейлора в околиці стаціонарних точок. Лінеаризація дала наступні динамічні матриці, які описують поведінку угруповання в околицях відповідних стаціонарних станів:

Перший стаціонарний стан:

$$S = \begin{pmatrix} 0.057 & -0.176 & -0.09 & 0.047 \\ -0.17 & -0.095 & 0.124 & -0.067 \\ -0.188 & 0.066 & -0.03 & -0.029 \\ -0.174 & 0.09 & 0.053 & -0.141 \end{pmatrix}.$$

Другий стаціонарний стан:

$$S = \begin{pmatrix} -0.231 & -0.004 & 0.144 & -0.117 \\ 0.093 & -0.108 & 0.01 & 0.002 \\ 0.049 & 0.071 & -0.099 & -0.03 \\ 0.03 & 0.04 & -0 & -0.095 \end{pmatrix}.$$

Найбільше власне число динамічної матриці, яка описує поведінку угруповання в околиці першого стаціонарного стану, є позитивним, з чого випливає асимптотична нестабільність цього стаціонарного стану. Тобто при виведенні системи з цього стану внаслідок зовнішньої пертурбації вона не має механізмів повернутися назад. Перебування в цьому стаціонарному стані можливе тільки як наслідок випадкового блукання траєкторії угруповання.

Таблиця 3

Динамічні рівняння чисельності амфібій

Змінні	*B. bufo* $R^2 = 0{,}64$		*B. bombina* $R^2 = 0{,}57$		*R. arvalis* $R^2 = 0{,}55$		*P. fuscus* $R^2 = 0{,}55$	
	середнє ± стандартна помилка, *p*-рівень		середнє ± стандартна помилка, *p*-рівень		середнє ± стандартна помилка, *p*-рівень		середнє ± стандартна помилка, *p*-рівень	
r	1,32 ± 0,30	0,00	0,39 ± 0,25	0,11	0,73 ± 0,19	0,00	0,90 ± 0,22	0,00
*x*1	–0,28 ± 0,10	0,00	0,08 ± 0,07	0,23	–0,02 ± 0,06	0,72	–0,06 ± 0,06	0,36
*x*2	0,05 ± 0,09	0,55	–0,08 ± 0,07	0,28	0,05 ± 0,04	0,28	0,09 ± 0,05	0,04
*x*3	–0,57 ± 0,13	0,00	0,13 ± 0,12	0,27	0,02 ± 0,08	0,81	0,05 ± 0,06	0,46
*x*4	0,29 ± 0,09	0,00	–0,15 ± 0,09	0,09	–0,15 ± 0,06	0,01	–0,25 ± 0,05	0,00
$x1^2$	0,04 ± 0,01	0,00	–0,03 ± 0,01	0,00	–0,03 ± 0,01	0,00	–0,02 ± 0,01	0,00
$x2^2$	0,03 ± 0,02	0,08	0,02 ± 0,01	0,15	–0,02 ± 0,01	0,00	–0,01 ± 0,01	0,32
$x3^2$	0,06 ± 0,02	0,00	0,00 ± 0,02	0,87	–0,01 ± 0,01	0,28	0,00 ± 0,01	0,68
$x4^2$	–0,02 ± 0,01	0,01	0,02 ± 0,01	0,01	0,01 ± 0,01	0,02	0,01 ± 0,00	0,01
$x1 \cdot x2$	–0,05 ± 0,01	0,00	0,00 ± 0,01	0,90	0,00 ± 0,01	0,63	0,01 ± 0,01	0,38
$x1 \cdot x3$	0,03 ± 0,02	0,12	0,02 ± 0,02	0,34	0,00 ± 0,01	0,88	0,01 ± 0,01	0,44
$x3 \cdot x4$	–0,01 ± 0,02	0,61	0,00 ± 0,01	0,89	0,02 ± 0,01	0,13	0,01 ± 0,01	0,36
$x2 \cdot x3$	–0,03 ± 0,03	0,24	–0,01 ± 0,02	0,60	0,03 ± 0,02	0,05	0,01 ± 0,01	0,62
$x2 \cdot x4$	0,00 ± 0,02	0,84	–0,01 ± 0,01	0,44	0,00 ± 0,01	0,70	–0,01 ± 0,01	0,38
$x3 \cdot x4$	–0,01 ± 0,01	0,41	–0,01 ± 0,02	0,35	–0,01 ± 0,01	0,25	0,00 ± 0,01	0,64

Примітки: *r* – константа; *x*1 – чисельність *B. bufo*; *x*2 – чисельність *B. bombina*; *x*3 – чисельність *R. arvalis*; *x*4 – чисельність *P. fuscus*.

Другий стаціонарний стан асимпотично стабільний, тому що найбільше власне число відповідної динамічної матриці є негативним (–0,06+0,021*i*). Слід відмітити, що число є комплексним, це свідчить, що система повертається у стаціонарний стан за допомогою хвилеподібної динаміки. Динаміка повернення системи у стаціонарний стан не є реактивною, оскільки всі власні числа матриці $(S+S^T)/2$ негативні:

$$\text{eigenvals}\left(\frac{S + S^T}{2}\right) = \begin{pmatrix} -0.008 \\ -0.078 \\ -0.155 \\ -0.291 \end{pmatrix}.$$

Слід зазначити, що найбільше власне число дуже наближене до нуля, тому, враховуючи стохастичну природу взаємодій між популяціями угруповання, можна припустити за певних умов реактивний характер динаміки угруповання. Це означає, що після пертурбації система перед тим, як повернутися до стаціонарного стану, може значно відхилятися у протилежному напрямку, що супроводжується варіабельністю показників чисельності. У реактивній системі варіабельність показників чисельності не є показником стабільності або нестабільності. Збільшення варіабельності чисельності угруповання може бути необхідним етапом його стабілізації.

Наведений алгоритм було застосовано не тільки для даних щодо динаміки угруповання за весь період досліджень, а й для окремих його аспектів. Системи регресійних рівнянь і динамічні матриці у стаціонарних станах не наведено з міркувань економії місця.

На тлі тотальної стійкості угруповання (для всього дослідженого часового та біогеоценотичного діапазонів) стійкість установлено тільки для одного стаціонарного стану у 2003 р. (табл. 4). Цей стійкий стан є реактивним, а повернення до нього після виведення системи з рівноваги відбувається по коливальній траєкторії, про що свідчить наявність уявної компоненти у власному числі. За інші роки відповідні стаціонарні стани не є стійкими.

У сезонному аспекті всі стаціонарні стани не є стійкими. Це свідчить, що закінчений річний цикл динаміки угруповання володіє властивостями стійкості, а сезонні етапи динаміки слугують тільки частинами траєкторії, у межах якої реалізується властивість стійкості.

У біогеоценотичному аспекті стійкістю характеризується один із стаціонарних станів угруповання в межах мертвопокривної та яглицевої парцел, тоді як у межах мокрицевої парцели угруповання не є стійким. У мертвопокривній парцелі стійкий стан є реактивним, а в яглицевій – не реактивним.

Обговорення

Установлено показники стійкості угруповання амфібій липово-ясеневої діброви у центральній заплаві р. Самара (ліва притока р. Дніпро, степова зона України) за Меєм та Ляпуновим. Обидва підходи базуються на припущенні про вплив кількості та інтенсивності зв'язків в угрупованні на його стійкість. Критерій Мея випливає з результатів числового моделювання гіпотетичних угру-

повань (May, 1974). Його результативність підтверджена низкою польових досліджень (Mihaylovskiy, 1988), але ступінь відповідності експериментальних результатів теоретичним викладкам ґрунтується на експертних оцінках. Позитивна особливість критерію Мея – порівняна простота його обчислення, оскільки він є безпосередньою похідною кореляційної матриці угруповання. Саме кореляційні матриці є базисом для різного роду ординаційних технік в екології угруповань (факторний аналіз, аналіз відповідностей, кластерний аналіз, багатовимірне шкалювання та багато інших споріднених технік). Така методика дозволяє підійти до вирішення питання зв'язку стійкості та структури угруповання. Також критерій Мея дозволяє враховувати показник, який є функцією різноманіття угруповання, що пов'язує стійкість та різноманіття угруповання.

Таблиця 4

Показники стійкості угруповання амфібій по різних аспектах

Аспект угруповання	Чисельності у стаціонарних станах				Показники стійкості за Ляпуновим		
	Bufo bufo	*Bombina bombina*	*Rana arvalis*	*Pelobates fuscus*	найбільше власне число динамічної матриці	еластичність	реактивність
По роках							
2002	4,38	4,20	4,91	5,88	0,55	–1,82	0,94
	2,18	3,96	2,76	5,59	0,291+0,32*i*	–3,44	0,34
2003	4,30	6,36	9,07	8,52	–0,069+0,203*i*	14,49	0,15
	4,70	5,25	3,73	6,26	0,193+0,1*i*	–5,18	0,31
2004	5,46	4,87	6,83	10,20	0,56+0,113*i*	–1,79	0,61
	4,57	3,85	4,80	4,45	0,36	–2,78	0,38
По сезонах							
Весна	0,30	3,15	7,97	14,53	0,04+1,118*i*	–25,00	1,33
	6,26	5,77	8,37	7,54	0,24	–4,17	0,29
Літо	3,03	9,08	6,63	7,27	0,163+0,056*i*	–6,13	0,22
	10,81	5,05	–5,56	11,83	0,582+0,235*i*	–1,72	0,83
Осінь	5,94	4,94	4,68	7,65	0,379+0,133*i*	–2,64	0,51
	2,94	2,60	5,12	5,39	0,092+0,088*i*	–10,87	0,15
По парцелах							
Мокрицева	2,26	3,55	5,34	7,61	0,028+0,271*i*	–35,71	1,13
	5,26	9,12	13,70	14,41	0,18	–5,56	0,33
Мертвопокривна	1,53	4,82	7,92	8,90	–0,086+0,099*i*	11,63	–0,03
	1,33	1,03	9,13	0,33	0,189+0,437*i*	–5,29	0,35
Яглицева	2,84	4,57	5,26	5,93	–0,075+0,059*i*	13,33	0,01
	6,65	4,41	6,47	9,53	0,371+0,116*i*	–2,70	0,71
За весь період у всіх парцелах							
Усього	4,66	2,74	4,03	4,16	0,221+0,03*i*	–4,52	0,27
	1,70	5,20	7,98	8,18	–0,06+0,021i	16,67	–0,01

У свою чергу, складна динаміка компонентів угруповання, яка більшою мірою може бути описана нелінійними або навіть немонотонними нелінійними моделями, значно обмежує діапазон застосування процедури на основі індексів кореляції як Пірсона, так і Спірмена. Вірогідно як розширення критерію Мея може бути запропонована метрика, яка базується на інших, гнучкіших показниках зв'язку між видами в угрупованні, але розвиток підходів до оцінки різноманіття мав дещо інший напрям.

Альтернативним підходом до оцінювання стійкості угруповання є критерій Ляпунова, запозичений із теорії механічної стійкості. У ньому також стійкість виводиться через зв'язки між елементами системи, але ці зв'язки мають компоненту пам'яті взаємодії у часі: функцією, яка відображає зв'язок, є не чисельність виду, а швидкість зміни чисельності, тобто різниця між послідовною чисельністю у часі. Стійкість при такому підході формалізована як властивість повернення у стаціонарний стан системи після пертурбації, тобто відхилення системи від цього стану. У такому контексті мова йде не про стійкість системи як такої, а про стійкість стаціонарного стану. Складність поведінки системи може віддзеркалюватися наявністю не одного, а декількох стаціонарних станів. Система може вважатися стійкою, якщо існує стійкий хоча б один стаціонарний стан. Складна динаміка системи може бути описана системою нелінійних рівнянь. У стаціонарних станах проводиться лінеаризація, тобто спрощення до лінійної моделі системи диференціальних рівнянь в околиці стаціонарного стану. Найбільше за модулем власне число відповідної динамічної системи характеризує стійкість стаціонарного стану.

Як критерій Мея, так і критерій Ляпунова, дозволили встановити властивість стійкості угруповання амфібій у діапазоні часу дослідження та діапазоні досліджених парцел біогеоценозу. Окремі часові та біогеоценотичні аспекти угруповання не часто є стійкими. Це явище може бути пояснене за допомогою виявлення властивості реактивності, яке значно розширяє уявлення про стійкість угруповання. Реактивність виникає тоді, коли після пертурбації система ще більше відхиляється від рівноважного стану перед тим, як до нього повернутися. Локальні часові або біогеоценотичні зрізи віддзеркалюють саме ці періоди динаміки, коли система перебуває у значній віддаленості від стаціонарного стану та у цьому сенсі не є стійкою.

Установлені механізми стійкості угруповання амфібій мають значні природоохоронні висновки. Угруповання амфібій має біогеоценотичну та часову пам'ять. Екзогенні впливи навіть стійкої системи можуть у певному періоді часу посилюватися, оскільки угруповання є реактивним. Тому варіабельність чисельності складових угруповання – не надійний маркер стійкості угруповання: стійке угруповання може складатися зі значно варіабельніших популяцій, а угруповання, яке втратило властивість стійкості, може тимчасово характеризуватися стабільною динамікою елементів.

Одержані результати підтверджують необхідність наявності довгострокових багаторічних моніторингових програм з оцінювання стану угруповань тварин, оскільки обмежені у часі зрізи стану не можуть мати вирішального значення у висвітленні їх стійкості.

Також одержані результати підтверджують роль біогеоценотичного (а у ширшому сенсі – ландшафтно-екологічного) різноманіття у формуванні властивості стійкості угруповань. Тому охорона біогеоценотичного різноманіття є основою підтримання стійкості угруповань амфібій.

Висновки

В межах липово-ясеневої діброви центральної заплави р. Самара угруповання амфібій характеризуються динамікою, яка може бути описана диференціально-різницевими рівняннями другого степеня. Така модель вказує на наявність двох стаціонарних станів надпопуляційної системи. Один із таких станів асимптотично стабільний, що вказує на стабільність усієї системи. Повернення системи у стабільний стаціонарний стан після пертурбації буде відбуватися за допомогою коливальної динаміки. Динамічна система не є реактивною. Це свідчить, що після виведення з рівноважного стану система буде спрямована на безпосереднє повернення до нього.

Бібліографічні посилання

Armstrong, R.A., 1982. The effects of connectivity on community stability. Am. Nat. 120, 391–402.

Asara, Ö., Ilkb, O., Dagc, O., 2015. Estimating Box-Cox power transformation parameter via goodness of fit tests. Communications in Statistics – Simulation and Computation 12.

Beddington, J., Free, C., Lawton, J., 1976. Concepts of stability and resilience in predator – prey models. J. Anim. Ecol. 45, 791–816.

Bikov, B.A., 1983. Jekologicheskij slovar' [Ecological dictionary]. Nauka, Alma-Ata (in Russian).

Bulakhov, V.L., Gasso, V.Y., Pakhomov, O.Y., 2007. Biologichne riznomanittja. Dnipropetrovs'ka oblast'. Amfíbiï ta reptiliï [Biological Diversity of Ukraine. The Dnipropetrovsk region. Amphibians and Reptiles (Amphibia et Reptilia)]. Dnipropetrovsk Univ. Press, Dnipropetrovsk (in Ukrainian).

Carik, L., 2010. Samovidnovlennja populjacij za riznih umov jikh rostu [Independent restore populations in various conditions of their growth]. Vìsn. Lviv. Unìv. Ser. Bìol. 53, 94–99 (in Ukrainian).

Carpenter, S.R., Kraft, C.E., Wright, R., 1992. Resilience and resistance of alake phosphorus cycle before and after a food web manipulation. Am. Nat. 140, 781–798.

Chase, J.M., 1996. Differential competitive interactions and the included niche: An experimental analysis with grasshoppers. Oikos 76, 103–112.

Chen, X., Cohen, J., 2001 Transient dynamic and food-web complexity in the Lotka-Volterra cascade model. Proc. Roy. Soc. London 268, 869–877.

Cottingham, K.L., Carpenter, S.R., 1994. Predictive indices of ecosystem resilience in models of north temperate lakes. Ecology 75, 2127–2138.

DeAngelis, D.L., 1980. Energy flow, nutrient cycling, and ecosystem resilience. Ecology 61, 764–771.

DeAngelis, D.L., Bartell, S.M., Brenkert, A.L., 1989. Effects of nutrient recycling and food chain length on resilience. Am. Nat. 134, 778–805.

DeAngelis, D.L., Mulholland, P.J., Palumbo, A.V., 1989. Nutrient dynamics and food-web stability. Annu. Rev. Ecol. Syst. 20, 71–95.

Elzanowski, A., Cieslewicz, J., Kaczor, M., 2009. Amphibian road mortality in Europe: A meta-analysis with new data from Poland. Eur. J. Wildlife Res. 55, 33–43.

Hallett, J.G., Pimm, S.L., 1979. Direct estimation of competition. Am. Nat. 113, 593–599.

Harrison, G., 1979. Stability under environmental stress: Resistance, resilience, persistence, and variability. Am. Nat. 113, 659–669.

Harwell, M.A., Cropper, W.P., Ragsdale, H.L., 1977. Nutrient recycling and stability: A reevaluation. Ecology 58, 660–666.

Harwell, M.A., Cropper, W.P., Ragsdale, H.L., 1981. Analysis of transient characteristics of a nutrient cycling model. Ecol. Model. 12, 105–131.

Harwell, M.A., Ragsdale, H.L., 1979. Eigengroup analyses of linear ecosystem models. Ecol. Model. 7, 239–255.

Holling, C., 1973. Resilience and stability of ecological systems. Annu. Rev. Ecol. Syst. 4, 1–23.

Ishhenko, V.G., 2007. Zhiznennyj reproduktivnyj uspeh i struktura populjacii ostromordoj ljagushki (*Rana arvalis* Nilss., 1842) [Vital reproductive success and population structure of *Rana arvalis*]. Sovremennaja Gerpetologija 1, 76–87 (in Russian).

Jordan, C.F., Kline, J.R., Sasscer, D.S., 1972. Relative stability of mineral cycles in forest ecosystems. Am. Nat. 106, 237–253.

Kusak, J., Huber, D.R., Gomerčić, T., Schwaderer, G., Gužvica, G., 2009. The permeability of highway in Gorski kotar (Croatia) for large mammals. Eur. J. Wildlife Res. 55, 7–21.

Laska, M.S., Wootton, J.T., 1998. Theoretical concepts and empirical approaches to measuring interaction strength. Ecology 79(2), 461–476.

Lee, J.J., Inman, D.L., 1975. The ecological role of consumers – an aggregated systems view. Ecology 56, 1455–1458.

Loreau, M., 1994. Material cycling and the stability of ecosystems. Am. Nat. 143, 508–513.

MacArthur, R.H., Levins, R., 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. Am. Nat. 101, 377–385.

May, R.M., 1974. Stability and complexity in model ecosystems. Princeton University Press, Princeton, USA.

Mihaylovskiy, G.E., 1988. Opisanie i otsenka sostoyaniya planktonnyih soobschestv [Description ane assessment of the plankton community state]. Nauka, Moscow (in Russian).

Nakajima, H., 1992. Sensitivity and stability of flow networks. Ecol. Model. 62, 123–133.

Navarro, D.J., 2015. Learning statistics with R: A tutorial for psychology students and other beginners. (Version 0.5) University of Adelaide, Adelaide, Australia.

Neubert, M.G., Caswell, H., 1997. Alternatives to resilience for measuring the responses of ecological systems to perturbation. Ecology 78(3), 653–665.

O'Neill, R.V., 1976. Ecosystem persistence and heterotrophic regulation. Ecology 57, 1244–1253.

Orlowski, G., Nowak, L., 2004. Road mortality of hedgehogs *Erinaceus spp.* in farmland in Lower Silesia (South-Western Poland). Pol. J. Ecol. 52(3), 377–382.

Pakhomov, O.Y., Gasso, V.Y., Goloborodko, K.K., Poljakov, M.V., Grycan, Y.I., Bulakhov, V.L., Brygadyrenko, V.V., Kljuchko, Z.F., Mezhzherin, S.V., Novicky, R.O., Pysanec, Y.M., Pljushh, I.G., Ponomarenko, O.L., Puchkov, O.V., Radchenko, V.G., 2011. Chervona knyga Dnipropetrovskoi oblasti. Tvarynnyj svit [The red book of Dnipropetrovsk region. Animals]. New Print, Dnipropetrovsk (in Ukrainian).

Pfister, C.A. 1995. Estimating competition coefficients from census data: A test with field manipulations of tide pool fishes. Am. Nat. 146, 271–291.

Pianka, E.R., 1973. The structure of lizard communities. Annu. Rev. Ecol. Syst. 4, 53–74.

Pimm, S.L., 1979. The structure of food webs. Theor. Popul. Biol. 16, 144–158.

Pimm, S.L., 1984. The complexity and stability of ecosystems. Nature 307, 321–326.

Pimm, S.L., Lawton, J.H., 1977. Number of trophic levels in ecological communities. Nature 268, 329–331.

Pimm, S.L., Lawton, J.H., 1978. On feeding on more than one trophic level. Nature 275, 542–544.

Reshetilo, O., 2013. Mehanizmi samovidnovlennya populyaciy zemnovodnih u visokogiryi Ukrainskih Karpat [The mechanisms of amphibian populations' self-Renewalin the high-mountains of Ukrainian Carpathians]. Vìsn. Lviv. Unìv. Ser. Bìol. 62, 152–159 (in Ukrainian).

Ricklefs, R.E., Travis, J., 1980. A morphological approach to the study of avian community organization. Auk 97, 321–338.

Schoener, T.W. 1974. Competition and the form of habitat shift. Theor. Popul. Biol. 6, 265–307.

Shadrin, N.V., 2012. Dinamika jekosistem i jevoljucija: Mnozhestvennost' ustojchivyh sostojanij i tochki oprokidyvanija / nevozvrata. Neobhodimost' novogo ponimanija [Ecosystem dynamics and evolution: Multiplicity of steady states and tipping points. Necessity of new understanding]. Marine Ecological Journal 11(2), 85–95 (in Russian).

Sumarokov, O., Zhukov, O., 2007. Obosnovanie vosstanovlenija jekologicheskogo potenciala agrobiogeocenozov pri umen'shenii pesticidnyh nagruzok v Ukraine [The rationale is to restore the ecological potential agrobiocenoses while reducing pesticide loads in Ukraine]. Izv. Hark. Jentomol. O-va. 14(1–2), 145–154.

Vincent, T.L., Anderson, L.R., 1979. Return time and vulnerability for a food chain model. Theor. Popul. Biol. 15, 217–231.

Wootton, J.T., 1994. Putting the pieces together: Testing the independence of interactions among organisms. Ecology 75, 1544–1551.

Zhukov, O.V., Gubanova, N.L., 2015. Riznomanittya ta dynamika uhrupovan' zemnovodnykh zaplavnykh ekosystem r. Samara-Dniprovs'ka [Diversity and dynamic of flooded ecosystems anura community]. Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 23(1), 66–73.

Надійшла до редколегії 12.09.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 172–176.

doi:10.15421/011524

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 598.115.33(477.54)

Распространение степной гадюки *Vipera renardi* (Reptilia, Viperidae) в Харьковской области

А.И. Тупиков[1], А.И. Зиненко[2]

[1]Национальный природный парк "Двуречанский", Двуречное, Украина
[2]Музей природы Харьковского национального университета имени В.Н. Каразина, Харьков, Украина

Изучение современного состояния популяций животных, находящихся под охраной, является неотъемлемым элементом в разработке и построении грамотной стратегии охраны видов. *Vipera renardi* Christoph, 1861 (Reptilia, Viperidae) включена в Красную книгу Украины, а также в Красную книгу Харьковской области и имеет статус уязвимого вида. В статье приведены обобщенные данные о распространении вида в историческом прошлом, а также о современном состояним популяций в Харьковской области, полученные в результате натурных обследований ранее известных и потенциальных местообитаний. Восемьдесят процентов известных до конца XX века популяций степной гадюки в области исчезли. Вероятнее всего, это связано с преобразованием биотопов и, возможно, другими не выясненными причинами, в числе которых отдаленные эффекты фрагментации популяций, загрязнение и побочные результаты применения ядохимикатов. Гадюки практически отсутствуют в северной, лесостепной части области. Северная граница вида в регионе сместилась к югу и сейчас проходит по северной границе степной зоны. На данный момент в Харьковской области достоверно подтверждено пять местообитаний этого вида. Находки в окрестностях пос. Червона Хвыля и пгт. Шевченково приводятся впервые.

Ключевые слова: *Vipera renardi*; граница ареала; кадастр находок; вымирание

Distribution of the steppe viper *Vipera renardi* (Reptilia, Viperidae) in Kharkiv region

A.I. Tupikov[1], O.I. Zinenko[2]

[1]National Nature Park "Dvorichanskiy", Dvorichna, Ukraine
[2]Museum of Nature at V.N. Karazin Kharkiv National University, Kharkiv, Ukraine

The up-to-date knowledge on the current state of populations of endangered species is essential for the development of sound species conservation strategy. The steppe viper *Vipera renardi* Christoph, 1861 (Reptilia, Viperidae) is vulnerable species listed in the Red book of Ukraine and the Red book of Kharkiv region. The article summarizes the historical distribution of the species and the current state of populations within the Kharkiv region. Data about the current state of populations was obtained during full-scale study of all previously known habitats and a number of potential ones. Eighty percent of historical populations known in the region were not confirmed and probably they had become extinct before the end of the XX century. The cause of such decline is unknown since the majority of historically known populations sites remain preserved until now. Among the most probable factors which have led to local extinction are delayed consequences of fragmentation (lost of genetic diversity, small population size which did not allow recovering after reaching the minimum population size during population fluctuations), pollution and side effects of pesticide application. The steppe viper is now absent in the northern forest-steppe part of the region. Thus, the northern border has displaced to the South and now goes along the northern border of the steppe zone. Currently five localities were confirmed within the Kharkiv region. The populations in the suburbs of Chervona Khvylya village and Shevchenkovo town are found by us for the first time.

Keywords: *Vipera renardi*; anthropogenic range shift; cadastre; extinction

Национальный природный парк "Двуречанский", ул. Привокзальная, 51, пос. Двуречное, 62701, Украина
National Nature Park "Dvorichanskiy", Privokzalna Str., 51, Dvorichna, 62701, Ukraine
Tel.: +38-050-839-04-51. E-mail: a.i.tupikov@gmail.com

Музей природы Харьковского национального университета имени В.Н. Каразина, ул. Тринклера, 8, Харьков, 61058, Украина
Museum of Nature at V.N. Karazin Kharkiv National University, Trinkler Str., 8, Kharkiv, 61058, Ukraine
Tel.: +38-066-191-08-67. E-mail: zinenkoa@yahoo.com

Введение

В прошлом около 40% территории Украины было представлено степными биогеоценозами. Начиная с 1950-х гг. степи Украины были в значительной мере трансформированы, главным образом в результате тотальной распашки. К настоящему времени только 3% степей на территории страны сохранилось, значительная часть из них уже не являются целинными, а представляет собой деградировавшие и восстанавливающиеся степные участки. Вследствие этого виды, характерные для указанных биогеоценозов, оказались на грани исчезновения, а их ареалы сильно сократились (Borozenec and Foroshhuk, 1998; Vasiljuk, 2009, 2013; Hanski, 2010; Reading et al., 2010; Pakhomov et al., 2011).

Харьковская область в природно-климатическом отношении неоднородна: северная, центральная и западная ее части расположены в лесостепной зоне, а южная и восточная – в степи (Barbarych, 1977). При этом мозаичность лесостепных ландшафтов позволяла степной фауне проникать вглубь лесостепной зоны вплоть до северной ее границы. Степные виды, однако, находятся в лесостепи в субоптимальных условиях и здесь более уязвимы, исчезая вследствие даже незначительных внешних воздействий.

Степная гадюка *Vipera renardi* (Christoph, 1861) является единственным представителем степной офидиофауны Харьковской области в настоящее время. Изучение экземпляров, хранящихся в коллекции Музея природы Харьковского национального университета им. В.Н. Каразина (Vedmederja et al., 2007), и литературных источников (Pengo, 1870; Suhov, 1928) показало, что еще в начале XX в. степная гадюка обитала на территории всего указанного региона. Однако начиная с 1980-х годов практически перестает поступать информация о находках этого вида, что только отчасти можно объяснить спадом интенсивности исследований.

Целью нашего исследования было обобщить разнородные данные и выяснить современное распространение и тренд численности степной гадюки на территории Харьковской области. Исходя из этого, в задачи исследований входило 1) обследовать существовавшие ранее популяции степной гадюки; 2) провести поиск новых мест обитания этого вида на ранее не обследованных сохранившихся степных участках.

Материал и методы исследований

Обобщены источники, в которых содержатся сведения об обитании степной гадюки в Харьковской области: коллекции Музея природы ХНУ им. В.Н. Каразина, литературные данные и надежные персональные сообщения (поступившие от квалифицированных респондентов). Начиная с 2000 г. мы проводили собственные полевые исследования. Все известные локалитеты перепроверены нами наряду с потенциальными местообитаниями в полевые сезоны 2014–2015 гг. Гадюк учитывали во время маршрутных учетов (Shherbak, 1989) во время сезона активности, преимущественно весной, в начале лета и осенью, в светлое время суток, исходя из существующих представлений о сезонной и суточной активности вида (Shherbak, 1966; Kotenko, 1981; Karmyshev, 1999; Pavlov, 2003).

Координаты точек находок определяли при помощи GPS-навигатора. Для большинства находок конца XX века музейные этикетки дополнительно уточняли у сборщиков. Координаты в таком случае определяли при помощи программ Google Maps, Google Earth и Ozzi Explorer. Карта распространения (рис. 1) генерирована в программе Quantum GIS.

Результаты и их обсуждение

В таблице приводятся сведения о всех известных и наиболее вероятных находках степной гадюки на территории Харьковской области. Исследования современного состояния распространения степной гадюки на территории области показало сильное сокращение числа мест обитаний. Из десяти известных до 2000-х гг. популяций к настоящему времени нами подтверждено существование лишь двух (№ 4 и 9 из табл.). В ходе исследований обнаружены еще три ранее не задокументированные популяции степной гадюки (№ 10 и 12 из табл.). Таким образом, на современном этапе в Харьковской области достоверно известно о пяти местах обитания степной гадюки (рис.).

Несмотря на то, что для большинства исторически известных популяций степной гадюки в Харьковской области биотопы сохранились, достоверные причины потери мест обитания остаются неизвестными. Стоит отметить, что тенденция в общем снижении количества мест обитания змей наблюдается и в других странах (Reading et al., 2010), где причины сокращения также неясны.

В числе возможных и наиболее вероятных примеров факторов, сокращающих ареал обитания степной гадюки в Харьковской области, мы отметим следующие.

1. Изменение качества среды обитания вида. К этой категории относятся самые разнообразные по своему воздействию и масштабности факторы. Например, традиционно сложившиеся среди местного населения в последние десятилетия весенние и осенние палы сухой и прошлогодней растительности. В результате этого происходит не только общее ухудшение параметров биотопа, но и сукцессия травянистых сообществ (Shalyt and Kalmykova, 1935; Malysheva and Malahovskij, 2000; Fischer and Lindenmayer, 2007; Timoshenkov and Timoshenkova, 2007; Reading et al., 2010).

К числу негативных факторов стоит отнести также применение в сельскохозяйственном производстве ядохимикатов и проблему несанкционированных свалок мусора. Так, по данным, предоставленным Государственной фитосанитарной службой Украины, на территории Харьковской области за период 1990–2000 гг. использовано 24 429,4 тыс. т различных пестицидов, что в 3,3 раза больше объемов аналогичного использования в Полтавской области, где объемы применяемых пестицидов составили 7 437,6 тыс. т. Указанные факторы оказывают лишь опосредованное воздействие на рептилий, влияя на продолжительность жизни и репродуктивные способности (Pauli et al., 2010).

Таблица

Кадастр сведений о находках степной гадюки на территории Харьковской области

№	Локалитет	Источник (год)
1	Окр. г. Харьков (Сокольники)	Коллекции МП ХНУ: инв. № 28820 (1827); инв. № 28852 (1918)
2	Волчанский район, ур. Пивное	Коллекции МП ХНУ: инв. № 28836 (1965); инв. № 28856 (1966); инв. № 28827, 28819, 27065 (1968); инв. № 28826 (1970); инв. № 27034 (1973)
3	Боровской район, окр. с. Пески Радьковские	Коллекции МП ХНУ: инв. № 27617 (1974)
4	Изюмский район, окр. с. Лысогорка, берег р. Сев. Донец	Коллекции МП ХНУ: инв. № Г-965 (1998)
5	Балаклейский район, ст. Сезонная	Коллекции МП ХНУ: инв. № 28832, 28844, 28848 (1968); инв. № 28840 (1969); инв. № 28851 (1969); инв. № 28838 (1970); инв. № 28855 (1971); инв. № 27677, 28857, 28846 (1973); инв. № 27681, Г-150 (1975)
6	Балаклейский район, окр. с. Залиман	Коллекции МП ХНУ: инв. № 14794, 28823 (1969); инв. № 28822, 27091, 27033, 27047, 28854 (1973)
7	Балаклейский район, окр. с. Меловая	Коллекции МП ХНУ: инв. № 28850 (1973)
8	Змиевский район, окр. с. Борки	Коллекции МП ХНУ: инв. № Г-1328 (1977)
9	Красноградский район, окр. г. Красноград	Suhov, 1928
10	Двуречанский район (окр. с. Тополи, Каменка, Красное-2)	Личное сообщение А.Б. Громаковой (2003)
11	Великобурлуцкий район, окр. с. Червона Хвыля	Сведения местных жителей (начало 2000-х)
12	Шевченковский район, окр. пгт. Шевченково	Сведения местных жителей (начало 2000-х)
13	Богодуховский уезд, Харьковская губерния	Коллекции МП ХНУ: инв. № 28825 (1905)

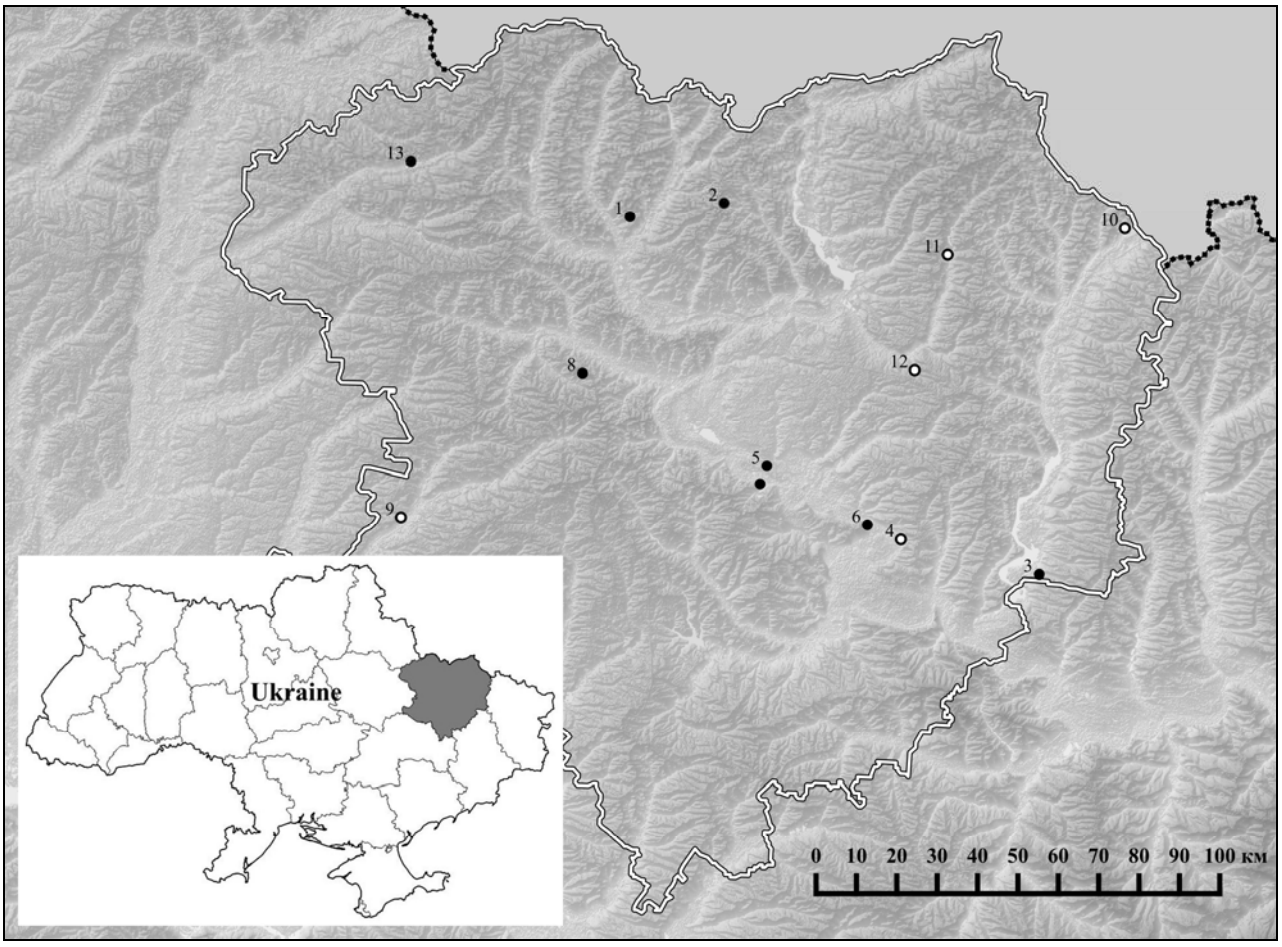


Рис. 1. Современное распространение степной гадюки в Харьковской области:
● – исторически известные до 1980-х гг. популяции, ○ – существующие популяции;
номера точек соответствуют порядковому номеру локалитета в таблице

2. Сокращение количества мест обитания из-за хозяйственной деятельности человека. На современном этапе пригодные для жизни степной гадюки биотопы в Харьковской области представляют собой неудобные для ведения сельскохозяйственной деятельности территории: деградированные и восстанавливающиеся остатки степей в балках и оврагах вдоль русел рек, пойменные луга, опушки небольших байрачных лесов, участки разреженного древостоя на склонах, в старых садах, а также на песчаных террасах речных долин в разреженных сосняках и лесополосах. Продолжающаяся потеря местообитаний в настоящее время происходит главным образом из-за нецелевого использования земельных участков (незаконная распашка сенокосов и пастбищ, бесконтрольное увеличение площади пахотных земель за счет самозахвата соседних территорий) и расширение площади населенных пунктов.

3. Инбридинг. Два вышеуказанных комплекса факторов становятся причиной фрагментации и частичной или полной изоляции популяций, что, в свою очередь, приводит к ее дальнейшему генетическому обеднению и постепенному вырождению (Madsen et al., 1996; Újvári et al., 2002).

Выводы

Проведенное исследование состояния популяции степной гадюки в Харьковской области позволяет сделать следующие выводы:

– число известных до конца XX века популяций степной гадюки сократилось в пять раз;

– хозяйственная деятельность человека оттеснила сохранившиеся популяции на неудобья и вторичные местообитания: залежи и остатки степей, сохранившиеся в оврагах и балках, вдоль крупных речных долин, разреженные леса боровой террасы и остепненная пойма;

– для ряда исторических популяций отмечено исчезновение гадюк при относительно неплохой сохранности самих степных биоценозов, что может указывать на другие причины вымирания (отдаленные эффекты фрагментации популяций, загрязнение, воздействие ядохимикатов);

– для сохранения оставшихся популяций степной гадюки необходима разработка стратегии охраны вида, включающая, в том числе, создание в оставшихся местообитаниях природно-заповедных территорий.

Благодарности

Авторы благодарны своим старшим коллегам А.М. Рудику и Д.Г. Стрелкову за подробные описания мест находок степной гадюки в 1960–1970-е годы, а также А.Б. Громаковой, В.А. Токарскому, О.А. Новикову за информацию о находках гадюк, А.В. Коршунову, А.А. Атемасову, М.О. Высочину за помощь в проведении полевых исследований.

Работа выполнена при поддержке РФФИ, проект 15-35-50221 мол_нр.

Библиографические ссылки

Barbarych, A.I., 1977. Geobotanichne rajonuvannja Ukrai'ns'koi' RSR [Geobotanical zoning of Ukrainian SSR]. Naukova Dumka, Kyiv (in Ukrainian).

Borozenec, V.A., Foroshhuk, V.P., 1998. Konceptual'nye voprosy sohranenija stepnyh jekosistem [The conceptual questions of the steppe ecosystems' conservation]. Mat. Mizhnar. Nauk. Konf. Prysv. 100-richchju zap. Askanijs'kogo stepu. Aktual'ni pytannja zberezhennja ta vidnovlennja stepovyh ekosystem. Askanija-Nova. 158–160 (in Russian).

Gasso, V.J., 1998. Ispol'zovanie massovyh vidov presmykajushhihsja dlja biomonitoringa sostojanija okruzhajushhej sredy v zapovednikah [The use of mass species of reptiles for biomonitoring of the environment in protected areas]. Mat. Mizhnar. Nauk. Konf. Prysv. 100-richchju zap. Askanijs'kogo stepu. Aktual'ni pytannja zberezhennja ta vidnovlennja stepovyh ekosystem. Askanija-Nova. 255–257 (in Russian).

Gibbons, J.F., Scott, D.E., Ryan, T.J., Buhlmann, K.A., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S., Winne, C.T., 2000. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. www.bioscience.oxfordjournals.org/content/50/8/653.full.pdf+html

Hanski, I., 2010. Uskol'zajushhij mir: Jekologicheskie posledstvija utraty mestoobitanij [The shrinking world: Ecological consequences of habitat loss]. KMK, Moskva (in Russian).

Hanski, I., 2011. Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. Ambio 40(3), 248–255.

Karmyshev, J.V., Pisanec, E.M., Sirenko, V.A., Sirenko, N.M., 1999. Materialy po sezonnoj aktivnosti stepnoj gadjuki (*Vipera ursinii renardi* Christ., 1861) na juge Ukrainy [The data of season activity of Steppe viper (*Vipera ursinii renardi* Christ., 1861) on the South of Ukraine]. Branta, Melitopol'. 63–64 (in Russian).

Kotenko, T.I., 1981. O stepnoj gadjuke na juge Ukrainy [About Steppe viper on the South of Ukraine]. Pjataja Vsesojuz. Gerpetol. Konf. Nauka, Leningrad. 73 (in Russian).

Madsen, T., Stille, B., Shine, R., 1996. Inbreeding depression in an isolated population of adders *Vipera berus*. Biol. Conserv. 75(2), 113–118.

Malysheva, G.S., Malahovskij, P.D., 2000. Pozhary i ih vlijanie na rastitel'nost' suhih stepej [Fires and their influence on the vegetation of dry steppe]. Botanicheskij Zhurnal 85(1), 96–103 (in Russian).

Pakhomov, O.Y., Gasso, V.Y., Goloborodko, K.K., Poljakov, M.V., Grycan, Y.I., Bulakhov, V.L., Brygadyrenko, V.V., Kljuchko, Z.F., Mezhzherin, S.V., Novicky, R.O., Pysanec, Y.M., Pljushh, I.G., Ponomarenko, O.L., Puchkov, O.V., Radchenko, V.G., 2011. Chervona knyga Dnipropetrovskoi oblasti. Tvarynnyj svit [The red book of Dnipropetrovsk region. Animals]. New Print, Dnipropetrovsk (in Ukrainian).

Pauli, D.B., Linder, G., Bishop, C.A., Krest, S.K. (ed.), 2010. Exotoxicology of amphibians and reptiles. Setac, Pensacola.

Pavlov, A.V., 2003. Sezonnye javlenija v zhizni stepnoj gadjuki (*Vipera ursinii*) v krajnej severnoj tochke ee obitanija [Seasonal phenomena in the life of Steppe viper (*Vipera ursinii*) in the very north point of its distribution]. Zmei Vostochnoj Evropy. Mat. Mezhdunar. Konf. 63–65 (in Russian).

Pengo, K.K., 1870. O rodovyh i vidovyh priznakah gadjuki *Pelias* (*Vipera* Daud.) *berus* Merrem, s dvumja raznostjami: a) pestroj (*Pelias* (*Vipera* Daud.) *berus* Merrem varietas *varia*) i b) odnocvetnoj ili chernoj (*Pelias* (*Vipera* Daud.) *berus* Merrem varietas *nigra*) [About family and species features of viper *Pelias* (*Vipera* Daud.) *berus* Merrem, with two differences: a) motley (*Pelias* (*Vipera* Daud.) *berus* Merrem varietas *varia*) and b) one-coloured or black (*Pelias* (*Vipera* Daud.) *berus* Merrem varietas *nigra*)]. Tr. Har'kov. O-va Ispyt. Prir. 2, 1–26 (in Russian).

Reading, C.J., Luiselli, L.M., Akani, G.C., Bonnet, X., Amori, G., Ballouard, J.M., Filippi, E., Naulleau, G., Pearson, D., Rugiero, L., 2010. Are snake populations in widespread decline? www.rsbl.royalsocietypublishing.org/content/early/2010/06/03/rsbl.2010.0373.short

Santos, X., Brito, J.C., Sillero, N., Pleguezuelos, J.M., Llorente, G.A., Fahd, S., Parellada, X., 2006. Inferring habitat-suitability areas with ecological modelling techniques and GIS: A contribution to assess the conservation status of *Vipera latastei*. Biol. Conserv. 130(3), 416–425.

Shalyt, M.S, Kalmykova, A.A., 1935. Stepnye pozhary i ih vlijanie na rastitel'nost' [Steppe fires and their influence on vegetation]. Botanicheskij Zhurnal 20(1), 100–110 (in Russian).

Shherbak, N.N. (ed.), 1989. Rukovodstvo po izucheniju zemnovodnyh i presmykajushhihsja [Manual book on research of amphibians and reptiles]. Kiev (in Russian).

Shherbak, N.N., 1966. Zemnovodnye i presmykajushhiesja Kryma. Herpetologia Taurica [Amphibians and reptiles of Crimea. Herpetologia Taurica]. Naukova Dumka, Kiev (in Russian).

Suhov, G.F., 1928. Materijaly do vivchennja gerpetofauni Poltavshhini [The data about research of reptiles' fauna of Poltava region]. Zb. Poltav. Derzh. Muzeju, Poltava. 1, 251–256 (in Ukrainian).

Timoshenkov, V.A., Timoshenkova, V.V., 2007. Pozhary v Homutovskoj stepi: Prichiny, informacija, posledstvija [Fires in the Khomutovskyi steppe: Causes, information, effects]. Stepnoj Bjulleten' 23–24, 27–30 (in Russian).

Tokars'kyj, V.A. (ed.), 2013. Chervona knyga kharkivs'koi' oblasti. Tvarynnyj svit [The Red list of Kharkov region. Fauna]. Kharkiv (in Ukrainian).

Újvári, B., Madsen, T., Kotenko, T., Olsson, M., Shine, R., Wittzell, H., 2002. Low genetic diversity threatens imminent extinction for the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). Biol. Conserv. 105(1), 127–130.

Vasiljuk, A.V., 2009. Obshhestvennaja kampanija «Sohranim ukrainskie stepi!» Hronika pervogo polugodija [Social campaign "Save Ukrainian steppes!" The cronicles of first 6 months]. Stepnoj Bjulleten' 27, 26–29 (in Russian).

Vasiljuk, A.V., Kolomycev, G.K., Krivohizhaja, M.V., 2013. Geobotanicheskie okruga Vostochnoj Ukrainy otlichajutsja po sohrannosti stepej [Geobotanic districts of Eastern Ukraine are different because of the steppe preservation]. Stepnoj Bjulleten' 38, 9–12 (in Russian).

Vedmederja, V.I., Zinenko, A.I., Goncharenko, L.A., 2007. Katalog kollekcij Muzeja prirody Har'kovskogo nacional'nogo universiteta im. V.N. Karazina. Zmei (Reptilia: Serpentes) [Catalogue of the collections of the Museum of Nature at V.N. Karazin Kharkiv National University. Reptiles (Reptilia: Serpentes)]. Khar'kov (in Russian).

Zinenko, A.I., Bakiev, A.G., 2007. Ob izmenenii severnoj granicy areala stepnoj gadjuki, *Vipera renardi* (Reptilia, Viperidae), v evropejskoj chasti Rossii [About the displace of the northern border of the areal of Steppe viper, *Vipera renardi* (Reptilia, Viperidae), in the European part of Russia]. Vestn. Zool. 41(5), 478 (in Russian).

Надійшла до редколегії 30.07.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 177–182.

doi:10.15421/011525

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 630.1+631.46

Вплив асоційованих з альтитудою схилу умов мікроклімату та освітленості на фізіолого-біохімічні процеси в листі дерев прибережного лісу

Н.О. Хромих[1], І.А. Іванько[1], І.М. Коваленко[2], Ю.В. Лихолат[1], А.А. Алексєєва[1]

[1]Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпропетровськ, Україна
[2]Сумський національний аграрний університет, Суми, Україна

У листках *Acer platanoides* L. (автохтонний вид) та *Robinia pseudoacacia* L. (адвентивний вид) досліджено зміни вмісту хлорофілу (Chl a й Chl b) та активності каталази (CAT), бензидин-пероксидази (BPOD) і гваякол-пероксидази (GPOD), зумовлені локальними умовами мікроклімату та освітленості природної діброви, асоційованими з висотою правобережного крутосхилу р. Самара. Зростання альтитуди схилу супроводжувалось градієнтним збільшенням температури та освітленості, зниженням вологості, що викликало варіювання інтенсивності фотосинтетичного й антиоксидантних процесів у листі обох деревних порід. У листках клена зі збільшенням висоти схилу знижувалось співвідношення Chla/Chlb (від 4,7 на нижній частині схилу до 4,0 на верхній), тоді як у листках акації на обох частинах схилу воно дорівнювало 5,1. Зі зростанням температури та освітленості на верхній частині схилу збільшувалась частка каталази в сумарній антиоксидантній активності листків обох видів, що вказує на посилення захисної ролі каталази за умовного зростання ознак аридності. У листі клена виявлено високі рівні кореляції між активністю всіх ферментів і показниками освітленості, температури та вологості, тоді як для акації білої встановлено лише вибіркові достовірні зв'язки, що може слугувати маркером пристосованості автохтонного та адвентивного видів до асоційованих із висотою схилу екологічних умов природної діброви.

Ключові слова: *Acer platanoides*; *Robinia pseudoacacia*; схил; освітленість; мікроклімат; хлорофіл; антиоксидантні ферменти

Influence of the slope altitude-associated microclimate and light conditions on the physiological and biochemical processes in leaves of coastal forest trees

N.A. Khromykh[1], I.A. Ivan'ko[1], I.M. Kovalenko[2], Y.V. Lykholat[1], A.A. Alexeyeva[1]

[1]Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Dnipropetrovsk, Ukraine
[2]Sumy National Agricultural University, Sumy, Ukraine

The problem of natural forests conservation is relevant in the Ukrainian steppe zone where the forest ecosystems develop in the unfavorable conditions of geographic mismatch; therefore, they suffer as a result of any environmental changes. The hypothesis of susceptibility of tree leaves' metabolism even to slight changes of climatic parameters was tested. The study was conducted in more than 75 years-old natural mixed forest located on the right bank of the Samara river. The chlorophyll (Chl) content, and catalase (CAT), benzidine-peroxidase (BPOD) and guaiacol-peroxidase (GPOD) activities in leaves of autochthonous maple species (*Acer platanoides* L.) and adventive acacia species (*Robinia pseudoacacia* L.) were investigated on the lower (52 m above see level, a.s.l.), middle (74 m a.s.l.) and upper (96 m a.s.l.) coastal slope altitude. In maple leaves decreasing chlorophyll amount on the middle and upper plots (8.8% and 19.5% compared with the lower plot) together with Chla/Chlb ratio decrease (from 4.7 on the lower to 4.4 on the middle and 4.0 on the upper plots) was found. Chlorophyll content in acacia leaves decreased only on the upper plot (by 8.5% compared to the lower one), and Chla/Chlb ratio on the lower and upper plots reached 5.1. In maple leaves the increase in altitude was accompanied by the decrease in BPOD activity (by

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, пр. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, 49010, Україна
Oles Honchar Dnipropetrovs'k National University, Gagaryn Ave., 72, Dnipropetrovsk, 49010, Ukraine
Tel.: +38-056-760-84-38. E-mail: khromykh58@rambler.ru

Сумський національний аграрний університет, вул. Г. Кондратьєва, 160/5, Суми, 40021, Україна
Sumy' National Agricultural University, Kondratyeva Str., 160/5, Sumy, 40021, Ukraine

26% and 63% on the middle and upper plots, accordingly), and GPOD and CAT (accordingly, by 31% and 37% on the upper plots compared to the lower plots). High correlation coefficients of light, temperature and humidity with activity of CAT (respectively, r = –0.98; r = –0.85; r = 0.83), BPOD (r = –0.96; r = –0.93; r = 0.90) and GPOD (r = –0.98; r = –0.82; r = 0.82) were estimated in *A. platanoides* leaves. Sharp decline in GPOD activity in *R. pseudoacacia* leaves was revealed on the upper plot (by 95% compared to the lower one), whereas BPOD activity increased by 47% on the middle plot but decreased by 74% on the upper one compared to the lower plot, and CAT activity on the middle and upper plots exceeded 4.3-fold and 1.8-fold the activity on the lower plot. In *R. pseudoacacia* leaves high correlation of light, temperature and humidity was found with GPOD activity (respectively, r = –0.99; r = –0.82; r = 0.82), whereas correlation with the light level was significant only for BPOD (r = –0.84), and no significant correlation was recorded for CAT activity. Results of the study confirm high sensibility of photosynthetic and antioxidant processes in leaves of both tree species to microclimate changes, which is defined as a conventional enhancement of aridity traits when moving upwards on the slope. It is suggested that the level of correlation between enzyme activity and microclimate and lighting parameters can serve as a marker of tree species adaptation to the slope altitude-associated changes of the local environmental factors in the natural forest.

Keywords: *Acer platanoides*; *Robinia pseudoacacia*; slope; light; microclimate; chlorophyll; antioxidant enzymes

Вступ

Екологічна та економічна значимість лісів зумовлює необхідність заходів щодо їх збереження під час кліматичних змін, які, за оцінками фахівців, протягом останніх десятиліть мають тенденцію до посилення аридності (Linder et al., 2014; Sperlich et al., 2015). Клімат відіграє ключову роль у формуванні та географічному розташуванні деревних видів (Dolgova, 2004; Ramirez-Valiente et al., 2015), має визначний вплив на ріст дерев і лісову продуктивність (Mund et al., 2010; Harfouche et al., 2014), тому увагу науковців приділено прогнозуванню наслідків змін клімату. Очікується, що південні генотипи можуть витіснити лісові види у Західній та Центральній Європі (Bussotti et al., 2015). Прогнозується (Talbi et al., 2015), що зростання температури та посушливості загострить проблему виживання рослин, особливо в аридних регіонах.

Указані проблеми актуальні для степової зони України, де лісові екосистеми перебувають в умовах географічної невідповідності умовам місцеперебування (Bel'gard, 1971), тому надзвичайно чутливі до будь-яких екологічних змін. Локальні умови для існування природних лісів створюються завдяки геоморфологічному різноманіттю степової зони, зокрема, природні ліси правобережних крутосхилів степових річок є аналогами байрачних лісів. Нині територія України характеризується як лісодефіцитна, оскільки має показник лісистості близько 15,9% – один із найнижчих серед європейських країн (Tkach, 2012).

Збереження наявних типів лісів за кліматичних змін передбачає акліматизацію деревних видів завдяки генетичній і фенотипічній варіативності популяцій (Bussotti et al., 2015), тому актуальним є вивчення особливостей пристосування деревних рослин до асоційованих із певним місцезростанням екологічних факторів. Установлено (Bahuguna and Jagadish, 2015), що мікрокліматичні умови мають суттєвий вплив на фази розвитку рослин, зокрема, перехід від вегетативної до генеративної стадії. У змішаних лісах листя, пристосоване до затінених умов, має нижчий фотосинтетичний потенціал, проте менші негативні наслідки під час посухи (Sperlich et al., 2015). Вивчаючи вплив асоційованих із висотою схилу кліматичних умов у листках *Fagus silvatica*, на нижній частині схилу виявили меншу продихову провідність, швидкість асиміляції вуглекислого газу, відношення маси листка до його площі, натомість вищу фотохімічну активність і ефективність використання води (Rajsnerova et al., 2015). Показано (Morales et al., 2015), що ріст і фізіологічні процеси бразильського ендемічного виду *Vellozia gigantea* жорстко детерміновані сезонними умовами періоду дощів і посухи. Досліджуючи роль адаптованості до сонячної радіації, всередині крони двох екотипів *Eucalyptus globulus* знайшли листки, адаптовані до різних рівнів освітленості (James and Bell, 2000).

Пристосування рослин до впливу екологічних факторів реалізується через установлення оптимального рівня генетично детермінованих метаболічних процесів, що на клітинному рівні передбачає, зокрема, зміни активності антиоксидантних ферментів (Guo et al., 2015). Мета цієї статті – виявити варіювання інтенсивності фотосинтезу та антиоксидантих процесів у листі дерев залежно від локальних умов мікроклімату та освітленості природної діброви, асоційованих із різною висотою прибережного крутосхилу.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проведено на Присамарському міжнародному біосферному стаціонарі ім. О.Л. Бельгарда у природній липово-ясеневій діброві віком понад 75 років, розташованій на крутосхилі південної експозиції правого берега р. Самара. Рівень метаболічних процесів у листі дерев за локальних мікрокліматичних умов і освітленості досліджували на верхній третині схилу з альтитудою (висота над рівнем моря) 96 м (ділянка ПП 207-1N), середній третині з альтитудою 74 м (ділянка ПП 207-2N) та нижній третині з альтитудою 52 м (ділянка ПП 207-3N). Аналіз метаболічних процесів проводили у листках порід другого деревного ярусу клена гостролистого (*Acer platanoides* L.) та акації білої (*Robinia pseudoacacia* L.).

Освітленість під наметом вимірювали на висоті 2 м протягом травня – липня опівдні у сонячну погоду з мінімальною хмарністю відповідно до Alexeyev (1975) із використанням люксметра Ю-16. Синхронно з пробними площами визначали освітленість на відкритих ділянках у верхній, середній та нижній третинах схилу. Дані щодо температури та відносної вологості повітря, виміряні протягом вегетації за ясної погоди на висоті 1,5 м від поверхні ґрунту, наведено за Grytsan (2000).

Зразки листя відбирали у середині травня з 5–7 дерев одного вікового стану, готували усереднені зразки та за допомогою спектрофотометра КФК-3 визначали вміст хлорофілу (Chl a та Chl b) відповідно до Wintermans and De Mots (1965), активність каталази (CAT, EC 1.11.1.6) та пероксидаз (POD, EC 1.11.1.7) – за здатністю окиснювати бензидин (бензидин-пероксидаза, BPOD) або гваякол

(гваякол-пероксидаза, GPOD). Для визначення активності ферментів 0,1 г сирого рослинного матеріалу гомогенізували в 2,5 мл Трис-буфера (pH 7,0) з додаванням 0,1% полівінілпіролідону, екстракт центрифугували 15 хв за 10 000 об./хв. Активність каталази визначали згідно з Goth (1991) за 410 нм; для розрахунків використовували попередньо побудований калібрувальний графік. Активність BPOD визначали відповідно до методу Gregory (1966) за зміною оптичної густини реакційної суміші за довжини хвилі 490 нм, активність GPOD – згідно з (Ranieri et al., 1997) за 470 нм. Усі дослідження проведено у триразовому повторенні, результати наведено як середнє ± похибка (SD), а також опрацьовано із застосуванням кореляційного аналізу.

Результати та їх обговорення

Варіювання екологічних умов місцезростань, асоційованих з альтитудою схилу, зумовили особливості структури та видового складу досліджених ділянок природної діброви та світлопроникність їх намету. На ділянці ПП 207-1N у верхньому деревному ярусі домінували дуб звичайний (*Quercus robus* L.) і ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.), у другому ярусі присутні клен гостролистий, акація біла, в'яз гладкий (*Ulmus laevis* Pall.) і липа серцелиста (*Tilia cordata* Mill.), у підліску розвинутий підріст клена, акації, в'яза, ясена. Деревостан дещо зріджений, зімкненість деревного намету у межах 0,6–0,7, тип світлової структури – напівтіньовий, світловий стан – посилений, ґрунтово-гідрологічні лісорослинні умови – свіжуваті. На ділянці ПП 207-2N зросла частка липи серцелистої та з'явився клен польовий (*Acer campestre* L.). Домінантами першого деревного ярусу були дуб звичайний та ясен звичайний, другого – клени гостролистий та польовий; акація біла виходила з деревного ярусу до складу підросту. Зімкненість деревного намету – в межах 0,8–0,9, тип світлової структури – напівтіньовий, світловий стан – нормальний, лісорослинні умови – свіжі. На ділянці ПП 207-3N зареєстровано найсприятливіші лісорослинні умови, у видовому складі збільшилась частка дуба звичайного, липи серцелистої, клена польового. Зімкненість деревного намету – у межах 0,8–0,9, тип світлової структури – напівтіньовий, світловий стан – послаблений, ґрунтово-гідрологічні лісорослинні умови – свіжі. Виявлені особливості видового складу та стану деревостану відбились на показниках освітленості під лісовим наметом (табл.).

Таблиця

Умови освітленості та мікроклімату під наметом природної діброви на правобережному схилі р. Самара

Показники, одиниці виміру	Нижня частина схилу	Середня частина схилу	Верхня частина схилу
Освітленість під лісовим наметом, Lx	1745 ± 95	2190 ± 115	4154 ± 205
Ступінь освітленості під наметом відносно відкритої ділянки, %	3,51 ± 0,21	4,30 ± 0,28	8,20 ± 0,72
Середня температура повітря (t), ºC	25,0–26,0	26,5–27,0	27,5–28,0
Середня відносна вологість повітря (r), %	62–65	58–62	54–58

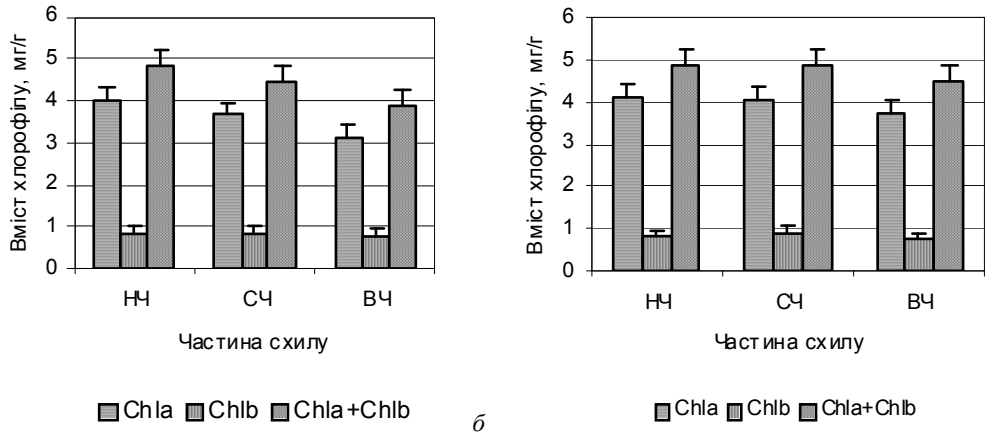
Посилений світловий стан діброви у верхній третині схилу, пов'язаний зі зрідженням деревостану та великою часткою напіважурнокронних порід, зумовив зростання освітленості під наметом до 8,2% відносно відкритих ділянок, що за даними Ivan'ko (2008, 2009), властиво для насаджень напівосвітленого типу світлової структури. Збільшення частки щільнокронних порід та зімкненості деревного намету зумовило зниження освітленості у середній третині схилу до 4,3%, у нижній частині – до 3,5%, характерних, відповідно, для насаджень напівтіньового та тіньового типу. Показники відносної вологості повітря під наметом природної діброви зменшувались, а значення температури збільшувались зі зростанням альтитуди схилу (табл.).

Отже, мікрокліматичні умови та рівень світлопроникності деревного намету зумовили асоційовані з альтитудою схилу зростання освітленості та температури на тлі зниження відносної вологості повітря. Такий напрям локальних змін факторів середовища ми визначили як умовне посилення ознак аридності та дослідили реакції відповіді метаболічних систем на ці зміни у листі клена гостролистого, який є автохтонним видом, та акації білої, яка є адвентивним видом і потрапила у природний ліс шляхом інвазії зі штучних місцезростань.

Одним із найчутливіших до впливу екологічних факторів метаболічних процесів у рослин є фотосинтез (Ramirez-Valiente et al., 2015), зокрема, всі процеси біосинтезу фотосинтезувальних пігментів чутливі до умов вологозабезпеченості та освітленості (Pavlov, 2004). При зростанні альтитуди схилу та пов'язаних із нею змінах мікрокліматичних умов знижувався сумарний вміст хлорофілу та його молекулярних форм (Chl a та Chl b) у листі як клена гостролистого (рис. 1а), так і акації білої (рис. 1б).

У листі клена гостролистого зниження сумарного вмісту хлорофілів становило на середній і верхній частинах схилу 8,8% та 19,5% від умісту на нижній частині. Зі зростанням висоти схилу співвідношення Chla/Chlb у листі клена знижувалось з 4,7 до 4,4 на середній та до 4,0 на верхній частині схилу. Кореляційний аналіз виявив високий ступінь зв'язку між умістом хлорофілів у листках *A. platanoides* на різних частинах схилу та показниками освітленості (r = –0,95), температури (r = –0,95) та відносної вологості (r = 0,91).

У листі акації білої вміст хлорофілів на середині схилу не відрізнявся від такого на нижній частині, а на верхній знижувався лише на 8,5%. Співвідношення Chla/Chlb на нижній і верхній частинах схилу дорівнювало 5,1, тоді як на середній частині знижувалось до 4,7, що може бути пов'язано з погіршенням умов освітленості внаслідок зазначеного раніше виходу акації з деревного ярусу до складу підросту саме на середині схилу. Залежність вмісту хлорофілів у листі акації від асоційованих з альтитудою схилу освітленості, температури та вологості підтверджено парними коефіцієнтами кореляції (відповідно, r = –0,98; r = –0,80; r = 0,79).

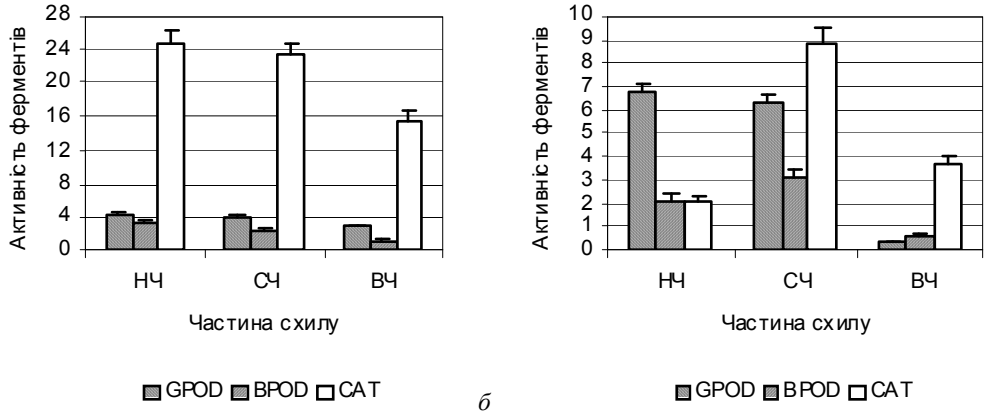


а *б*

Рис. 1. Вміст хлорофілу a (Chla), хлорофілу b (Chlb) та сумарний вміст (Chla+Chlb) у листках *A. platanoides* (*а*) і *R. pseudoacacia* (*б*) у природній діброві на нижній (НЧ), середній (СЧ) і верхній (ВЧ) частинах правобережного схилу р. Самара

Тобто умовне посилення ознак аридності клімату в листі *A. platanoides* спричинювало помітне зниження інтенсивності фотосинтезу, а відносне зростання частки Chlb, роль якого є допоміжною та захисною (Pavlov, 2004), сприяло підтриманню фотосинтетичної функції. У листі *R. pseudoacacia* посилення ознак аридності на верхній частині схилу супроводжувалось незначним зниженням інтенсивності фотосинтезу без перерозподілу молекулярних форм хлорофілу. Отримані результати узгоджуються з даними Caudle et al. (2014) про різноспрямовані реакції фотосинтетичного комплексу рослин на вплив посухи: толерантні види посилювали фотосинтетичну продуктивність і захист фотосистеми II, тоді як пристосовані до умов більшого зволоження рослини мали менший вміст хлорофілу та менше співвідношення Chla/Chlb. За зростання альтитуди схилу активність антиоксидантних ферментів у листі *A. platanoides* знижувалася (рис. 2а), тоді як у листі *R. pseudoacacia* даний показник зазнав різноспрямованих змін (рис. 2б).

У листках клена значно зменшувалась активність BPOD: на 25,7% і 63,4%, відповідно, на середній і верхній частинах схилу порівняно з нижньою. Активність GPOD і CAT на середині схилу знижувалась несуттєво, а на верхній частині – відповідно, на 31,4% і 37,4% від показників для нижньої частини схилу. Високим був кореляційний зв'язок між асоційованими з альтитудою схилу освітленістю, температурою, вологістю та активністю CAT (відповідно, r = –0,98; r = –0,85; r = 0,83), BPOD (r = –0,96; r = –0,93; r = 0,90) і GPOD (r = –0,98; r = –0,82; r = 0,82). У листках клена гостролистого відмічено тенденцію до збільшення внеску каталази у сумарну антиоксидантну активність від 76,6% на нижній частині до 78,0% на середній і 79,0% на верхній частині схилу.



а *б*

Рис. 2. Активність гваякол-пероксидази (GPOD, мМ тетрагваяколу/г·хв), бензидин-пероксидази (BPOD, опт. од./ г·хв), каталази (CAT, мкМ H_2O_2/ г·хв) у листках *A. platanoides* (*а*) і *R. pseudoacacia* (*б*) у природній діброві на нижній (НЧ), середній (СЧ) і верхній (ВЧ) частинах правобережного схилу р. Самара

У листках акації білої активність GPOD майже не змінювалась на середині схилу та різко (на 95%) знижувалась на верхній частині порівняно з нижньою. Активність BPOD на середині схилу перевищувала на 46,8%, а на верхній частині знижувалась на 74,1% від показника на нижній частині схилу. Активність каталази при зростанні альтитуди схилу суттєво збільшувалась: у 4,3 та 1,8 раза, відповідно, на середній та верхній частинах схилу. Установлено високий ступінь зв'язку між рівнем освітленості, температури та вологості на різних частинах схилу та активністю GPOD (відповідно, r = –0,99; r = –0,82; r = 0,82), тоді як для BPOD значущим був лише зв'язок з рівнем освітленості (r = –0,84), а для CAT не встановлено значущих коефіцієнтів. При зростанні висоти схилу у листках акації суттєво збільшувалась частка каталази у сумарній антиоксидантній активності: від 18,8% на

нижній частині схилу до 48,1% на середній та до 80,2% на верхній частині схилу.

Рослинні пероксидази та каталази знешкоджують переважну більшість пероксиду водню, утвореного у метаболічних процесах за несприятливих умов середовища (Luna et al., 2005) або за дії полютантів (Khromykh et al., 2014); крім того, саме CAT контролюють рівень перекису водню, продукованого у процесах фотосинтезу та фотореспірації, яка посилюється внаслідок зростання сонячної радіації та температури (Queval et al., 2007). Отримані нами результати дають підстави вважати, що збільшення частки CAT у сумарній антиоксидантній активності листків вказує на посилення ролі ферменту у захисті фотосинтетичного процесу *A. platanoides* і *R. pseudoacacia* при асоційованому з висотою схилу зростанні освітленості та температури повітря. Високий конституційний рівень активності CAT у листках клена гостролистого був, імовірно, достатнім для забезпечення захисних функцій навіть за незначної активації ферменту, тоді як у листках акації білої необхідною була набагато суттєвіша активація каталази.

Рослинні пероксидази задіяні у широкому колі фізіологічних процесів (Ranieri et al., 2001), тому варіювання їх активності у листі *A. platanoides* і *R. pseudoacacia* свідчило про залежність метаболічних процесів від умов середовища на певній частині схилу. Зокрема, зниження активності BPOD у листках клена могло бути спричинене змінами едафічних умов, оскільки пероксидазна активність суттєво залежить від складу ґрунту (Rogozhyn, 2004). Послаблення активності GPOD у листках клена та акації могло бути також пов'язане з перебудовами метаболізму фенольних сполук, адже відомо (Allison and Schultz, 2004) що активність GPOD позитивно корелює з їх умістом. У листках акації на середині схилу високий рівень пероксидазної активності можна пов'язати з відомим (Lee et al., 2007) посиленням процесу лігніфікації за несприятливих умов середовища. Зниження активності пероксидаз у листках клена та особливо акації на верхній частині схилу могло вказувати на ріст умісту цукрів за умов більшої освітленості, що супроводжується зменшенням пероксидазної активності (Allison and Schultz, 2004).

Зумовлене змінами екологічних факторів варіювання активності ферментів свідчить про високу чутливість антиоксидантної системи листків *A. platanoides* і *R. pseudoacacia* навіть до незначних змін температури, освітленості та відносної вологості повітря. Зроблений висновок узгоджується з даними Bahuguna and Jagadish (2015) про надійну мережу термальних сенсорів у рослин для забезпечення аклімації до короткочасних коливань і адаптації до поступових змін температури, а також із даними Tikhonov (1999) про високу чутливість рослин до рівня освітленості та наявність тонких біохімічних механізмів, які дозволяють відстежувати зміни тривалості, інтенсивності та спектрального складу світла, щоб своєчасно регулювати різні фізіологічні процеси. У листках *A. platanoides* та *R. pseudoacacia* виявлено різні рівні кореляції між активністю антиоксидантних ферментів та асоційованими з альтитудою схилу умовами мікроклімату та освітленості (високий ступінь зв'язку для всіх ферментів автохтонного виду та лише окремі кореляції для адвентивного), виходячи з чого ми припустили, що зазначений рівень кореляцій може слугувати маркером пристосованості деревних видів до зміни локальних екологічних факторів природної діброви на прибережному крутосхилі.

Висновки

Установлено високу чутливість метаболічних процесів у листках *A. platanoides* та *R. pseudoacacia* до асоційованого зі збільшенням висоти схилу зростання температури та освітленості та зниження вологості, яке було умовно визначено як посилення ознак аридності. Загальні закономірності для обох деревних видів полягали у тому, що зростання альтитуди схилу супроводжувалось зменшенням сумарного вмісту хлорофілів, посиленням ролі каталази у захисті фотосинтетичного процесу, ймовірними перебудовами фенольного метаболізму та посиленням накопичення цукрів у листках. Видові особливості позначились на співвідношенні Chla/Chlb, яке на верхній частині схилу помітно зменшувалось у листках клена гостролистого, але не змінювалось у листках акації білої. Тобто, за умовного посилення ознак аридності у листках *A. platanoides* оптимізація функціонування фотосинтетичного комплексу здійснювалась за рахунок відносного зростання частки Chlb, тоді як у листках *R. pseudoacacia* фотосинтетична продуктивність підтримувалась без перерозподілу молекулярних форм хлорофілу. Зростання альтитуди схилу зумовлювало те, що у листках автохтонного виду зміни активності всіх антиоксидантних ферментів відбувалисть за високого ступеня кореляції зі змінами температури, освітленості й вологості, тоді як у листках інвазійноїго виду виявлено лише окремі достовірні зв'язки. Рівень кореляційних зв'язків між параметрами мікроклімату та освітленості та активністю антиоксидантних ферментів у листках дерев може бути маркером пристосованості видів до локальних екологічних умов природної діброви.

Бібліографічні посилання

Alexeyev, V.A., 1975. Svetovoy rezhym lesa [Light regime of forest]. Nauka, Leningrad (in Russian).

Allison, S.D., Schultz, J.C., 2004. Differental activity of peroxidase isozymes in response to wounding, gypsy moth, and plant hormones in Nothern red oak (*Quercus rubra* L.). J. Chem. Ecol. 30(7), 1363–1379.

Bahuguna, R.N., Jagadish, K.S.V., 2015. Temperature regulation of plant phenological development. Environ. Exp. Bot. 111(3), 83–90.

Bel'gard, A.L., 1971. Stepnoe lesovedenye [Steppe Forestry]. Lesnaja promyshlennost, Moscow (in Russian).

Bussotti, F., Pollastrini, M., Holland, V., Bruggeman, W., 2015. Functional traits and adaptive capacity of European forests to climate change. Environ. Exp. Bot. 111(3), 91–113.

Caudle, K.L., Johnson, L.C., Baer, S.G. Maricle, B.R., 2014. A comparison of seasonal foliar chlorophyll change among ecotypes and cultivars of *Andropogon gerardii* (Poaceae) by using nondestructive and destructive methods. Photosynthetica 52(4), 511–518.

Dolgova, L.G., 2004. Aktivnost' peroksidazy – pokazatel' ustoychivosti rasteniy-introdutsentov v usloviyakh stepnoy zony Ukrainy [Peroxidase activity – an indicator of plant exotic species stability in the steppe zone of Ukraine]. Visn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 12(1), 38–42 (in Russian).

Goth, L., 1991. A simple method for determination of serum catalase activity and revision of reference range. Clinica Chimica Acta 196, 143–152.

Gregory, R.P.F., 1966. A rapid assay for peroxidase activity. Biochem. J. 101(3), 582–583.

Grytsan, Y.I., 2000. Ekologichni osnovy peretvoryuyuchogo vplyvu lisovoy roslynnosty na stepove seredovysche [Ecological bases transformative impact of forest vegetation on steppe environment]. Dnipropetrovsk Univ. Press, Dnipropetrovsk (in Ukrainian).

Guo, B., Dai, S., Wang, R., Guo, J., Ding, Y., Xu, Y., 2015. Combined effects of elevated CO_2-contamibated soil on the growth, gas exchange, antioxidant defense, and Cd accumulation of poplars and willows. Environ. Exp. Bot. 115(10), 1–10.

Harfouche, A., Meilan, R., Altman, A., 2014. Molecular and physiological responses to abiotic stresses in forest trees and their relevance to tree improvement. Tree Physiol. 34(11), 1181–1198.

Ivan'ko I.A., 2009. Znachennya typu svitlovoy struktury pry formuvanny shtuchnykh lisovukh biogeostenoziv u stepu [Significance of light structure in formation of planted forest ecosystems in steppe]. Pytannya lisovogo stepoznavstva ta lisovoy rekultivatsyi zemel 38, 59–64 (in Ukrainian).

Ivan'ko, I.A., 2008. Effekt melanizatsyi iskusstvennykh nasazhdeny kak faktor ykh ustoychivosti v stepnoy zone [Melanization effect of plantations as a factor in their sustainability in the steppe zone]. Ecology and Noospherology 19(3–4), 181–184 (in Russian).

James, S.A., Bell, D.T., 2000. Influence of light availability on leaf structure and growth of two *Eucalyptus globulus* ssp. *globulus provenances*. Tree Physiol. 20, 1007–1018.

Khromykh, N.O., Bilchuk, V.S., Rossykhina-Galycha, G.S., Vinnychenko, O.M., 2014. Sezonna dynamika antyoxidantnykh protsessiv u lystkah *Acer negundo* za diy polyutantiv [Seasonal dynamics of antioxidative processes in *Acer negundo* leaves under pollutant action]. Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 22(1), 71–76 (in Ukrainian).

Lee, B.-R., Kim, K.-Y., Jung, W.-J., Avice, J.-C., Ourry, A., Kim, T.-H., 2007. Peroxidases and lignification in relation to the intensity of water-deficit stress in white clover (*Trifolium repens* L.). J. Exp. Bot. 58(6), 1271–1279.

Linder, M., Fitzgerald, J.B., Zimmermann, N.E., Reyer, C., Delzon, S., van der Maaten, E., Schelhass, M.-J., Lasch, P., Eggers, J., van der Maaten-Theunissen, M., Suckow, F., Promas, A., Poulter, B., Hanewinkel, M., 2014. Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? J. Environ. Manage. 146(12), 69–83.

Luna, C.M., Pastori, G.M., Driscoll, S., Grotan, K., Bernard, S., Foyer, C.H., 2005. Drought controls on H_2O_2 accumulation, catalase (CAT) activity and CAT gene expression in wheat. J. Exp. Bot. 56(411), 417–423.

Morales, M., Garcia, Q.S., Munne-Bosch, S., 2015. Ecophysiological response to seasonal variations in water availability in the arborescent, endemic plant *Vellozia gigantea*. Tree Physiol. 35(3), 253–265.

Mund, M., Kutsch, W.L., Wirth, C., Kahl, T., Knohl, A., Skomarkova, M.V., Schulze, E.D., 2010. The influence of climate and fructification on the inter-annual variability of steam growth and net primary productivity in an old-growth, mixed beech forest. Tree Physiol. 30(6), 689–704.

Pavlov, I.N., 2004. Vliyanye vybrosov aluminievogo zavoda na soderzhanye chlorophilla v list'yakh depev'ev i kustarnykov [The impact of aluminum factory missions on chlorophyll content of trees and shrubs]. Sbornyk statey po materialam Vserossiyskoy nauch.-prakt. konferentsyi, Krasnoyarsk, 1, 164–170 (in Russian).

Queval, G., Thominet, D., Vanacker, H., Miginiac-Maslow, M., Gakiere, B., Noctor, G., 2009. H_2O_2-activated up-regulation of glutathione in *Arabidopsis* involves induction of genes encoding enzymes involved in cysteine synthesis in the chloroplasts. Mol. Plant 2(2), 344–356.

Rajsnerova, P., Klem, K., Holub, P., Novotna, K., Vecerova, K., Kozacikova, M., Rivas-Ubach, A., Sardans, J., Marek, M.-V., Penuelas, J., Urban, O., 2015. Morphological, biochemical and physiological traits of upper and lower canopy leaves European beech tends to converge with increasing altitude. Tree Physiol. 35(1), 47–60.

Ramirez-Valiente, J.A., Koehler, K., Cavender-Bares, J., 2015. Climatic origins predict variations in photoprotective leaf pigments in response to drought and law temperature in live oaks (Quercus series virentes). Tree Physiol. 35(1), 521–534.

Ranieri, A., Castagna, A., Baldam, B., Soldatini, G.F., 2001. Iron deficiency differently affects peroxidase isoforms in sunflower. J. Exp. Bot. 52(354), 25–35.

Ranieri, A., Castagna, A., Lorenzini, G., Soldatini, G.F., 1997. Changes in thylakoid protein patterns and antioxidant levels in two wheat cultivars with different sensitivity to sulphur dioxide. Environ. Exp. Bot. 37, 125–135.

Rogozhyn, V.V., 2004. peroxidaza kak komponent antioxidantnoy sistemy zhyvykh organizmov [Peroxidase as a component of antioxidative system of living organisms]. Giord, S.-Peterburg (in Russian).

Sperlich, D., Chang, C.T., Penuelas, J., Gracia, C., Sabate, S., 2015. Seasonal variability of foliar photosynthetic and morphological traits and drought impacts in a Mediterranean mixed forest. Tree Physiol. 35(5), 501–520.

Talbi, S., Romero-Puertas, M.S., Hernandez, A., Terron, L., Ferchichi, A., Sandalio, L.M., 2015. Drought tolerance in a Saharian plant *Oudneya africana*: Role of antioxidant defences. Environ. Exp. Bot. 111(3), 114–126.

Tikhonov, A.N., 1999. Regulyatsiya svetovykh i temnovykh stadiy photosynteza [Regulation of light and dark phases of photosynthesis]. Sorosovsky Obscheobrazovatelny Zhurnal 11, 8–15 (in Russian).

Tkach, V.P., 2012. Lisy ta lisystist v Ukrayni: Suchasny stan i perspektyvy rozvytku [Forests and forest cover in Ukraine: Current state and prospects for development]. Ukrayns'ky Geografichny Zhurnal 2, 49–55 (in Ukrainian).

Wintermans, J.F.G.M., De Mots, A., 1965. Spectrophotometric characteristics of chlorophyll a and b and their phaeophytins in etanol. Biochim. Biophys. Acta 109(2), 448–453.

Надійшла до редколегії 19.09.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 183–189.

doi:10.15421/011526

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 504.53+504.05+631.453

Поширення та акумуляція важких металів у ґрунтах призалізничних територій

Н.Ю. Бобрик

ДВНЗ «Ужгородський національний університет», Ужгород, Україна

Виявлено закономірності поширення та акумуляції рухомих форм Cu, Pb, Zn і Ni у ґрунтах, що перебувають у зоні впливу одноколійної залізничної магістралі № 193 Чоп – Ужгород – Сянки – Львів (у межах Закарпатської області). За результатами наших досліджень установлено підвищений вміст важких металів у ґрунтах, відібраних на відстані до 25 м від залізничної колії. На віддаленні від залізничної колії виявлено тенденцію до зниження вмісту рухомих форм важких металів. На всіх відстанях від залізничної колії моніторингових ділянок проходить акумуляція сполук нікелю, цинку, свинцю та, частково, міді. На відстані 250 м вміст важких металів суттєво зменшується порівняно з іншими ґрунтами, однак усе ще відбувається часткова акумуляція сполук свинцю, цинку та нікелю. Найчастіше у ґрунтах призалізничних територій проходить акумуляція сполук цинку (76%), нікелю (76%) та свинцю (60%), рідше – міді (32%). За перевищенням фонових значень важкі метали у ґрунтах призалізничних територій можна розташувати у такий ряд: Zn = Ni > Pb > Cu.

Ключові слова: залізничний транспорт; забруднення ґрунту; рухомі форми важких металів; коефіцієнт концентрації елемента

Spreading and accumulation of heavy metals in soils of railway-side areas

N. Bobryk

Uzhgorod National University, Uzhgorod, Ukraine

Following the landscape-environmental survey of the lands adjoining the single-track railway No. 193 Chop – Uzhhorod – Sianky – Lviv within Zakarpatska oblast (Transcarpathia), we have identified certain regularities in the spreading, accumulation and dispersion of some heavy metals (Cu, Pb, Zn, Ni) in soils. For the purpose of study, the soils were taken at different distances from the railway (0, 25, 50 and 100 m) within the following key points of the railway under study: Chop, Uzhhorod, Perechyn, Velyky Berezny, and Volosianka. The soil samples taken at the distance of 250 m from the railway were assumed the control group. Mass concentration of acid-soluble forms of heavy metals, considered as the main anthropogenic constituent of heavy metal stock in soils, was determined by means of atomic absorption analysis. Content of heavy metals in soils under study was compared with background data available in scientific literature. The results were evaluated by calculation of concentration factor commonly considered as a reliable and self-descriptive ecological constituent. In general, increased content of heavy metals was shown to be peculiar for soils that directly adjoin the railways (to 25 m); their content in remoter soils decreases considerably. In the control soils (250 m from the railway), the content of heavy metals reportedly significantly decreases as compared with other soils; however partial accumulation of lead, zinc and nickel compounds does take place there too. Dependence between the accumulations of heavy metals and the distance from the railway was described by polynomial equations. Such deviation from the linear distribution can be explained by the height of the railway embankments, absorbing properties of the railway-side plants, migration processes in soils, and direction of prevailing winds. Zinc was established to have the highest value of concentration factor (Kc = 1.04–10.54). Pollutant accumulation was most frequently registered for zinc (76%), nickel (76%) and lead (60%); less frequently for copper (32%). Thus, heavy metals may be ranked by their contents in excess to background values in soils of railway-side areas as follows: Zn = Ni > Pb > Cu. Due to the contents of mobile forms of heavy metals that exceed background values, these metals may be referred to as pollutants. Results obtained for heavy metal distribution in soils of railway-side areas are of importance for the identification of reaction of biotic component of the ecosystems exposed to rail transport, and identification of pollutant-reactive and pollutant-sensitive indicators of the environmental health.

Keywords: rail transport; soil pollution; mobile forms of heavy metals; element concentration factor

ДВНЗ «Ужгородський національний університет», вул. Волошина, 32, Ужгород, 88000, Україна
Uzhgorod National University, Voloshyn Str., 32, Uzhgorod, 88000, Ukraine
Tel.: +38-031-223-33-41. E-mail: NadjaBobrik@mail.ru

Вступ

Вирішення проблем, пов'язаних із техногенним впливом на довкілля, – одне з основних завдань сучасної екології. Для оцінки екологічного стану довкілля необхідне застосування еколого-геохімічних методів дослідження компонентів природного середовища. Потрапляючи у навколишнє середовище, важкі метали включаються в процеси біогеохімічної міграції, створюючи таким чином ризик їх надмірного накопичення в екосистемах. Крім того, токсиканти негативно впливають не лише на компоненти біосфери, а і на здоров'я людей (Bojko et al., 2008).

Основним джерелом привнесення хімічних елементів у ландшафтні комплекси та залучення їх у міграційні потоки є природні процеси: вивітрювання гірських порід, ґрунтоутворення. Значну роль відіграє також техногенний вплив, який може спричинювати надходження полютантів до живих організмів (Kabata-Pendias and Pendias, 1989; Fatjejev and Pashhenko, 2003; Bojko et al., 2008; Brygadyrenko and Ivanyshyn, 2015).

Залізничний транспорт, який виступає джерелом надходження у довкілля таких небезпечних речовин як поліциклічні ароматичні вуглеводні (Mętrak and Chmielewska, 2015) та поліхлорфеніли, спричинює стійке органічне та неорганічне забруднення. У результаті руху об'єктів залізничного транспорту можливе утворення зон техногенних аномалій ґрунтів територій, що прилягають до залізничних колій.

У світовій науковій літературі велика кількість публікацій, у яких описано, що залізничний транспорт може виступати джерелом надходження в довкілля важких металів (Pagotto et al., 2001; Chernjuk et al., 2004; Liu et al., 2008; Wiłkomirski et al., 2010; Dzierżanowski and Gawroński, 2012; Mazur et al., 2013; Chen et al., 2013). Серед важких металів, які надходять до навколишнього середовища внаслідок функціонування залізничного транспорту, пріоритетне місце посідають сполуки Cu, Pb, Zn, Ni, Cd (Traczewska et al., 2011; Galera et al., 2012; Wierzbicka et al., 2015). Вони потрапляють у довкілля внаслідок перевезення сипучих вантажів, добрив, хімічних речовин, металевих руд, а також застосування гербіцидів (Juhnovs'kyj et al., 2006; Wiłkomirski et al., 2012).

Техногенний тиск дорожніх геосистем на ландшафти може знаходити своє відображення в накопиченні хімічних елементів у повітрі, ґрунтах, підземних і поверхневих водах, рослинах придорожніх смуг (Dzierżanowski and Gawroński, 2012). Це відбувається як у результаті біологічного захоплення елемента, так і внаслідок механічного поглинання полютантів.

Ґрунти поблизу залізничних колій (на відстані до 25 м) характеризуються підвищеним вмістом важких металів (Liu et al., 2008; Zhang et al., 2012). Між вмістом важких металів та відстанню до залізничної колії встановлено пряму кореляційну залежність (Ma et al., 2009; Wiłkomirski et al., 2012). Це доводить, що джерелом надходження полютантів у довкілля може бути діяльність залізничного транспорту, а саме вантажні перевезення залізничними коліями.

В Україні питання впливу залізничного транспорту на довкілля залишається маловивченим. Бракує наукових праць, присвячених визначенню основних видів полютантів у ґрунтах призалізничних територій. Дослідження даної тематики можуть у подальшому пояснити реакції біотичної складової екосистем, що перебувають у зоні впливу залізничного транспорту, та виявлення найчутливіших до полютантів індикаторів екологічного стану довкілля. Актуальність усебічного дослідження примагістральних екосистем в умовах Закарпаття зумовлена високою інтенсивністю транспортних перевезень і розташуванням області на кордоні декількох європейських країн.

Мета цієї статті – виявити закономірності поширення сполук важких металів на призалізничних територіях деяких пунктів залізничних колій Закарпатської області.

Матеріал і методи досліджень

Проведено ландшафтно-екологічне обстеження територій одноколійної залізничної магістралі № 193 Чоп – Ужгород – Сянки – Львів у межах Закарпатської області, однієї з головних внутрішніх залізничних ліній. Вона призначена в основному для вантажних перевезень (залізна руда) та циркулювання пасажирських приміських потягів.

Ґрунти для досліджень відбирали на різній відстані від залізничної колії (0, 25, 50 і 100 м) в межах ключових пунктів досліджуваної магістралі: м. Чоп, м. Ужгород, м. Перечин, смт. Великий Березний та с. Волосянка. Ґрунти, відібрані на відстані 250 м від залізничної колії, приймали за контроль. Підготовку проб ґрунту здійснювали за стандартними методиками (RD 52.18.191-89).

Визначення важких металів у ґрунті моніторингових ділянок проводили на кафедрі екології та охорони навколишнього середовища хімічного факультету ДВНЗ «УжНУ» під керівництвом к. х. н., проф. С.М. Сухарєва. За допомогою атомно-абсорбційного аналізу із застосуванням атомно-абсорбційного комплексу КАС-120.1 (спектрометр С-115М та атомізатор «Графіт-2» із комп'ютерною реєстрацією аналітичного сигналу) проводили визначення масової частки кислоторозчинних форм Cu, Pb, Zn, Ni. Серед сучасних методів контролю вмісту важких металів у різних об'єктах, у тому числі об'єктах навколишнього середовища, метод атомно-абсорбційної спектрометрії, зокрема з електротермічною атомізацією (ЕТААС), відіграє важливу роль. Цей метод крім високої селективності володіє високою чутливістю, особливо до окремих важких металів, тому він є основою ряду стандартів у галузі охорони навколишнього середовища, зокрема, моніторингу вмісту важких металів у об'єктах довкілля.

Екологічну інформативність отриманих результатів оцінювали за розрахунками геохімічного показника – коефіцієнта концентрації (Кс). Коефіцієнти концентрації розраховували як відношення вмісту елемента в досліджуваному компоненті ландшафту до його природного фону. Важкий метал вважається забруднювачем, якщо коефіцієнт концентрації перевищує одиницю. Якщо даний показник становить менше одиниці, відбувається розсіювання елемента (Malysheva, 2000).

Результати та їх обговорення

Визначаючи валовий вміст важких металів, можна говорити про загальний геохімічний стан, однак даний показник не завжди відображає міграційну здатність речовин у трофічних ланцюгах. Небезпечна ситуація виникає тоді, коли метали у ґрунті перебувають у складі рухомих форм сполук, що здатні безпосередньо засвоюватися біотою та демонструють реальну небезпеку важких металів (Fatjejev and Pashhenko, 2003). Кислоторозчинна форма важких металів вважається основною техногенною складовою у запасі важких металів у ґрунті. Саме тому проведено визначення вмісту рухомих форм хімічних елементів у ґрунтах призалізничних територій.

1. Поширення рухомих форм важких металів у ґрунтах призалізничних територій

Мідь – мікроелемент, який належить до важких металів (II клас небезпеки). Вміст рухомих форм Cu у ґрунтах призалізничних територій м. Чоп досягав максимального значення у ґрунті, відібраному на відстані 50 м від залізничної колії (1,18 ± 0,08 мг/кг), мінімального – на відстані 250 м (0,82 ± 0,06 мг/кг). Така ж тенденція спостерігалась для розподілу кислоторозчинних форм міді ґрунтів м. Перечин (рис. 1). Порівняно з ділянкою 250 м від залізничної колії, вміст міді у ґрунті на відстані 50 м перевищував даний показник утричі. У ґрунтах м. Ужгород найвищий вміст міді виявлено на відстані 25 м від залізничної колії (1,28 ± 0,08 мг/кг), найнижчий показник вмісту Cu зареєстровано на відстані 100 м від залізничної колії (0,85 ± 0,06 мг/кг). Для ґрунтів смт. Великий Березний на відстані 100 м також виявлено найнижчі показники рухомих сполук міді (0,91 ± 0,07 мг/кг), на відстані 0 м від залізничної колії даний показник збільшувався в 1,7 раза (1,54 ± 0,10 мг/кг). У ґрунтах с. Волосянка найвищий вміст міді реєстрували на відстані 100 м від залізничної колії (0,91 ± 0,06 мг/кг), найменший – на відстані 250 м (0,70 ± 0,07 мг/кг).

Свинець – важкий метал I класу небезпеки. Свинець вважають одним із найтоксичніших хімічних елементів, навіть у незначних кількостях (Diez and Krauss, 1992; Almeida et al., 2007). Це найпоширеніший важкий метал. Природним джерелом свинцю є вивітрювання гірських порід. У ґрунтах м. Перечин найвищий вміст свинцю реєстрували на відстані 0 м від залізничної колії (2,39 ± 0,06 мг/кг), вже на відстані 250 м його вміст знижувався в 2,2 раза (рис. 2). Мінімальний вміст рухомих форм важкого металу в контрольних точках (250 м від залізничної колії) виявлено також для ґрунтів м. Ужгород (1,83 ± 0,11 мг/кг) та с. Волосянка (1,06 ± 0,06 мг/кг). У ґрунті смт. Великий Березний найвищий вміст свинцю виявлено на відстані 25 м від залізничної колії (1,44 ± 0,11 мг/кг), а у м. Чоп – на відстані 0 м (2,07 ± 0,12 мг/кг). Мінімальні показники вмісту рухомих сполук Pb виявлено на відстані 50 м від залізничної колії (м. Чоп – 1,39 ± 0,10 мг/кг, смт. Великий Березний – 0,94 ± 0,082 мг/кг).

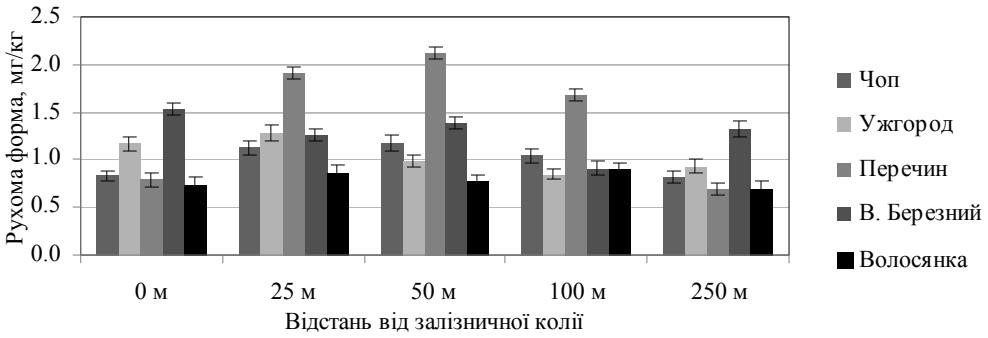


Рис. 1. Вміст рухомих сполук міді у ґрунтах призалізничних територій (M ± σ, n = 6)

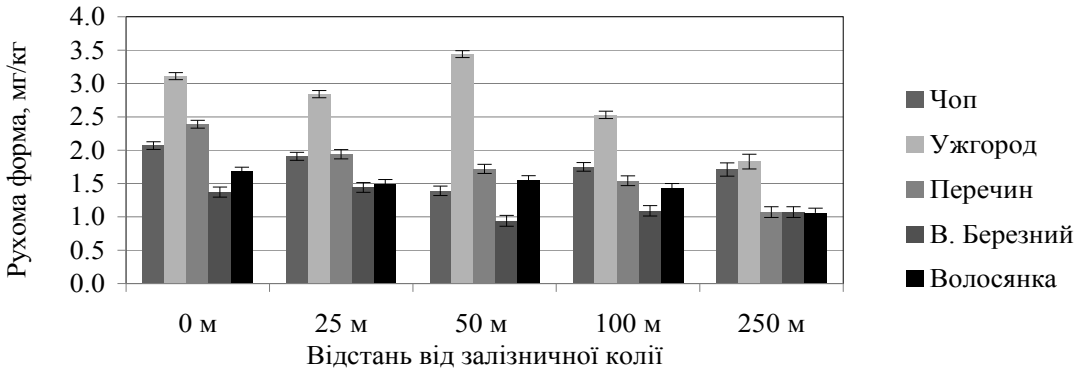


Рис. 2. Вміст свинцю уґрунті призалізничних територій (M ± σ, n = 6)

Цинк – важкий метал I класу небезпеки. В умовах підвищеної вологості характерна висока міграція цинку у ґрунті. Для розподілу рухомих форм цинку виявлено тенденцію максимального вмісту у ґрунтах на відстані 25 м від залізничної колії: м. Ужгород – 8,26 ± 0,54, м. Перечин – 9,59 ± 0,59, смт В. Березний – 12,20 ± 0,60 мг/кг (рис. 3). На відстані 250 м від залізничної колії відбувається зниження вмісту цинку в 1,4–1,7 раза (5,79 ± 0,38, 5,54 ± 0,32 та 7,54 ± 0,42 мг/кг відповідно). У процесі визначення вмісту цинку у ґрунтах с. Волосянка та м. Чоп

виявлено іншу закономірність. Вміст Zn у ґрунтах призалізничних територій с. Волосянка сягав максимального значення на відстані 50 м від залізничної колії (4,33 ± 0,32 мг/кг), на контрольній ділянці знижувався до 4,54 ± 0,32 мг/кг. У ґрунтах м. Чоп на відстані 100 м від залізничної колії вміст цинку становив 9,11 ± 0,06 мг/кг, а на контрольній ділянці знижувався майже удвічі.

Нікель – важкий метал II класу небезпеки. Розподіл рухомих форм нікелю проявив тенденції, подібні для розподілу цинку в ґрунтах призалізничних територій Закарпаття (рис. 4). Найвищі показники нікелю виявлено на відстані 25 м від залізничної колії: 0,88 ± 0,07 (м. Ужгород), 0,97 ± 0,07 (м. Перечин) та 0,74 ± 0,06 мг/кг (м. Чоп). На відстані 250 м від залізничної колії вміст нікелю зменшується в 1,2–2,0 раза. У ґрунтах смт. В. Березний на відстані 0 м виявлено 0,93 ± 0,04 мг/кг сполук нікелю, а вже на відстані 100 м їх вміст знижується удвічі. Зворотна тенденція спостерігається щодо розподілу рухомих форм нікелю у ґрунтах с. Волосянка, де найвищий показник реєстрували на відстані 100 м від залізничної колії (0,84 ± 0,06 мг/кг), а з наближенням до залізничної колії вміст важкого металу поступово зростає.

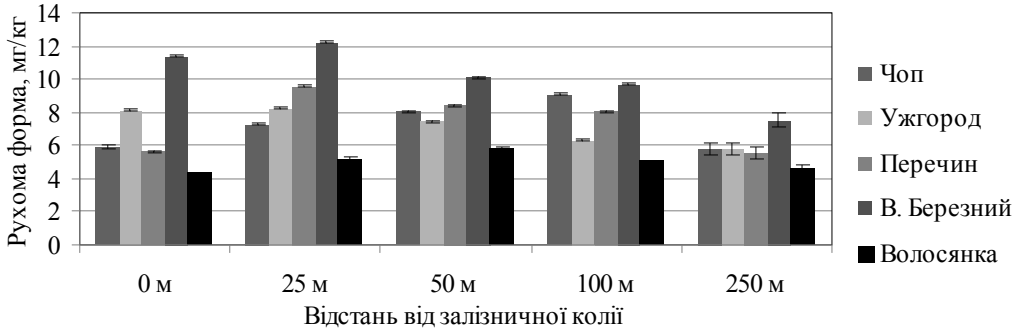


Рис. 3. Вміст цинку у ґрунтах призалізничних територій (M ± σ, n = 6)

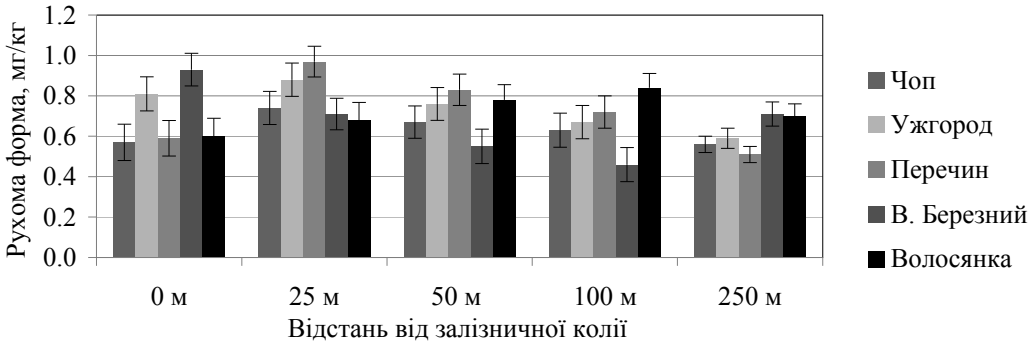


Рис. 4. Вміст нікелю у ґрунтах призалізничних територій (M ± σ, n = 6)

Отже, чітка залежність між умістом важких металів та відстанню від залізничної колії прослідковується для сполук свинцю (м. Перечин). Китайські вчені також довели, що для Pb та Cd виявлено тенденцію до накопичення у ґрунтах прямо пропорційно відстані до залізничних колій. Автори припускають, що основними джерелом підвищених доз ВМ був залізничний транспорт: втрата сипучих вантажів, спалювання палива, використання мастил (Ma et al., 2009; Chen et al., 2013). Латвійські вчені також установили, що вміст ВМ підвищувався з наближенням до залізничної колії. Зроблено припущення, що основним фактором накопичення в ґрунті ВМ є не дорожний пил, а інтенсивність руху поїздів та топографічні умови місцевості (Mikalajūnė and Jakučionytė, 2011).

За результатами наших досліджень залежність між накопиченням важких металів та відстанню від залізничної колії описується поліноміальними рівняннями. Це, можливо, може бути пов'язано з такими факторами: величина насипу (Magone, 1989), поглинання частини важких металів призалізничною рослинністю (захисна смуга), міграційні процеси сполук важких металів у ґрунті та дія вітрів, що спричиняють нерівномірне перенесення та осідання аеротехногенних емісій.

Magone (1989) запропоновано визначати розподіл продуктів емісії в ґрунтах придорожних територій за величиною насипу. За висоти насипу 1,2 м максимальний вміст полютантів у ґрунтах припадає на відстань 10–25 м від магістралі, а за висоти 1,5 м – на відстані 20–30 м від магістралі, а вже на відстані 80–100 м його значення наближуються до контрольного. При цьому поблизу магістралі вміст забруднювачів низький. Така схема частково характеризує також розподіл важких металів у ґрунтах, отриманий у результаті наших досліджень. У ґрунтах В. Березний найвищий вміст важких металів виявлено на відстані 0 м (Cu, Ni) та 25 м від залізничної колії (Pb, Zn), а на відстані 100 та 250 м – низькі показники вмісту важких металів. Найбільше забруднення ґрунтів на відрізку 0–20 м від залізничної колії виявлено також іншими дослідниками (Zhang et al., 2012; Mazur et al., 2013).

Подібна тенденція характерна і для ґрунтів м. Ужгород, де максимальний вміст важких металів виявлено на відстані 25 м (Cu, Zn, Ni) та 50 м (Pb), і вже на відстані

100 та 250 м від залізничної колії – найнижчі показники для всіх досліджуваних металів.

Для ґрунтів м. Перечин максимальний вміст рухомих форм важких металів реєстрували на відстані 0 м (Pb), 25 м (Zn, Ni) та 50 м (Cu) від залізничної колії, а на контрольних ділянках показники перебували на мінімальному рівні.

Для ґрунтів м. Чоп та с. Волосянка максимальний вміст важких металів зареєстровано на різній відстані від залізничної колії, однак на контрольних ділянках виявлено низькі значення даних показників. Це пов'язано з особливостями рельєфу моніторингових ділянок і напрямком переважаючих для кожної території вітрів.

Отримані результати підтверджуються працями вітчизняних і закордонних авторів. Досліджуючи вміст важких металів у ґрунтах зони впливу залізничного вузла м. Воронеж, російські вчені встановили, що на відстані 0–20–30 м від залізничних колій відмічається зона видуву забруднювальних речовин, зменшення концентрації міді, цинку, марганцю в 1,4–1,9 раза (Fedorova and Kaverina, 2001).

2. Екологічна оцінка вмісту рухомих форм у ґрунтах моніторингових ділянок

Еколого-геохімічна оцінка стану ґрунтів проводиться за вмістом важких металів, а також шляхом розрахунку різних геохімічних коефіцієнтів. Концентрації, вищі за фонові, свідчать про забруднення навколишнього середовища, тому доцільно використовувати один із таких показників як коефіцієнт концентрації (Кс), який визначає відношення вмісту металу у ґрунті до його фонового рівня. За фонові показники прийнято результати середнього вмісту рухомих форм важких металів у ґрунтах, отриманих у 9-му турі еколого-агрохімічного обстеження по районах області (Shpontak, 2014), а також результати визначення рухомих форм нікелю (Camohvalova et al., 2012) (табл. 1).

Таблиця 1

Середній вміст рухомих форм важких металів у ґрунтах Закарпатської області на прикладі деяких районів (за Camohvalova et al., 2012; Shpontak, 2014)

Райони	Вміст у ґрунті, мг/кг			
	Cu	Zn	Pb	Ni
Великоберезнянський	1,33	8,69	1,3	0,27
Перечинський	0,78	0,91	4,75	
Ужгородський	3,54	3,15	1,47	0,73

Важкий метал вважається забруднювачем, якщо коефіцієнт концентрації перевищує одиницю. Таке перевищення (Кс > 1) рухомої форми міді спостерігали для ґрунтів усіх точок відбору м. Перечин (Кс = 1,01–2,45) та деяких точок смт. В. Березний (0 м – 1,20, 50 м – 1,04) (табл. 2). Wiłkomirski et al. (2012) припускають, що джерелом підвищеного вмісту міді у ґрунтах призалізничних територій може бути активна дія струмоприймачів поїздів.

Таблиця 2

Коефіцієнти концентрації деяких важких металів у ґрунтах призалізничних екосистем

Важкі метали	Відстань від залізничної колії, м				
	0	25	50	100	250 (контроль)
м. Чоп					
Cu	0,23	0,32	0,33	0,29	0,23
Pb	1,41	1,29	0,95	1,19	1,16
Zn	1,88	2,30	2,56	2,89	1,84
Ni	0,78	1,01	0,92	0,86	0,77
м. Ужгород					
Cu	0,33	0,36	0,28	0,24	0,26
Pb	2,12	1,93	2,34	1,72	1,24
Zn	2,57	2,62	2,37	2,01	1,83
Ni	1,11	1,21	1,04	0,92	0,81
м. Перечин					
Cu	1,01	2,45	2,72	2,15	0,89
Pb	0,50	0,41	0,36	0,32	0,23
Zn	6,19	10,54	9,27	8,84	6,08
Ni	2,19	3,59	3,07	2,67	1,89
смт. Великий Березний					
Cu	1,20	0,94	1,04	0,68	1,00
Pb	1,05	1,11	0,72	0,84	0,82
Zn	1,31	1,40	1,16	1,04	0,87
Ni	3,44	2,63	2,04	1,70	2,63
с. Волосянка					
Cu	0,56	0,65	0,59	0,68	0,53
Pb	1,29	1,15	1,19	1,1	0,82
Zn	0,49	0,59	0,67	0,58	0,52
Ni	2,22	2,52	2,89	3,11	2,00

Примітка: сірим кольором позначено перевищення вмісту важких металів відносно фонових значень (Кс > 1).

Для ґрунтів усіх моніторингових ділянок на контрольних точках (250 м від залізничної колії) вміст рухомих форм міді не перевищував фонових значень (Кс < 1). Акумуляція рухомих сполук міді проходить у ґрунтах м. Перечин (Кс = 1,01–2,72). Для інших точок відбору проб сполуки міді забруднювачами не вважаються,

оскільки значення Кс не перевищували одиницю та становили для м. Ужгород – 0,24–0,33, м. Чоп – 0,23–0,33 та с. Волосянка – 0,53–0,68.

Про значне перевищення вмісту сполук свинцю у ґрунтах свідчать показники Кс, які становили для даного металу 1,70–2,30. Свинець вважається забруднювачем для ґрунтів м. Ужгород (Кс = 1,72–2,34), с. Волосянка (Кс = 1,10–1,29) та частково для ґрунтів смт В. Березний (0 м – Кс = 1,05, 25 м – Кс = 1,11) та м. Чоп (Кс = 1,19–1,41). Для ґрунтів м. Перечин перевищення вмісту свинцю відносно фонових показників не виявлено, при цьому Кс = 0,32–0,50. Навіть на відстані 250 м від залізничної колії для ґрунтів м. Чоп та м. Ужгород вміст рухомих форм свинцю перевищував фонові значення (Кс = 1,16 та 1,24 відповідно).

Найпоширенішим забруднювачем ґрунтів призалізничних територій виявився цинк, вміст якого перевищував фонові значення майже в усіх точках відбору проб. Коефіцієнти концентрації для ґрунтів коливались у межах 1,04–1,40 (смт. В. Березний), 2,01–2,62 (м. Ужгород) та 1,88–2,89 (м. Чоп). Китайські вчені, що досліджували вміст ВМ у ґрунтах призалізничних територій провінції Сичуань, виявили, що найбільший коефіцієнт накопичення Zn становить 3,7 і досягає найвищих значень на відстані 2–25 м від залізничних колій (Liu et al., 2008). За результатами наших досліджень розраховано значно більші коефіцієнти концентрації для цинку, і для ґрунтів м. Перечин їх значення коливались у межах 6,19–10,54. Навіть на контрольних точках сполуки цинку для цих ділянок виступають забруднювачами, оскільки Кс > 1. Виняток становлять ґрунти с. Волосянка, у яких встановлено вміст цинку, що не перевищує фонові значення по В. Березнянському р-ну, оскільки Кс = 0,49–0,67.

Поряд із цинком пріоритетним забруднювачем призалізничних територій виявився також нікель. Реєстрували такі показники коефіцієнтів концентрації для сполук нікелю: Чоп – 1,01 (25 м), Ужгород – 1,04–1,11, В. Березний – 1,70–3,44, Перечин – 2,19–3,59, Волосянка – 2,22–3,11. Для ґрунтів м. Перечин, смт. В. Березний та с. Волосянка на контрольних точках вміст сполук нікелю також перевищував фонові значення (Кс = 1,8–2,6).

Крім того, важливе визначення частоти перевищення фону вмісту важких металів усіх моніторингових ділянок для отримання загальної тенденції. Найчастіше Кс > 1 спостерігалось для цинку (76%), нікелю (76%) та свинцю (60%), рідше – для міді (32%). За перевищенням фонових значень важкі метали у ґрунтах призалізничних територій можна розташувати у такий ряд: Zn = Ni > Pb > Cu.

Отже, на всіх відстанях від залізничної колії на моніторингових ділянках проходить акумуляція нікелю, цинку (крім ґрунтів с. Волосянка) та свинцю (крім ґрунтів м. Перечин). У ґрунтах, що прилягають до залізничних колій смт. В. Березний та м. Перечин, виявлено часткову акумуляцію сполук міді, на решті моніторингових ділянок переважають процеси розсіювання даного елемента (Кс < 1).

Висновки

Виявлено основні закономірності поширення та акумуляції рухомих форм Cu, Pb, Zn та Ni у ґрунтах, що знаходяться в зоні впливу одноколійної залізничної містралі № 193 Чоп – Ужгород – Сянки – Львів (у межах Закарпатської області). Встановлено підвищений вміст важких металів у ґрунтах, відібраних на відстані 0–25 м від залізничної колії. На всіх відстанях від залізничної колії моніторингових ділянок проходить акумуляція сполук нікелю, цинку, свинцю та, частково, міді. На відстані 250 м вміст важких металів зменшується порівняно з іншими ґрунтами, однак все ще відбувається часткова акумуляція сполук свинцю, цинку та нікелю. За перевищенням фонових значень важкі метали у ґрунтах призалізничних територій можна розташувати у такий ряд: Zn = Ni > Pb > Cu.

Бібліографічні посилання

Almeida, A.F., Valle, R.R., Mielke, M.S., Gomes, F.P., 2007. Tolerance and prospection of phytoremediation woodyspeciesof Cd, Pb, Cu and Cr. Braz. J. Plant Physiol. 19(2), 83–98.

Bojko, N., Balazhi, S., Galas, J.L., Koval', G., Koval'chuk, N., Kozlovs'kyj, V., Kolesnyk, A., Legan', O., Romanjuk, N., Suharjev, S., Tot, M.D., Chonka, I., Chundak, S., Shymon, A., 2008. Zabrudnjuvachi ta i'h vplyvy na ekologichno vrazlyvi ekosystemy Verhn'ogo Potyssja. Uzhgorod – Nired'gaza (in Ukrainian).

Brygadyrenko, V., Ivanyshyn, V., 2015. Changes in the body mass of *Megaphyllum kievense* (Diplopoda, Julidae) and the granulometric composition of leaf litter subject to different concentrations of copper. J. Forest Sci. 61(9), 369–376.

Camohvalova, V., Fatjejev, A., Luchnykova, J., Lykova, O., 2012. Ekologo-geohimichni doslidzhennja vmistu riznyh form Co, Ni, Cr u g'runtah riznogo genezysu v Ukrai'ni. Visn. L'viv. Univ. Ser. Biol. 60, 171–181 (in Ukrainian).

Chen, Z., Wang, K., Ai, Y. W, Li, W., Gao, H., Fang, C., 2013. The effects of railway transportation on the enrichment of heavy metals in the artificial soil on railway cut slopes. Environ. Monit. Asses. 186(2), 1039–1049.

Chernjuk, L.G., Pepa, T.V., Chehovs'ka, M.M., 2004. Transport i ohorona navkolyshn'ogo seredovyshha v regionah Ukrai'ny. Naukovyj svit, Kyiv (in Ukrainian).

Diez, T., Krauss, H., 1992. Schwermetallgehalte und Schwermetallanreicherung in landwirtschaftlichge nutzten Boden Bayerns. Bayer. Landwirt. Jahrb. 69(3), 343–355.

Dzierżanowski, K., Gawroński, S.W., 2012. Heavy metal concentration in plants growing on the vicinity of railroad tracks: A pilot study. Challenges of Modern Technology 3(1), 42–45.

Fatjejev, A.I., Pashhenko, J.V. (ed.), 2003. Fonovyj vmist mikroelementiv u g'runtah Ukrai'ny. NNC, Kharkiv (in Ukrainian).

Fedorova, A.I., Kaverina, N.V., 2001. Tiazhelye metaly v pochvakh zony vliianiia krupnogo zheleznodorozhnogo uzla (na primere g. Voronezha). Vestn. VGU. Ser. Geograf. Geoekol. 1, 98–104 (in Russian).

Galera, H., Sudnik-Wo´jcikowska, B., Wierzbicka, M., Wiłkomirski, B., 2012. Directions of changesin the flora structure in the abandoned rail way areas. Ecol. Quest. 16, 29–39.

Juhnovs'kyj, I.R., Lebeda, G.B., Popova, T.I., 2006. Transportnyj kompleks Ukrai'ny. Zaliznychnyj transport: Problemy ta perspektyvy. Fada LTD, Kyiv (in Ukrainian).

Kabata-Pendias, A., Pendias, K., 1989. Mikroelementy v pochvakh i rasteniiakh. Mir, Moscow (in Russian).

Liu, H., Chen, L.-P., Ai, Y.-W., Yang, X., Yu, Y.-H., Zuo, Y.-B., Fu, G.-Y., 2008. Heavy metal contamination in soil alongside mountain railway in Sichuan, China. Environ. Monit. Asses. 152(1–4), 25–33.

Ma, J.H., Chu, C.J., Li, J., Song, B., 2009. Heavy metal pollution in soilson railroadside of Zhengzhou-Putian section of Longxi-Haizhou Railroad, China. Pedosphere 19(1), 121–128.

Magone, I.G., 1989. Bioindikatsiia fitotoksichnosti vybrosov avtotransporta. Vozdeistvie vybrosov avtotransporta na prirodnuiu sredu. Riga, Zinatne (in Russian).

Malysheva, L.L., 2000. Geohimija landshaftiv. Lybid', Kyiv (in Ukrainian).

Mazur, Z., Radziemska, M., Maczuga, O., Makuch, A., 2013. Heavy metal concentrations in soil and moss (*Pleurozium schreberi*) near railroad lines in Olsztyn (Poland). Fresenius Environ. Bull. 22(4), 955–961.

Mętrak, M., Chmielewska, M., 2015. Does the function of railway infrastructure determine qualitative and quantitative composition of contaminants (PAHs, heavy metals) in soil and plant biomass? Water Air Soil Poll. 226, 253.

Mikalajūnė, A., Jakučionytė, L., 2011. Investigation into heavy metal concentration by the gravel roadsides. J. Environ. Eng. Landsc. Manag. 19(1), 89–100.

Pagotto, C., Rémy, N., Legret, M., Cloirec, P., 2001. Heavy metal pollution of road dust and roadside soil neara major rural highway. Environ. Technol. 22(3), 307–319.

Traczewska, T.M., 2011. Biological methods of evaluating environmental pollution. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław (in Polish).

Wierzbicka, M., Bemowska-Kałabun, O., Gworek, B., 2015. Multidimensional evaluation of soil pollution from railway tracks. Ecotoxicology 24(4), 805–822.

Wiłkomirski, B., Galera, H., Sudnik-Wójcikowska, B., Staszewski, T., Malawska, M., 2012. Railway tracks – habitat conditions, contamination, floristic settlement – A review. Environment and Natural Resources Research 2(1), 86–95.

Wiłkomirski, B., Sudnik-Wójcikowska, B., Galera, H., Wierzbicka, M., Malawska, M., 2010. Railway transportation as a serious source of organic and inorganic pollution. Water Air Soil Poll. 218, 333–345.

Zhang, H., Wang, Z., Zhang, Y., Hu, Z., 2012. The effects of the Qinghai–Tibet railway on heavy metals enrichment in soils. Sci. Total Environ. 439, 240–248.

Надійшла до редколегії 20.09.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 190–196.

doi:10.15421/011527

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 504.5:546.48

Корелятивна характеристика кадмію у ґрунтах степового Придніпров'я

Н.М. Цвєткова[1], С.О. Гунько[2]

[1]Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпропетровськ, Україна
[2]Дніпродзержинський державний технічний університет, Дніпродзержинськ, Україна

Проведено теоретичне узагальнення особливостей розподілу елемента першого класу небезпеки кадмію в ґрунтах. Надано екологічну оцінку ґрунтам за вмістом і розповсюдженням кадмію в м. Дніпродзержинськ – промисловому центрі степового Придніпров'я. З'ясовано, що за ступенем виразності антропогенного впливу досліджувані ґрунти належать до таких типів: власне урбаноземи, плантоземи, природно-антропогенні поверхнево перетворені та ристоземи. Отримано інформацію щодо геохімії кадмію у валовій та рухомій формах в едафотопах урбоекосистем. Виявлено розподіл кадмію по ґрунтовому профілю глибиною 150 см усіх досліджуваних екологічних профілів насипних та природних ґрунтів. В урбаноземах, плантоземах, природних порушених ґрунтах і ристоземах міста вміст валової форми кадмію варіює в межах 0,6–7,5 мг/кг, рухомої – 0,1–3,4 мг/кг ґрунту. Коефіцієнт варіації вмісту кадмію валової форми перебуває в межах 2–18%, рухомої – 5–20%. Установлено поведінку кадмію в едафотопах обраних екологічних профілів, мінімальний вміст відмічено у верхніх точках міста, що вказує на вплив рельєфу місцевості. Досліджено фізико-хімічні властивості ґрунтів у міських едафотопах, установлено кореляційний зв'язок між вмістом кадмію та загальною лужністю, органо-мінеральною частиною ґрунту та кислотністю.

Ключові слова: ґрунт; важкі метали; антропогенний вплив; забруднення; екологічний профіль

Correlative characteristic of cadmium in soils of steppe Dnieper region

N.M. Tsvetkova[1], S.O. Gunko[2]

[1]Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Dnipropetrovsk, Ukraine
[2]Dniprodzerzhinsk State TechnicalUuniversity, Dniprodzerzhinsk, Ukraine

Much attention is paid to searching for methods of establishing environmental standards for objective assessment of admissibility of anthropogenic load on the biosphere. The main pollutants of the environment are xenobiotics; heavy metals such as cadmium occupy hold a special place among them. Cadmium is one of the most dangerous environmental toxic agents, belonging to the 1st class of hazard. Due to insufficient and fragmented information available on the distribution of cadmium in the city edaphotopes, it's necessary to conduct additional research, taking into account the properties of soils and the biological characteristics of every element. The paper shows the ratio of cadmium in soils and soil-forming rocks of steppe Dnieper region. Environmental assessment of cadmium content in Dniprodzerzhinsk city soils is made, and the problem of topsoil contamination of the city as a territory of high anthropogenic load is considered. It is found that the content of cadmium down the profile in natural soil increases. Enrichment of the topsoil with cadmium occurs due to contamination. The value of movable forms content, expressed as a percentage of the total content, varies from 12% to 70%, providing the evidence of the technogenic origin of cadmium in Dniprodzerzhinsk city topsoil. General and proximate correlation analyses of interrelation of soil cadmium and specifically selected characteristics of soil (pH, humus, sulfate ions, dry solid, chloride ions, total alkalinity, hygroscopic moisture) were made. It is established that cadmium concentration in the movable forms of natural soils of the steppe Dnieper region depends primarily on pH value. With the increase in pH value, concentration of movable cadmium in soil increases.

Keywords: soil; heavy metals; anthropogenic effect; contamination; ecological profile

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, пр. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, 49010, Україна
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Gagarin Ave., 72, Dnipropetrovsk, 49010, Ukraine

Дніпродзержинський державний технічний університет, вул. Дніпробудівська, 2, Дніпродзержинськ, 51918, Україна
Dniprodzerzhinsk State Technical Uuniversity, Dniprobudivska Str., 2, Dniprodzerzhinsk, 51918, Ukraine
Tel.: +38-067-259-66-79. E-mail: goonko@mail.ru

Вступ

Важкі метали належать до пріоритетних забруднювачів, спостереження за якими обов'язкові в усіх компонентах середовища. Термін «важкі метали» характеризує широку групу речовин, останнім часом він отримав значне поширення. У різних наукових і прикладних роботах автори по-різному трактують значення цього поняття (Fersman, 1934–1937; Jakushevskaja, 1973). Як критерії приналежності використовують численні характеристики: атомна маса, густина, токсичність, поширеність у природному середовищі, ступінь залученості до природних і техногенних циклів. У роботах, присвячених проблемам забруднення навколишнього середовища та екологічного моніторингу, до важких металів відносять понад 40 мікроелементів атомною масою понад 40 атомних одиниць. При цьому важливу роль у категоруванні важких металів відіграють умови: їх висока токсичність для живих організмів у відносно низьких концентраціях, здатність до біоакумуляції та біомагніфікації (Adriano, 2001; Bulakhov et al., 2007; Kulbachko et al., 2011; Brygadyrenko and Ivanyshyn, 2015).

За класифікацією Fersman (1934–1937), важкими слід вважати метали зі щільністю понад 8 г/см³. Формально визначенню відповідає велика кількість елементів, однак, на думку дослідників, зайнятих практичною діяльністю, пов'язаною з організацією спостережень за станом і забрудненням навколишнього середовища, поєднання цих елементів далеко не рівнозначні як забруднювальні речовини. Тому у багатьох працях (Gol'dshmidt, 1938; Perel'man, 2000) відбувається звуження рамок групи важких металів, відповідно до критеріїв пріоритетності, зумовлене напрямом і специфікою досліджень.

Відмінності термінології в основному пов'язані з концентрацією металів у природному середовищі. З одного боку, концентрація металу може бути збитковою та навіть токсичною, тоді цей метал «важкий», з іншого боку, за нормальної концентрації або його дефіциту відносять до мікроелементів. Таким чином, терміни «мікроелементи» та «важкі метали» – категорії скоріше якісні, а не кількісні, прив'язані до крайніх варіантів екологічної обстановки (Fatieiev and Pashchenko, 2003).

Функції живого організму неподільно пов'язані з хімізмом земної кори та повинні вивчатися в тісному зв'язку (Il'in, 1995). Кількісний вміст того чи іншого елемента в організмі визначається його вмістом у навколишньому середовищі, а також властивостями самого елемента, з урахуванням розчинності його сполук.

Нині з 92 елементів, що зустрічаються у природі, 81 виявлено в організмі людини. При цьому 15 (Fe, I, Cu, Zn, Co, Cr, Mo, Ni, V, Se, Mn, As, F, Si, Li) визнані життєво необхідними. Однак вони можуть здійснювати негативний вплив на рослини, тварин і людину, якщо концентрація їх доступних форм перевищує визначені межі. Cd, Pb, Sn, Rb вважаються умовно необхідними, тому що, скоріше за все, не надто важливі для рослин і тварин і небезпечні для здоров'я людини елементи, навіть за відносно низьких концентрацій (Lu et al., 2013).

Тривалий час у біогеохімічних дослідженнях мікроелементів превалював інтерес до геохімічних аномалій та ендемій природного походження, викликаних цими аномаліями. Однак у наступні роки, у зв'язку з бурхливим розвитком промисловості та глобальним техногенним забрудненням навколишнього середовища, найбільшу увагу стали привертати аномалії елементів, значнішою мірою важкі метали, які мають індустріальне походження. Вже зараз у багатьох регіонах світу навколишнє середовище стає все більше хімічно «агресивним» (Autier and White, 2004; Fifi et al., 2013). Останніми десятиліттями основними об'єктами екологічних досліджень стали території промислових міст та прилеглі до них землі (Plehanova, 2010; Li et al., 2013). Численні дослідники встановили, що вплив металів досить різноманітний, залежить від умісту в навколишньому середовищі та ступеня необхідності в них мікроорганізмів, рослин, тварин і людини.

Кадмій широко відомий як токсичний елемент. Основні проблеми, пов'язані у людства з цим елементом, зумовлені техногенним забрудненням навколишнього середовища та його токсичністю для живих організмів уже за низьких концентрацій (Van Den Brink et al., 2011; Wyszkowska et al., 2013; Li et al., 2013). Токсичність кадмію для рослин виявляється у порушенні активності ферментів, гальмуванні фотосинтезу, порушенні транспірації, а також інгібуванні відновлення NO_2 до NO. Крім того, у метаболізмі рослин він є антагоністом ряду елементів живлення (Zn, Cu, Mn, Ni, Se, Ca, Mg, P). За токсичної дії металу в рослинах спостерігається затримання росту, пошкодження кореневої системи та хлороз листя. Кадмій достатньо легко надходить із ґрунту та атмосфери до рослин. За фітотоксичністю та здатністю накопичуватись у рослинах у ряду важких металів він посідає перше місце: Cd > Cu > Zn > Pb (Rafati et al., 2011).

Кадмій здатний накопичуватися в організмі людини та тварин, оскільки порівняно легко засвоюється з їжі та води, проникає до різних органів і тканин. Токсична дія металу виявляється вже за дуже низьких концентрацій. Його надлишок інгібує синтез ДНК, білків і нуклеїнових кислот, впливає на активність ферментів, порушує засвоєння та обмін інших елементів (Zn, Cu, Se, Fe), що може викликати їх дефіцит. Обмін кадмію в організмі характеризується такими основними особливостями (Fersman, 1934–1937; Adriano, 2001): відсутністю ефективного механізму гомеостатичного контролю; інтенсивною кумуляцією в організмі із дуже тривалим періодом напіввиведення (у середньому 25 років); переважним накопиченням у печінці та нирках; інтенсивною взаємодією з іншими двовалентними металами як у процесі всмоктування, так і на тканинному рівні.

Уміст важких металів у ґрунтах залежить, як встановлено багатьма дослідниками, від складу вихідних гірських порід, значне різноманіття яких пов'язане зі складною геологічною історією розвитку територій. Хімічний склад ґрунтотвірних порід зумовлений хімічним складом вихідних гірських порід і залежить від умов гіпергенного перетворення.

Нині у процеси міграції важких металів у природному середовищі інтенсивно залучається людська діяльність. Кількості хімічних елементів, що надходять до навколишнього середовища в результаті техногенезу, у ряді випадків значно перевищують рівень їх природного надходження. У процесі надходження до природних

циклів міграції антропогенні потоки спричинюють швидке розповсюдження забруднювальних речовин у природних компонентах міського ландшафту, де неминуче відбувається взаємодія з людиною. Обсяги полютантів, що містять важкі метали, щорічно зростають і завдають шкоди природному середовищу, порушують існуючу екологічну рівновагу та негативно позначаються на здоров'ї людей (Kabata-Pendias and Pendias, 1989; Navari-Izzo and Rascio, 2010; Rafati et al., 2011; Grobelak et al., 2013).

Основними джерелами антропогенного надходження важких металів у навколишнє середовище є теплові електростанції, металургійні підприємства, кар'єри та шахти з видобутку поліметалічних руд, транспорт, хімічні засоби захисту сільськогосподарських культур від хвороб і шкідників, спалювання нафти та різних відходів, виробництво скла, добрив, цементу тощо. Найпотужніші ореоли важких металів утворюються навколо підприємств чорної та особливо кольорової металургії в результаті атмосферних викидів (Grobelak et al., 2011). Дія забруднювальних речовин поширюється на десятки кілометрів від джерела надходження елементів до атмосфери. Метали в кількості 10–30% загального викиду до атмосфери розповсюджуються на відстань 10 км і більше від промислового підприємства. При цьому спостерігається комбіноване забруднення рослин, що складається з безпосереднього осідання аерозолів і пилу на поверхню листя та кореневого засвоєння важких металів, які накопичувались у ґрунтах протягом тривалого часу надходження забруднень з атмосфери (Karpachevskij, 1993; Violante et al., 2010; Shahriari and Higashi, 2014; Zu et al., 2014).

За наведеними нижче даними можна судити про розміри антропогенної діяльності людства: внесок техногенного кадмію складає 84–89% (інше – природні джерела). Рівень техногенного випадіння кадмію з атмосфери в різних регіонах світу неоднаковий (табл. 1). Головним чином він залежить від ступеня розвитку гірничо-збагачувальної промисловості, транспорту, урбанізованості територій.

Таблиця 1

Випадіння кадмію (тис. т/рік) з атмосфери на підстилаючу поверхню різних регіонів світу (за Kovda and Zonn, 1995)

Європа	Азія	Північна Америка	Центральна та Південна Америка	Африка	Австралія	Арктика	Антарктида
1,59	2,58	7,36	1,50	1,20	0,22	0,87	0,016

Вивчення дольової участі різних виробництв у глобальному потоці емісії важких металів демонструє, що 55% кадмію пов'язано з викидами підприємств із виробництва купруму та нікелю. Деяку кількість важких металів до навколишнього середовища постачає сільське господарство, де застосовуються пестициди та мінеральні добрива, зокрема, у суперфосфатах містяться значні кількості кадмію (Shahriari et al., 2014; Zu et al., 2014).

Найсуттєвіше забруднення середовища викликають потужні теплові станції (Plehanova, 2010). Щорічно тільки у процесі спалюванні вугілля до атмосфери викидається кадмію в 40 разів більше, ніж може бути включено до природного біогеохімічного циклу.

Суттєве забруднення атмосферного повітря та ґрунту відбувається за рахунок транспорту. Більшість важких металів, що містяться у пилогазових викидах промислових підприємств, як правило, краще розчиняються, ніж природні сполуки. Серед найактивніших джерел надходження важких металів виділяються великі індустріально розвинені міста. Метали порівняно швидко накопичуються у ґрунтах міст і досить повільно з них виводяться: період напіввиведення кадмію – до 1100 років (Glazovskaja, 1999; Warwick et al., 1999; Elouera et al., 2014).

Кадмій за своїми хімічними властивостями подібний до цинку, але відрізняється від нього більшою рухомістю в кислих середовищах і кращою доступністю для рослин. У ґрунтовому розчині метал присутній у вигляді Cd^{2+} та утворює комплексні іони, органічні хелати. Головний фактор, що визначає вміст елемента у ґрунтах за відсутності антропогенного впливу, – материнські породи. У ґрунтотвірних породах уміст металу в середньому складає у глинах – 0,15, у лесах та лесоподібних суглинках – 0,08, пісках – 0,03 мг/кг. Рухомість кадмію у ґрунті залежить від середовища та окисно-відновного потенціалу (Tsvetkova, 1992; Glazovskaja, 1999).

Середній уміст кадмію у ґрунтах світу дорівнює 0,5 мг/кг. Масовий процент кадмію земної кори складає $5 \cdot 10^{-5}$%. Кларк кадмію гранітного шару кори континентів складає $9 \cdot 10^{-4}$%. Для України гранично допустима концентрація валових форм кадмію у ґрунті становить 3,0, рухомих форм – 0,7 мг/кг ґрунту (Fatieiev and Pashchenko, 2003).

Існують численні дані про вміст мікроелементів, у тому числі кадмію, у різних типах ґрунтів України, але дотепер немає повної інформації про достовірну геохімічну поведінку елементів у них і про пріоритетний вплив тієї чи іншої ґрунтової властивості на концентрацію елемента в конкретних ґрунтах (природних і антропогенно перетворених). Слід зазначити, що отримати таку інформацію, дати оцінку та прогноз екологічного стану ґрунтів можливо тільки на основі даних про рухомість хімічних елементів (Fijałkowski et al., 2012). Притому під рухомістю слід розуміти здатність хімічного елемента брати участь у різних видах міграції та переходити до суміжних середовищ (Gol'dshmidt, 1938). Аналіз номенклатурного переліку ґрунтів України свідчить про їх велике різноманіття та, відповідно, про велику варіацію в розподілі хімічних елементів у них (Tsvetkova, 1992).

Велике значення кадмію як пріоритетного токсиканта вимагає моніторингових досліджень. Місто Дніпродзержинськ, як і інші індустріальні міста, являє собою вкрай нестійку систему, створену з природних, штучних і техногенних складових. Ця система нині втратила здатність до самовідновлення, не здатна протистояти негативним екологічним факторам середовища, включаючи антропогенні впливи, що мають місце повсякчасно (Pasichnij and Serdjuk, 2002; Tsvetkova and Klimenko, 2005). Актуальність подібних досліджень зумовлена, насамперед, необхідністю зниження загрозливих екологічних наслідків забруднення ґрунтів кадмієм і оптимізації умов

життя населення. Мета цієї статті – дати оцінку вмісту та поширенню кадмію в едафотопах урбанізованих територій степового Придніпров'я на прикладі м. Дніпродзержинськ.

Матеріал і методи досліджень

Як об'єкт дослідження обрано едафотопи урбанізованих територій м. Дніпродзержинськ і чорнозем звичайний різнотравно-кострицево-ковилового степу Присамар'я Дніпровського (Дніпропетровська обл., Україна). Територія м. Дніпродзержинськ історично поділена на дві частини: правий та лівий берег р. Дніпро. Для повнішої характеристики вмісту кадмію у ґрунтовому покриві правобережна частина міста умовно поділена на східну, центральну та західну ділянки. Лівобережна частина поділу не підлягала. У межах міста проведено ретельне ґрунтове обстеження, виділено п'ять екологічних профілів (рис. 1), закладених із півдня на північ, згідно з розою вітрів і зміною висотних позначок міста. У межах профілів обрано пробні площі.

Рис. 1. Картосхема розміщення екологічних профілів на території м. Дніпродзержинськ

Експериментальні дослідження передбачали проведення польових дослідів за геоботанічними методиками, хімічний аналіз ґрунтів у лабораторії проводили за атестованими методиками з наступною математичною обробкою даних. Валові форми важких металів визначали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115 з атомізацією в повітряно-ацетиленовому полум'ї, рухомі форми визначали у буферній амонійно-ацетатній витяжці (pH = 4,8). Значення, наведені у статті, являють собою середнє арифметичне з 20–35 вимірювань.

Уміст гумусу, сульфат-іонів, сухий залишок, загальна лужність, pH водної витяжки, обє'мна вага та вміст кадмію піддали кореляційному аналізу. Результати обробили стандартними методами варіаційної статистики (Kassandrova and Lebedev, 1970): розраховували стандартне відхилення, достовірність обчисленого коефіцієнта кореляції доводили шляхом порівняння з критерієм Стьюдента t за n = 30 ($P < 0,05$).

Результати та їх обговорення

Досліджувані ґрунти у зв'язку зі ступенем виразності антропогенного впливу віднесли до таких типів. Ґрунти правобережної частини м. Дніпродзержинськ складають екологічні профілі 1–4. Ґрунти житлових масивів (екологічні профілі 1–4) належать до власне урбаноземів: ґрунтовий профіль складається з діагностичного горизонту «урбік» і серії діагностичних підгоризонтів, які утворені своєрідним пилувато-гумусним субстратом різної потужності та якості з домішками сміття; можуть застилатися непроникним матеріалом – асфальтом, фундаментом, бетонними плитами, комунікаціями. Характеризуються відсутністю генетичних горизонтів до глибини 50 см і більше). Ґрунти техногенної частини міста належать до плантоземів (екологічні профілі 1–3): ґрунти промислово-комунальних зон, техногенно забруднені важкими металами та іншими токсичними речовинами. Ґрунти даної групи часто надмірно ущільнені, безструктурні, із включеннями токсичного негрунтового матеріалу (понад 20%). Ґрунти зони відпочинку (екологічні профілі 2–4) належать до типу природних порушених (природно-антропогенних поверхнево перетворених): антропогенно поверхнево перетворені природні ґрунти містять діагностичний горизонт «урбік» потужністю менше 50 см і непорушену нижню частину профілю. Ґрунти лівобережної частини Дніпродзержинська (екологічний профіль 5)

намивні та належать до ристоземів: техногенні поверхневі ґрунтоподібні утворення, ґрунтоподібні тіла, що складаються з малопотужного гумусового шару, шару торфокомпостної суміші або шару органо-мінеральної речовини, нанесених на поверхню ґрунтоподібного субстрату (Gun'ko, 2011).

Отримано дані про вміст валових і рухомих форм кадмію в генетичних горизонтах основних типів ґрунтів степового Придніпров'я в умовно-чистих природних і антропогенно забруднених ландшафтах. На окремому прикладі екологічного профілю 2 (табл. 2) показано вміст і поширення валових і рухомих форм кадмію латерально.

Таблиця 2

Матриця вмісту валових і рухомих форм кадмію едафотопів екологічного профілю 2 м. Дніпродзержинськ (n = 20)

Урбоекосистема	Горизонт ґрунту, см	Інтервал варіювання концентрації кадмію, мг/кг	
		валова форма	рухома форма
Залізничний вокзал	0–10	2,57 ± 0,54	0,08 ± 0,01
	20–50	2,51 ± 0,63	0,16 ± 0,12
	50–80	2,21 ± 0,54	0,14 ± 0,11
	120–150	2,01 ± 0,53	0,14 ± 0,11
Автовокзал	0–10	2,69 ± 0,73	0,08 ± 0,02
	20–50	2,54 ± 0,65	0,08 ± 0,03
	50–80	2,49 ± 0,63	0,08 ± 0,02
	120–150	2,00 ± 0,52	0,08 ± 0,01
Пр. Аношкіна	0–10	3,69 ± 0,93	1,16 ± 0,21
	20–50	3,40 ± 0,82	1,08 ± 0,32
	50–80	3,15 ± 0,54	1,02 ± 0,20
	120–150	2,52 ± 0,53	1,02 ± 0,14
Вул. Ковалевича	0–10	5,65 ± 1,54	1,11 ± 0,23
	20–50	5,59 ± 1,54	1,08 ± 0,10
	50–80	4,50 ± 1,23	1,06 ± 0,10
	120–150	4,10 ± 0,94	1,06 ± 0,11
Вул. Леніна (р-н ПАТ «Дніпровський меткомбінат»)	0–10	7,59 ± 2,01	0,98 ± 0,32
	20–50	7,31 ± 2,02	0,73 ± 0,30
	50–80	5,01 ± 1,82	0,39 ± 0,12
	120–150	4,39 ± 1,51	0,38 ± 0,10
Центральний міський парк	0–10	6,74 ± 2,02	0,51 ± 0,20
	20–50	6,31 ± 1,92	0,38 ± 0,12
	50–80	5,86 ± 1,61	0,35 ± 0,10
Еталонний біогеоценоз	0–50	0,30 ± 0,01	0,10 ± 0,01

Ґрунти всіх досліджуваних правобережних урбосистем екологічного профілю 2 тією чи іншою мірою забруднені кадмієм. Найнижчий валовий вміст кадмію та його рухомих форм характерний для урбаноземів територій залізничного вокзалу та автовокзалу. Середньостатистичний вміст валової форми кадмію у цих ґрунтах (шар 0–150 см) складає 2,38 ± 0,60 мг/кг. Максимальна акумуляція кадмію спостерігається в ґрунтах, що піддаються антропогенному пресу. Середньостатистичний вміст валової форми кадмію у плантоземах вул. Леніна складає 6,08 ± 1,80 мг/кг, в антропогенно поверхнево перетворених природних ґрунтах центрального міського парку становить 6,30 ± 1,80 мг/кг. У ґрунтах екологічного профілю 2 визначали відносно великі кількості рухомого кадмію, особливо в тих урбоекосистемах, де спостерігався його високий валовий вміст. Середній вміст рухомого кадмію у ґрунтах урбоекосистем екологічного профілю 2 – 0,57 ± 0,13 мг/кг. Загальний розподіл всіх форм кадмію характеризується істотною варіабельністю, яка зумовлена особливостями розташування промислових підприємств у місті, потужністю та складом їх атмосферних викидів, напрямком техногенних потоків, геоморфологічними особливостями міста. Вивчення розподілу кадмію за глибиною ґрунтового профілю показало, що кадмій відносно рівномірно розподіляється по профілю чорноземів звичайних і концентрується у верхній його частині.

Ґрунтотвірна порода – матеріальна основа ґрунту, саме від неї ґрунт отримує свій мінералогічний та хімічний склад. У процесі ґрунтоутворення хімічний склад може змінюватися внаслідок біологічних, хімічних, фізико-хімічних і механічних процесів. З одного боку, відбувається біогенна акумуляція у верхніх органогенних горизонтах деяких металів, з іншого – вилуговування ряду металів у процесі міграції. Коефіцієнт співвідношення «ґрунт – порода» дає змогу оцінити поведінку елемента у ґрунтовому горизонті: якщо цей коефіцієнт менший одиниці – можна судити про винесення (вимивання) елемента, якщо дорівнює одиниці – немає ніякого перерозподілу, і якщо він перевищує одиницю – говорять про акумуляцію слідового елемента у верхньому шарі ґрунту (Karpachevskij, 1993). Muha et al. (1998) запропонував використовувати коефіцієнт співвідношення «ґрунт – порода» як критерій оцінки забруднення ґрунтів. На рисунку 2 показано ступінь акумуляції кадмію в екологічному профілі 2, який поєднує три з чотирьох типів ґрунтів, визначених на території міста.

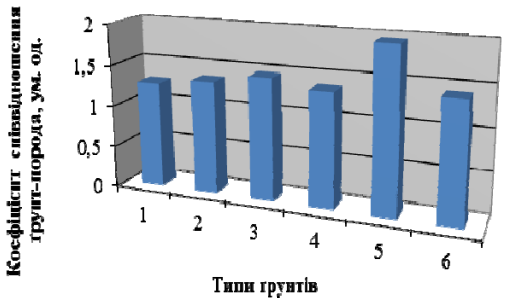


Рис. 2. Ступінь акумуляції кадмію в екологічному профілі 2: 1, 2, 3, 4 – власне урбаноземи; 5 – плантоземи; 6 – природні порушені ґрунти

В едафотопах екологічного профілю 2 м. Дніпродзержинськ відбувається накопичення кадмію. Для власне урбаноземів співвідношення «ґрунт – порода» лежить у діапазоні 1,27–1,46 ум. од., для природних порушених ґрунтів значення коефіцієнта становить 1,43 ум. од. Плантоземи за ступенем акумуляції кадмію в едафотопах урбоекосистем екологічного профілю 2 вирізняються найвищим значенням коефіцієнта – 1,96 ум. од. Таким чином, можна з високим ступенем упевненості припускати, що має місце забруднення ґрунтів, кадмій явно накопичується в едафотопах міста.

Уміст важких металів взаємопов'язаний з окремими компонентами урбоекосистем. Величини коефіцієнтів кореляції показали наявність математично доведеного зв'язку вмісту кадмію з гумусом ґрунту (r = 0,75 ± 0,12; tr,ф = 6,02 > tr,ф = 2,04), pH водної витяжки (r = 0,67 ± 0,13; $t_{r,ф}$ = 5,15 > $t_{r,ф}$ = 2,04) та загальною лужністю (r =

0,61 ± 0,13; $t_{r,ф}$ = 4,09 > $t_{r,ф}$ = 2,04). Кореляцію вмісту кадмію із сухим залишком (r = 0,37 ± 0,16; $t_{r,ф}$ = 2,10 > $t_{r,ф}$ = 2,04), об'ємною вагою (r = 0,54 ± 0,16; $t_{r,ф}$ = 3,37 > $t_{r,ф}$ = 2,04) та сульфат-іонами (r = 0,36 ± 0,16; $t_{r,ф}$ = 2,05 > $t_{r,ф}$ = 2,04) слід оцінювати з обережністю, адже залежність між цими показниками хоч і достовірна, але вимагає подальших досліджень. Наявність тісного достовірного зв'язку з гумусом дає можливість зв'язати його находження до ґрунтів із біогенною акумуляцією, а також свідчить про антропогенний внесок у вміст кадмію у ґрунтовому шарі.

Отримані результати узгоджуються з даними дослідників, які вивчали закономірності розподілу важких металів, у тому числі кадмію, у ґрунтовому покриві степового Придніпров'я (Pasichnij and Serdjuk, 2002; Tsvetkova and Klimenko, 2005; Yakuba, 2005). Вміст рухомих форм, виражений у відсотках від валового вмісту елемента, коливається у межах 12–70%, що свідчить про техногенне походження кадмію у ґрунтовому покриві м. Дніпродзержинськ.

Висновки

Показано співвідношення кадмію у ґрунтах і ґрунтотвірних породах урбанізованих територій степового Придніпров'я. Виконано кореляційний аналіз взаємозв'язку вмісту кадмію ґрунту з конкретно обраними характеристиками ґрунту (уміст гумусу, сульфат-іонів, сухий залишок, загальна лужність, pH водної витяжки, об'ємна вага). Концентрація кадмію у природних ґрунтах степового Придніпров'я залежить у першу чергу від величини pH, гумусу та гігроскопічної вологи. Зі збільшенням цих показників зростає концентрація рухомого кадмію у ґрунті. Високі концентрації кадмію у поверхневому шарі досліджуваних ґрунтів пов'язані з антропогенним пресом (надходження елемента з індустріальних або агротехнічних джерел). На урбанізованих територіях м. Дніпродзержинськ уміст кадмію у ґрунтах у 3–25 разів перевищує вміст цього елемента у природних ґрунтах.

Бібліографічні посилання

Adriano, D., 2001. Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals. Springer Verlag, New York.

Autier, V., White, D., 2004. Examination of cadmium sorption characteristics for a boreal soil near Fairbanks, Alaska. J. Hazard. Mater. 106(2–3), 149–155.

Brygadyrenko, V., Ivanyshyn, V., 2015. Changes in the body mass of *Megaphyllum kievense* (Diplopoda, Julidae) and the granulometric composition of leaf litter subject to different concentrations of copper. J. Forest Sci. 61(9), 369–376.

Bulakhov, V.L., Pakhomov, O.Y., Gasso, V.Y., 2007. Biologichne riznomanittja Ukrai'ny. Dnipropetrovs'ka oblast'. Zemnovodni ta plazuny (Amphibia et Reptilia) [Biological Diversity of Ukraine. The Dnipropetrovsk region. Amphibians and reptiles (Amphibia et Reptilia)]. Dnipropetrovsk Univ. Press, Dnipropetrovsk (in Ukrainian).

Elouera, Z., Bouhamed, F., Bouzid, J., 2014. Evaluation of different amendments to stabilize cadmium, zinc, and copper in a contaminated soil: Influence on metal leaching and phytoavailability. Soil. Sediment. Contam. 23(6), 628–640.

Fatieiev, A.I., Pashchenko, Y.V. (ed.), 2003. Fonovyi vmist mikroelementiv u gruntakh Ukrainy [Background content of microelements in the soils of Ukraine]. NNC «Instytut gruntoznavstva ta ahrokhimii im. O.N. Sokolovskoho», Kharkiv (in Ukrainian).

Fersman, A.E., 1934–1937. Geohimija [Geochemistry] I–III. Izd-vo Akademii Nauk SSSR, Leningrad (in Russian).

Fifi, U., Emmanuel, E., Winiarski, T., 2013. Assessing the mobility of lead, copper and cadmium in a calcareous soil of Port-au-Prince, Haiti. Int. J. Environ. Res. Publ. 10(11), 5830–5843.

Fijałkowski, K., Kacprzak, M., Grobelak, A.,Placek, A., 2012. The influence of selected soil parameters on the mobility of heavy metals in soil. Inżynieria i Ochrona Środowiska 15(1), 81–92.

Glazovskaja, M.A., 1999. Geohimija prirodnyh i tehnogennyh landshaftov [Geochemistry of natural and anthropogenic landscapes]. Vysshaja Shkola, Moscow (in Russian).

Gol'dshmidt, V.M., 1938. Principy raspredelenija himicheskih jelementov v mineralah i gornyh porodah [Principles of distribution of chemical elements in minerals and rocks]. Sbornik Statej po Geohimii Redkih Jelementov, 215–242 (in Russian).

Grobelak, A., Kacprzak, M., Grosser, A., Napora, A., 2013. Chemofitostabilizacja gleby zanieczyszczonej kadmem, cynkiem i ołowiem [Chemophytostabilisation of soil contaminated with cadmium, lead and zinc]. Rocznik Ochrona Srodowiska 15(1), 1982–2002 (in Polish).

Gun'ko, S.O., 2011. Kadmij u gruntah m. Dniprodzerzhins'k [Cadmium in soils of Dniprodzerzhinsk]. Visn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2(1), 24–30 (in Ukrainian).

Il'in, V.B., 1995. Ocenka bufernosti pochv po otnosheniju k tjazhelym metallam [Evaluation of soil buffering towards heavy metals]. Agrohimija 10, 109–113 (in Russian).

Jakushevskaja, I.V., 1973. Mikrojelementy v prirodnyh landshaftah [Microelements in natural landscapes]. Izd-vo MGU, Moscow (in Russian).

Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 1989. Mikrojelementy v pochvah i rastenijah [Trace elements in soils and plants]. Mir, Moscow (in Russian).

Karpachevskij, L.O., 1993. Prognozirovanie processov zagrjaznenija pochvy (i biosfery) [Forecasting processes of soil contamination (and the biosphere)]. Vestn. Mosk. Univ. Ser. Pochv. 17(2), 65–69 (in Russian).

Kassandrova, O.N., Lebedev, V.V., 1970. Obrabotka rezul'tatov nabljudenij [Processing of the results of observations]. Mir, Moscow (in Russian).

Kovda, V.A., Zonn, S.V., 1995. Biogeohimija pochvennogo pokrova [Biogeochemistry of the soil cover]. Nauka, Moscow (in Russian).

Kulbachko, Y., Loza, I., Pakhomov, O., Didur, O., 2011. The zoological remediation of technogen faulted soil in the industrial region of the Ukraine Steppe zone. Behnassi, M. et al. (eds.), Sustainable agricultural development. Springer Science + Business Media, Dordrecht, Heidelberg, London, New York, 115–123.

Li, Y., Zhang, X., Duan, B., Yang, Y., 2013. Soil cadmium toxicity and nitrogen deposition differently affect growth and physiology in toxicodendron vernicifluum seedlings. Acta Physiol. Plant. 35(2), 529–540.

Lu, M., Xu, K., Chen, J., 2013. Effect of pyrene and cadmium on microbial activity and community structure in soil. Chemosphere 91(4), 491–497.

Muha, V.D., Sulima, A.F., 1998. Sootnoshenie soderzhanija tjazhelyh metallov v pochve i pochvoobrazujushhej porode kak kriterij ocenki zagrjaznennosti pochv [The ratio of heavy metals in the soil and the soil-rock as a criterion for evaluation of soil contamination]. Pochvovedenie 10, 1265–1270 (in Russian).

Navari-Izzo, F., Rascio, N., 2010. Heavy metal pollution: Damage and defense strategies in plants. Handbook of Plant and Crop Stress, 635–674.

Pasichnij, G.V., Serdjuk, S.M., 2002. Geoekologichni monitoringovi doslidzhennja vmistu vazhkih metaliv u grutah tehnogenno zminenih landshaftiv (na prikladi m. Dniprodzerzhins'ka) [Environmental monitoring studies of heavy metals in soils technologically altered landscapes (for example Dniprodzerzhyns'k)]. Visn. Dnipropetr. Univ. Ser. Geol. Geog. 4, 161–166 (in Ukrainian).

Perel'man, A.I., 2000. Geohimija landshafta [Landscape geochemistry]. Astereja, Moscow (in Russian).

Plehanova, V.A., 2010. Problema normirovanija soderzhanija kadmija v pochve [The problem of rationing of cadmium in the soil]. Vestnik Kazanskogo Gosudarstvennogo Jenergeticheskogo Universiteta 2(5), 55–59 (in Russian).

Rafati, M., Moattar, F., Khorasani, N., Shirvany, A., Moraghebi, F., Hosseinzadeh, S., 2011. Phytoremediation potential of *Populus alba* and *Morus alba* for cadmium, chromium and nickel absorption polluted soil. Int. J. Environ. Res. 5(4), 961–970.

Shahriari, F., Higashi, T., 2014. Effects of the addition of humic substances on soil protease activities in andosols in the presence of cadmium. Soil Sediment Contam. 23(8), 869–886.

Tsvetkova, N.M., Klimenko, T.K., 2005. Tehnogenni anomaliï vazhkih metaliv u gruntah urbolandshaftiv stepovogo Pridniprov'ja (na prikladi m. Dniprodzerzhins'ka) [Technogenic anomalies of heavy metals in soils urban landscape steppe Dnieper (for example, Dniprodzerzhynsk)]. Gruntoznavstvo 6(1–2), 45–52 (in Ukrainian).

Tsvetkova, N.N., 1992. Osobennosti migracii organo-mineral'nyh veshhestv i mikroelementov v lesnyh biogeocenozah stepnoj Ukrainy [Features of migration of organic and mineral substances and trace elements in the forest biogeocoenoses of steppe zone of Ukraine]. Dnipropetrovsk Univ. Press, Dnipropetrovsk (in Russian).

Van Den Brink, N.W., Lammertsma, D.R., Dimmers, W.J., Boerwinkel, M.C., 2011. Cadmium accumulation in small mammals: Species traits, soil properties, and spatial habitat use. Environ. Sci. Technol. 45(17), 7497–7502.

Violante, A., Cozzolino, V., Perelomov, L., Caporale, A.G., Pigna, M., 2010. Mobility and bioavailability of HM and metalloids in the soil. J. Soil. Sci. Plant. Nutr. 10(3), 268–292.

Warwick, P., Hall, A., Pashley, V., Van Der Lee, J., Maes, A., 1999. Zinc and cadmium mobility in podzol soils. Chemosphere 38(10), 2357–2368.

Wyszkowska, J., Borowik, A., Kucharski, M., Kucharski, J., 2013. Effect of cadmium, copper and zinc on plants, soil microorganisms and soil enzymes. J. Elementol. 18(4), 769–796.

Yakuba, M.S., 2005. Monitoring umistu kadmiju i cinku u biogeocenozah zelenoji merezhi Prisamar'ja Dniprovs'kogo [Monitoring of cadmium and zinc in biogeocenoses green network of Dnieper Prysamar'ya]. Ekologija ta Noosferologija 16(3–4), 263–272 (in Ukrainian).

Zu, Y., Li, Y., Bock, L., Colinet, G., Schwartz, C., 2014. Mobility and distribution of lead, cadmium, copper and zinc in soil profiles in the peri-urban marker garden of Kunming, Yunnan province, China. Arch. Acker. Pfl. Boden. 60(1), 133–149.

Надійшла до редколегії 12.09.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 197–202.

doi:10.15421/011528

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 574.474:004.657

Застосування геоінформаційних систем в оцінюванні розвитку яружно-балкової ерозії степової зони України

Н.М. Цвєткова[1], І.І. Сараненко[2], А.О. Дубина[1]

[1]Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпропетровськ, Україна
[2]Херсонський державний університет, Херсон, Україна

На території степової зони України з допомогою GPS навігатора та нівеліра встановлено координати вершин, конфігурацію меж, висоту, довжину, ширину 400 ярів, балок і байраків. Визначено вміст заліза у шарі 0–50 см. Отримані дані імпортовано у QuantumGis і нанесено на карту розораності земель України. Осередки скупчення досліджуваних об'єктів виявлено у центральній та східній частинах Степу. Аналіз причин показав комплексну дію чинників. За рік спостережень виявлено, що площа кожного яру зросла у середньому на 5 м², висота – на 7 см, довжина – на 24 см, ширина – на 21 см, концентрація Fe знизилась на 20 мг/кг. Основні причини – значні опади та нестійкий трав'яний покрив. Площа балок зросла на 1 м², висота – на 4 см, довжина – на 14 см, ширина – на 9 см, концентрація Fe залишилась без змін. Унаслідок того, що деревні рослини стримують розвиток ерозійних процесів і збагачують ґрунти мікроелементами, у байраків спостерігається зменшення висоти на 1 см та зростання концентрації Fe на 24 мг/кг, значення інших показників не змінились. У середовищі QuantumGis створено електронні карти щільності та поширеності ярів, балок і байраків у степовій зоні України. За їх допомогою визначено залежність між досліджуваними процесами та природними умовами, межові кути повороту, площу яружно-балкової ерозії. Створено проект бази даних щодо вмісту мікроелементів та особливостей їх міграції за байрачним профілем із метою подальшого застосування у процесі розроблення необхідних заходів боротьби з ерозією.

Ключові слова: яружно-балкова мережа; степова зона України; QuantumGis; GPS; координати вершин

Application of geographic information systems in evaluating the development of gully erosion in the steppe zone of Ukraine

N.M. Tsvetkova[1], I.I. Saranenko[2], A.O. Dubina[1]

[1]Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Dnipropetrovsk, Ukraine
[2]Kherson State University, Kherson, Ukraine

On the territory of the steppe zone of Ukraine using GPS and leveling set the coordinates of the vertices, the configuration of borders, height, length, width 400 of cutbanks, gullies and ravines are established. Content of iron in the layer of 0–50 cm is determined. Obtained data is imported into QuantumGis and plotted on the map of the tilled soil of Ukraine. The centers of the clusters of studied objects are detected in the Central and Eastern parts of the steppe. Analysis of the causes revealed a complex of factors. For the year of observations it was revealed that the area of each ravine grew on average by 5 m², height by 8 cm, length by 24 cm, width by 21 cm, and concentration of Fe decreased by 20 mg/kg. The main reasons are significant precipitation and sustainable grass cover. Size of the gullies increased by 1 m², height – by 4 cm, length by 14 cm, width by 9 cm, concentration of Fe remained unchanged. Due to the fact that woody plants hinder the development of erosion and enrich the soil minerals, ravines feature the decrease in height by 1 cm and the concentration of Fe increase at 24 mg/kg, with the values of other indicators unchanged. In the environment of QuantumGis the maps of electronic density and the prevalence of cutbanks, gullies and ravines in the steppe zone of Ukraine were developed. With their help, we determined the dependence

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, пр. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, 49010, Україна
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Gagarin Ave., 72, Dnipropetrovsk, 49010, Ukraine
Tel.:+38-067-727-58-20, +38-067-727-57-11.

Херсонський державний університет, вул. 40 років Жовтня, 27, Херсон, 73000, Україна
Kherson State University, 40 rokiv Zhovtnya Str., 27, Kherson, 73000, Ukraine
Tel.: +38-050-786-05-93. E-mail: i.i.saranenko@ukr.net

between the processes and natural conditions under study, the limiting angles of rotation, the area of gully erosion. Database of the project has been created with regard to the content of trace elements and features of their migration across the ravine profile for the purpose of conducting research and further use in the process of developing appropriate measures to combat erosion.

Keywords: gully network; steppe zone of Ukraine; QuantumGis; GPS; coordinates of vertices

Вступ

Яружно-балкова ерозія являє собою складний, активний процес формування рельєфу. Яр як найвища ланка ерозійної мережі розвивається протягом століть та виникає у разі порушення природних умов формування стоку на схилах річкових долин. Будь-який вид господарської діяльності підвищує інтенсивність розвитку ярів і балок, що руйнують земельні угіддя, інженерні об'єкти, комунікації (Zorina, 2003).

Перші письмові згадки про форми рельєфу, що можуть бути віднесені до ярів і балок, знайдені у стародавніх літописах і датовані ще XIV століттям. М.В. Ломоносов (1753) вивчав водну ерозію та виділив молоді форми рельєфу, що утворюються у результаті роботи тривалих дощів та злив. А.Т. Болотов (1781) відзначав зростання водориїв, що виникають при повенях і паводках. В.А. Кіпріянов (1857) виділив стадії розвитку ярів і перетворення їх на балки. І.Ф. Леваковський (1890) описав еволюційний ряд ерозійних форм. Запропоновані схеми лягли в основу минулих і сучасних класифікацій. У кінці XIX – на початку XX століття опубліковано найважливіші праці В.В. Докучаєва та його учнів. Саме в них уперше висловлено думку про єдність процесу утворення всіх ерозійних форм і їх взаємні переходи. Докучаєв вважав, що яри – початок розвитку лінійної форми, яка через балки перетворюється на кінцеву стадію розвитку – долину річки, та виділив два основні чинники, що впливають на утворення ярів: пухкість підстилаючих порід та глибина річкових долин (Dokuchaev, 1949; Korosov, 2005; Kamzist, 2009). О.Л. Бельгард дослідив байраки Південного Сходу України та виділив декілька варіантів, у тому числі північний та південний (Bel'gard, 1971). Значний внесок у розвиток уявлень про яри та балки зробили В.І. Масальський (1887), Е.Е. Керн (1894), В.П. Жаданівський (1908), Н.І. Маккавеїв (1955), Т. Чудек (1962), Г.І. Швебс (1974), В.П. Лідов (1981), Р. Мейзе (1986) (Kern, 1884; Masalsky, 1887; Zhdanovsky, 1908; Maccaveev, 1955; Chudek, 1962; Lidov, 1981; Maize, 1986). Перші карти яружності були складені В.В. Докучаєвим і А.С. Козменком. У середині XX століття С.С. Соболев опублікував карту густоти яружно-балкової мережі. В 1970–1980-ті роки під керівництвом Б.Ф. Косова за єдиною методикою складено карти яружності всієї території СРСР. Карта поширення ярів на території СРСР розроблена Є.А. Мироновою у 1971 році (Mironova, 1971). Із великих робіт кінця XX – початку XXI століття виділяються праці М.М. Назарова, І.І. Рисіна, Ю.Г. Симонова, Е.Ф. Зоріної, що мають принципове значення для формування поглядів на походження та розвиток верхніх ланок ерозійної мережі (Strahler, 1958; Kamzist, 2009).

У третьому тисячолітті розвиток інформаційних технологій забезпечує швидкість і ефективність генерації вхідних даних, відкриває нові можливості моделювання яружно-балкової ерозії та легку оцінку відносної небезпечності землекористування (Woodhouse, 2000; Ranieri, 2002; Rosa, 2002; Smemoe, 2004; An, 2014; Aiello, 2015; Ferreira, 2015; Chandramohan, 2015). Саме тому виникла необхідність дослідження чинників, що сприяють утворенню ярів, створення зручних систем моніторингу та обгрунтування методів боротьби з яружно-балковою ерозією.

Об'єкт дослідження – ланки яружно-балкової мережі (яри, балки, байраки) степової зони України. Мета статті – створити карти поширеності ярів, балок і байраків степової зони України у середовищі Quantum GIs (Cox, 1998; Fedorov, 2005; Sarzhanov, 2012), показати можливості ГІС в оцінюванні розвитку яружно-балкової ерозії.

Матеріал і методи досліджень

Вимірювання координат вершин і точок для побудови конфігурації меж ярів, балок і байраків проводили GPS навігатором ($\Delta = \pm 1{,}0''$), висоту – нівеліром ($\Delta = \pm 0{,}1$ см), довжину та ширину – рулеткою ($\Delta = \pm 0{,}2$ см). Вміст заліза визначали методом атомно-абсорбційного спектрального аналізу. Отримані дані імпортували у Quantum GIs. Для проведення аналізу причин формування та поширення яружно-балкової ерозії використано картографічні матеріали 2004 та 2007 років (Rudenko, 2007): природні зони України, площа земель під ярами, густота річкової мережі, розчленованість рельєфу, лісистість території, середня кількість опадів, розораність земель. Обчислення проводили за формулами (Zorina, 2003):

$$N = L/S, \quad (1)$$

де N – щільність яружно-балкової мережі, км/км², L – сумарна довжина усіх ярів і балок у водозбірному басейні (км), S – площа водозбірного басейну (км²);

$$P = A/S, \quad (2)$$

де P – щільність ярів (од./км²), A – кількість яружних вершин у водозбірному басейні (од.).

Вимірювання межових кутів повороту, обчислення площі та різниці у висоті, довжині, ширині, концентрації Fe виконували у середовищі Quantum GIS.

Результати та їх обговорення

Аналіз картографічних матеріалів і природних умов (табл. 1) степової зони України (Bilova, 1999; Berlyant, 2002; Nazarenko, 2006; Gutsulyak, 2008; Klimenko, 2010; Kovalev, 2011) показав, що поширення ярів, балок, байраків викликане сприятливими природними умовами та діяльністю людини: переважанням лесових та піщаних порід, найбільш схильних до розмивання поверхневими стоками; наявністю чергування висот; нахилу поверхні; низьким показником лісистості (3%); зливовим характером опадів у теплий період року; 75% розораності земель прискорюють розвиток лінійної ерозії та збільшують площу поверхневого стоку внаслідок зрошування.

Таблиця 1

Значення екологічних чинників у розвитку яружно-балкової ерозії

№	Екологічні чинники	Основні елементи	Характерний показник	Діюча складова
1	Геологічні умови	Придобруджинський прогин, Причорноморська западина, Український щит, Пд Дніпровсько-Донецької западини, Пд.-Зх. схил Воронезького масиву, Донецька складчаста споруда, Причорноморська група прогинів, Скіфська плита	Середня швидкість розмиву лесових порід та пісків – 0,7–3,7 м/с	Лесові породи різко втрачають міцність структурних зв'язків через зволоження
2	Гідрологічні умови	Дунай, Дніпро, Південний Буг, Сіверський Донець, Дністер. Формують свій стік Оріль, Самара, Інгулець, Інгул, Кальміус, Молочна, Берда	Середня густота річкової мережі – 0,21 км/км². Типові річки з розчленованими долинами	Широкі долини з пологими схилами. Повздовжні схили складають 1–10 м/км, зменшуються з витоку до гирла
3	Рельєф	Причорноморська низовина, Пд. Придніпровської височини та низовини, Пд. Подільської височини, Приазовська низовина, Приазовська височина, Донецька височина	Середній інтегральний коефіцієнт розчленованості рельєфу – 1,25	Чергування височин та низовин: 0–50–100 м над рівнем моря
4	Рослинність	Трав'яниста степова рослинність – дернинні злаки. Деревні породи зустрічаються у заплавах, уздовж берегів річок, заповідниках і лісових насадженнях	Показник лісистості складає 3% площі степової зони	Дерева формують незначні байрачні та заплавні ліси
5	Кліматичні умови	Клімат помірно континентальний. Середня температура січня – від −2 до −9 °С; липня – від +20 до +24 °С. Середня кількість опадів – 400 мм.	Коефіцієнт зволоження низький – 0,8	Зливовий характер опадів у теплий період року
6	Антропогенний вплив	Сільськогосподарське освоєння території (рілля, сіножаті, пасовища)	Розораність земель – 75%	Розвиток лінійної ерозії; збільшення поверхневого стоку

У процесі роботи (з травня 2013 року) знайдено понад 400 ланок яружно-балкової мережі. Встановлено координати вершин і ключових точок для побудови конфігурації ярів, балок, байраків, виміряно їх висоту, довжину, ширину, обчислено площу, визначено вміст заліза у шарі ґрунту 0–50 см, оцінено розвиток яружно-балкової ерозії (табл. 2). За рік спостережень виявлено, що площа кожного яру зросла у середньому на 5,1 м², висота – на 7,5 см, довжина – на 24,0 см, ширина – на 21,3 см, концентрація Fe знизилась на 20 мг/кг. Основні причини цього – значні опади та нестійкий трав'яний покрив. Площа балок зросла на 1,2 м², їх висота – на 3,5 см, довжина – на 13,8 см, ширина – на 8,5 см, концентрація Fe залишилась без змін. Унаслідок того, що деревні рослини стримують розвиток ерозійних процесів і збагачують ґрунти мікроелементами, у байраків спостерігається зменшення висоти на 1,0 см та зростання концентрації Fe на 24 мг/кг, значення інших показників не змінились. Дані імпортовано у QuantumGis, створено карту поширення ярів, балок і байраків у степовій зоні України (рис. 1). На карті простежуються певні осередки скупчення великих кількостей ярів. Перший із них розташований між Дніпропетровськом та Запоріжжям. Таке його розташування можна пояснити розчленованістю рельєфу річками, що впадають у Каховське водосховище та межею між Придніпровською височиною та Причорноморськоою низовиною, розораністю земель близько 70%. Інший осередок знаходиться на північному сході степової зони з горизонтальною розчленованістю рельєфу та наявністю нахилу поверхні, густою річковою мережею, розораністю земель 65–70%.

Таблиця 2

Елементи бази даних деяких ланок яружно-балкової мережі

Назва ланки яружно-балкової мережі	Координати вершин, Δ = ±1,0″		Динаміка показників за період дослідження, x ± Δ				
	широта	довгота	висота, см	довжина, см	ширина, см	S, м²	Fe, мг/кг
Яр Попаснянський	49,5104977	38,3972168	+8,0 ± 0,2	+20,0 ± 0,5	+20,0 ± 0,5	+4,0	–21,1 ± 1,1
Яр Глибокий	49,3450331	37,4819183	+9,0 ± 0,2	+30,0 ± 0,5	+20,0 ± 0,5	+6,0	–23,1 ± 1,2
Яр Лебедів	49,5075996	37,0149994	+6,0 ± 0,1	+21,0 ± 0,5	+22,0 ± 0,5	+4,6	–20,1 ± 1,0
Яр Дончиків	49,5187451	37,0404053	+7,0 ± 0,2	+25,0 ± 0,5	+23,0 ± 0,5	+5,8	–22,1 ± 1,1
Балка Широка	46,9179103	33,5893250	+3,0 ± 0,1	+15,0 ± 0,3	+7,0 ± 0,2	+1,1	–12,1 ± 0,5
Балка Калинова	47,7794821	38,7899780	+5,0 ± 0,1	+18,0 ± 0,3	+10,0 ± 0,2	+1,8	без змін
Балка Михайлівська	49,4000266	35,7014465	+2,0 ± 0,1	+10,0 ± 0,1	+9,0 ± 0,2	+0,9	без змін
Балка Сухомлинова	49,6845125	36,0653687	+4,0 ± 0,1	+12,0 ± 0,1	+8,0 ± 0,2	+0,9	без змін
Байрак Безіменний	49,4866392	36,3805389	без змін	без змін	без змін	без змін	+15,5 ± 3,1
Балка Байрак	49,6951735	35,8676147	без змін	без змін	без змін	без змін	+17,8 ± 3,7
Байрак Горіховий	49,5312251	36,3894653	–1,0 ± 0,1	без змін	без змін	без змін	+25,7 ± 4,1
Байрак Вільховий	48,0041656	38,3601379	–1,0 ± 0,1	без змін	без змін	без змін	+28,5 ± 4,9

За допомогою аналітичних засобів QuantumGis формул 1 та 2 створено карту щільності яружно-балкової мережі (рис. 2). Осередками високої щільності є Запорізька та Донецька області, де зафіксовано зростання площі ярів на 6,0 м². Вся інформація про координати, назву, площу, довжину, висоту об'єктів занесена до бази даних шляхом безпосереднього введення з GPS навігатора й у разі необхідності може бути звідти отримана. Під час

періодичності проведення замірів параметрів ярів, балок і байраків отримаємо ряди даних, що описують їх розвиток у часі. Наближене зображення Калинової балки (рис. 3) є результатом нашої роботи: зафіксовано конфігурацію меж, лінію та координати вершини балки, лінія розвитку небезпечних ерозійних процесів; визначено площу фігури та межові кути повороту. Створено базу даних щодо вмісту мікроелементів, у тому числі заліза у шарі ґрунту 0–50 см й особливостей їх міграції за байрачним профілем (Tsvetkova, 2013) з метою проведення досліджень і подальшого використання у процесі розроблення необхідних заходів боротьби з ерозією.

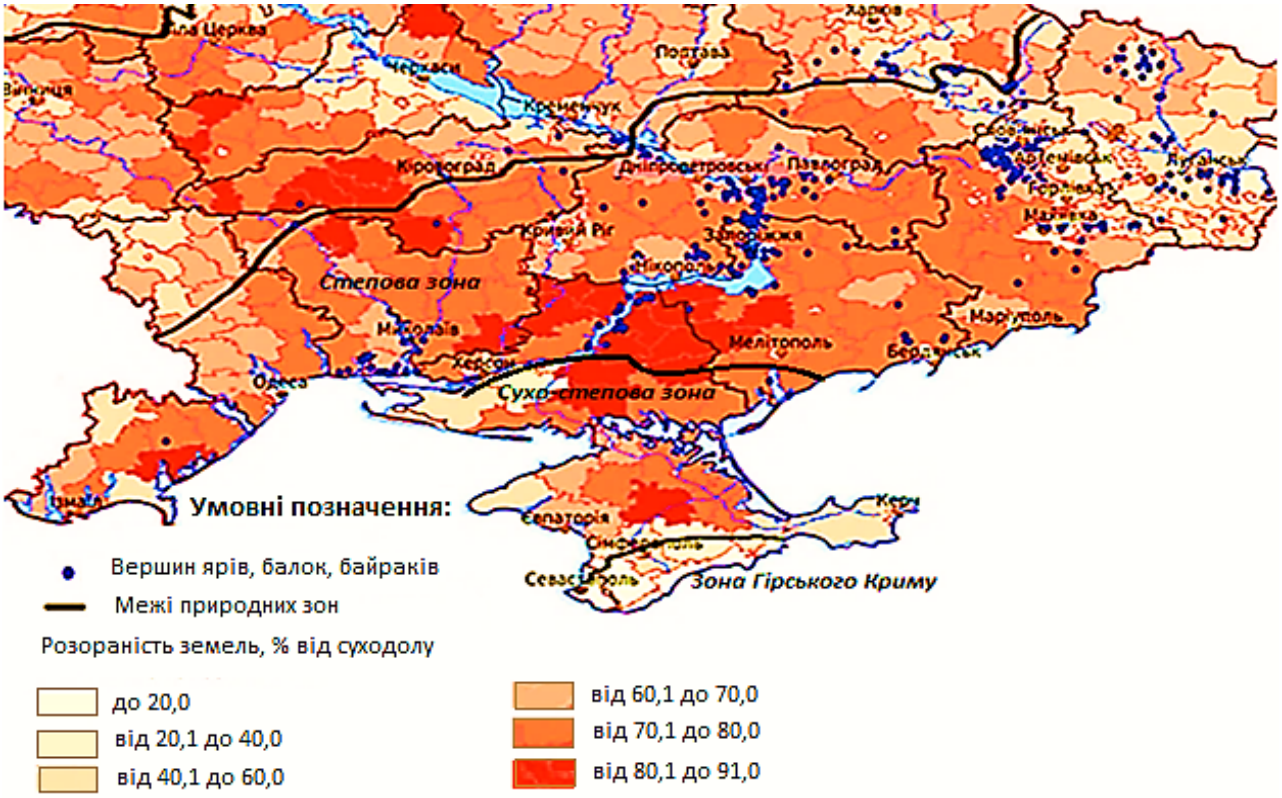


Рис. 1. Поширення ярів, балок і байраків у степовій зоні України

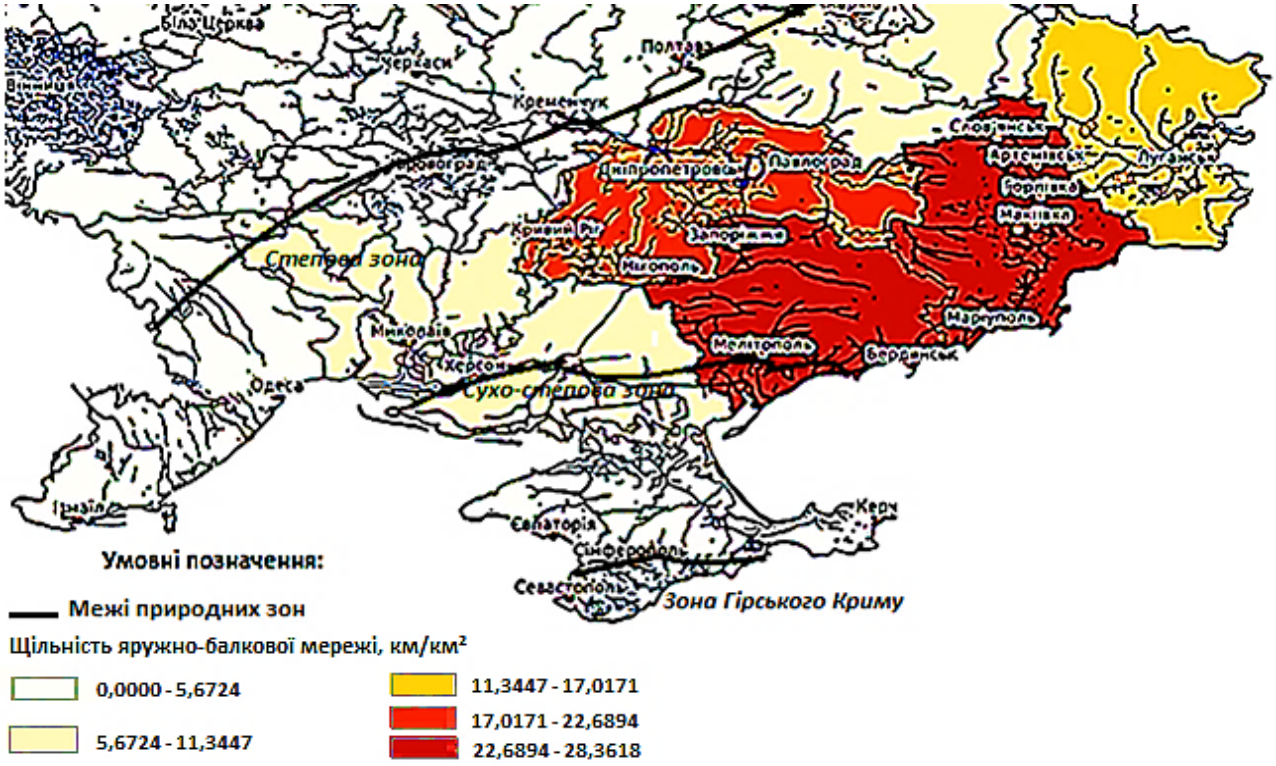


Рис. 2. Карта щільності яружно-балкової мережі

Рис. 3. Наближене зображення Калинової балки у QuantumGis

До основних чинників, що впливають на розвиток ярів, балок і байраків, належать характер підстилаючих гірських порід, особливості кліматичних умов, рельєф, густота річкової мережі, рослинний покрив, наявність лісів, будь-яка господарська діяльність (Hu, 2007; Conforti, 2013; Routschek, 2014). Визначальний із них назвати складно, саме їх комплексна дія створює сприятливі або несприятливі умови для утворення ярів у тій чи іншій природній зоні (Konovalova et al., 2010; Faly and Brygadyrenko, 2014). Поширення яружно-балкової ерозії у степовій зоні України пов'язане з переважанням лесових порід, найбільш схильних до процесів розмивання, із посушливим літом та інтенсивними зливами, під час яких випадає більша частина опадів за рік, з відсутністю лісових насаджень, які б захищали схили від ерозії, розчленованістю поверхні. Антропогенна діяльність є вирішальною, тому що близько 80% ярів утворюються в межах орних земель (Pakhomov et al., 2009; Kulbachko et al., 2011). Ерозійні процеси впливають на фізико-хімічні властивості ґрунтів, вміст та міграцію хімічних елементів (Wyshnytzky, 2015). Зниження вмісту заліза в ярах у шарі ґрунту 0–50 см становить близько 20 мг/кг (1,0%) щорічно, а їх площа зросла на 5,1 м²/рік.

Висновки

Створені за допомогою геоінформаційних систем карти поширеності ярів, балок, байраків та щільності яружно-балкової мережі у степовій зоні України точно підтверджують комплексну дію чинників на процеси їх утворення, дають змогу визначати залежність між досліджуваними процесами та природними умовами, оцінювати процеси розвитку яружно-балкової ерозії. Створена база даних, що містить усі імпортовані значення, має функції математичної та статистичної обробки результатів та може бути доповнена. Застосування геоінформаційних систем підвищує точність оцінювання та прогнозування розвитку ярів, балок і байраків.

Бібліографічні посилання

Aiello, A., Adamo, M., Canora, F., 2015. Remote sensing and GIS to assess soil erosion with Rusle 3d and Usped at river basin scale in southern. Catena 131, 174–185.

An, J., Zheng, F., Wang, B., 2014. Using ^{137}Cs technique to investigate the spatial distribution of erosion and deposition regimes for a small catchment in the black soil region, Northeast. Catena 123, 243–251.

Bel'gard, O.L., 1971. Stepnoe lesovedenie [Steppe forest science]. Lesnaya promyshlennost', Moscow (in Russian).

Berlyant, A.M., 2002. Kartografiya [Cartography]. Aspekt Press, Moscow (in Russian).

Bilova, N.A., Travlyeyev, A.P., 1999. Prirodni lisi ta stepovi grunti [Natural forests and steppe soils]. Dnipropetrovs'k Univ. Press, Dnipropetrovsk (in Ukrainian).

Chandramohan, T., Venkatesh, B., Balchand, A.N., 2015. Evaluation of three soil erosion models for small watersheds. Aquatic Procedia 4, 1227–1234.

Chudek, T., 1962. Soucasn strurkova eroze na svfzich vokoli Bilovce. Prirodoved. Casop, Slezsky 23(3), 355–361.

Conforti, M., Buttafuoco, G., Leone, A.P., Aucelli, P., Robustelli, G., Scarciglia, F., 2013. Studying the relationship be-

tween water-induced soil erosion and soil organic matter using Vis–Nir spectroscopy and geomorphological analysis: A case study in southern. Catena 110, 44–58.
Cox, C., Madramootoo, C., 1998. Application of geographic information systems in watershed management planning in St.-Lucia. Comput. Electron. Agr. 20(3), 229–250.
Dokuchaev, V.V., 1949. Izbrannye trudy [Selected works], Akademiya Nauk SSSR, Mocow (in Russian).
Faly, L.I., Brygadyrenko, V.V., 2014. Patterns in the horizontal structure of litter invertebrate communities in windbreak plantations in the steppe zone of the Ukraine. J. Plant Prot. Res. 54(4), 414–420.
Fedorov, A.I., Panshin, E.I., Goldyrev, L.T., 2005. GIS osnovy prirodopol'zovaniya [Geographic information bases of wildlife]. SGGA, Novosibirsk (in Russian).
Ferreira, V., Panagopoulos, T., Cakula, A., Andrade, R., Arvela, A., 2015. Predicting soil erosion after land use changes for irrigating agriculture in a large reservoir of southern. Agric. Agric. Sci. Procedia 4, 40–49.
Gutsulyak, V.M., 2008. Landshaftoznavstvo: Teoriya i praktika [Landshaft science: Teory and practice], Knigi – XXI, Chernivtsi (in Ukrainian).
Hu, G., Wu, Y., Liu, B., Yu, Z., You, Z., Zhang, Y., 2007. Short-term gully retreat rates over rolling hill areas in black soil of Northeast. Catena 71(2), 321–329.
Kamzist, Z.S., Shevchenko, O.L., 2009. Gidrogeologiya Ukrayini [Hydrogeology of Ukraine]. Inkos, Kyiv (in Ukrainian).
Kern, E.E., 1884. Ovragi, ih zakreplenie, oblesenie i zapruzhivanie [Ravines, secure them, reforestation and damming]. SPb (in Russian).
Klimenko, V.G., 2010. Gidrologiya Ukrayini [Hydrology of Ukraine]. KhNU imeni V.N. Karazina, Kharkiv (in Ukrainian).
Konovalova, T.M., Zhukov, O.V., Pakhomov, O.Y., 2010. GIS-podkhod dlya otsenki izmenchivosti elektroprovodnsti pochvy pod vliyaniyem pedoturbatsionnoy aktivnosti slepysha (*Spalax microphthalmus*) [Gis-approach for variability assessment of soil electric conductivity under pedoturbation activity of mole rat (*Spalax microphthalmus*)]. Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 18(1), 58–66.
Korosov, A.V., 2005. The techniques of GIS. Applications in ecology: A tutorial. Petrozavodsk State University, Petrozavodsk (in Russian).
Kosov, B.F., 1970. Rost ovragov na territorii SSSR [The growth of ravines on the territory of the USSR]. Eroziya pochv i ruslovye protsessy. MGU, Moscow (in Russian).
Kovalev, S.N., 2011. Ovrazhno-balochnye sistemy v gorodah [Gullies and ravines systems in the cities]. PrintKoV, Moscow (in Russian).
Kulbachko, Y., Loza, I., Pakhomov, O., Didur, O., 2011. The zoological remediation of technogen faulted soil in the industrial region of the Ukraine Steppe zone. Behnassi, M. et al. (eds.), Sustainable agricultural development. Springer Science + Business Media, Dordrecht, Heidelberg, London, New York, 115–123.
Lidov, V.P., 1981. Protsessy vodnoj erozii v zone dernovo-podzolistyh pochv [Processes of water erosion in the area soddy-podzolic soils]. MGU, Moscow (in Russian).
Maize, R., Laurent, R., 1986. Un preudo-karst dans les argiles (Las Bardenas Navarre-Espagne). Kastologia 7, 50–52.
Makkaveev, N.I., 1995. Ruslo reki i eroziya v ee bassejne [And the river channel and erosion in its basin]. AN SSSR, Moscow (in Russian).
Masal'sky, V.I., 1887. Ovragi chernozemnoj polosy Rossii, ih rasprostranenie, razvitie i deyatel'nost [Ravines in chernozem zone of Russia, their dissemination, diffusion, development and operation]. SPb (in Russian).
Mironova, E.A., 1971. Ovrazhnost' territorii SSSR [Branesti the territory of the USSR]. Geomorfologiya 3, 289 (in Russian).
Nazarenko, I.I., Smaga, I.S., Pol'china, S.M., Cherlinka, V.R., 2006. Zemlerobstvo ta melioratsiya [Agriculture and land reclamation]. Knigi – XXI, Chernivtsi (in Ukrainian).
Pakhomov, O., Kul'bachko, Y., Didur, O., Loza, I., 2009. Mining dump rehabilitation: The potential role of bigeminate-legged millipeds (Diplopoda) and artificial mixed-soil habitats. Optimization of disaster forecasting and prevention measures in the context of human and social dynamics. I. Apostol et al. (Eds.) NATO science for peace and security series. IOS Press, Amsterdam, Berlin, Tokyo, Washington. pp. 163–171.
Ranieri, S.B., Lier, Q., Sparovek, G., Flanagan, D.C., 2002. Erosion database interface (EDI): A computer program for georeferenced application of erosion prediction models. Computers and Geosciences 28(5), 661–668.
Rosa, D., Mayol, F., Moreno, F., Cabrera, F., Díaz-Pereira, E., Antoine, J., 2002. A multilingual soil profile database (SDBm Plus) as an essential part of land resources information systems. Environ. Modell. Softw. 17, 721–730.
Routschek, A., Schmidt, J., Kreienkamp, F., 2014. Impact of climate change on soil erosion – A high-resolution projection on catchment scale until 2100 in Saxony. Catena 121, 99–109.
Rudenko, L.G., 2007. Natsional'nij atlas Ukrayini [National Atlas of Ukraine]. Kartografiya, Kyiv (in Ukrainian).
Sarzhanov, O.A., 2012. Geoinformatsijni sistemy [Geoinformation systems]. SNAU, Sumy (in Ukrainian).
Smemoe, C.M., Nelson, E.J., Zhao, B., 2004. Spatial averaging of land use and soil properties to develop the physically-based green and ampt parameters for HEC-1. Environ. Modell. Softw. 19, 525–535.
Strahler, A., 1953. Gypsometrie analysis of erosional topography. Bull. Geol. Soc. Am. 63, 923–938.
Tejnecký, V., Šamonil, P., Matys Grygar, T., Vašát, R., Ash, C., Drahota, P., Šebek, O., Němeček, K., Drábek, O., 2000. Transformation of iron forms during pedogenesis after tree uprooting in a natural beech-dominated forest. Catena 132, 12–20.
Tsvetkova, N.N., 2013. Osobennosti migratsii organo-mineral'nyh veshestv i mikroelementov v lesnyh biogeotsenozah stepnoy Ukraine [Features of migration of organic and mineral substances and trace elements in forest-steppe ecosystems of Ukraine]. Dnipropetrovsk Univ. Press, Dnipropetrovsk (in Russian).
Woodhouse, S., Lovett, A., Dolman, P., Fuller, R., 2000. Using a GIS to select priority areas for conservation. Comput. Environ. Urban 24(2), 79–93.
Wyshnytzky, C.E., Ouimet, W.B., Mccarthy, J., Dethier, D.P., Shroba, R.R., Bierman, P.R., Rood, D.H., 2015. Meteoric ^{10}Be, clay, and extractable iron depth profiles in the Colorado Front Range: Implications for understanding soil mixing and erosion. Catena 127, 32–45.
Zhdanovsky, V.P., 1908. Opyt issledovaniya ovragov [Research experience ravines]. Voronezh (in Russian).
Zorina, E.F., 2003. Ovrazhnaya eroziya: Zakonomernosti i potentsial razvitiya [Gully erosion: Patterns and potential for development]. Geos, Moscow (in Russian).

Надійшла до редколегії 21.06.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 203–209.

doi:10.15421/011529

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 582.632.1:581.524

Особливості похідних березових молодняків у низькогір'ї Покуття (Українські Карпати)

С.Я. Мілевська

Інститут екології Карпат НАН України, Львів, Україна

Лісові ландшафти місцевого низькогір'я протягом останніх 3–5 століть зазнали глибокої антропогенної трансформації. Похідні молодняки тут займають до 25% загальної площі лісів. Проблема розвитку похідних деревостанів особливо актуальна для сучасної лісової типології в карпатському регіоні. Потребує відображення у типології динамічних тенденцій формування деревостанів, особливо змішаних молодняків. Мета нашого дослідження – пізнання структурних особливостей фітоценозів похідних березових молодняків у цьому районі. Об'єкт дослідження – молодняки I класу віку, що ростуть у басейні р. Лючка. Концептуальною основою нашого дослідження послужило сучасне динамічне розуміння типу лісу як послідовної серії лісових рослинних угруповань у межах однорідних умов місць росту. Застосовано методи еколого-флористичних досліджень школи Браун-Бланке в інтерпретації польської школи фітосоціології. У той же час до уваги брали синтаксономічні узагальнення українських учених. Фактичний матеріал – власні геоботанічні дослідження з фіксацією в рослинних угрупованнях переважної більшості видів. Обробляючи матеріал, головним чином до уваги брали види, що мають діагностичне значення для виділення синтаксонів рослинних угруповань. Молоді деревостани висотою 8–12 м та зімкненістю крон 70% формують спільно дерева *Betula pendula* и *B. pubescens*. Досить чисельну домішку утворюють дерева *Alnus incana*, а також трапляються *Fagus sylvatica*, *Populus tremula*, *Quercus robur*, *Padus avium*. За домінантами такі фітоценози можна назвати сіровільховими березняками ожиново-осоково-орляковими – *Betula pendula+Alnus incana–Rubus caesius–Carex brizoides+Pteridium aquilinum*. Це багаті у флористичному відношенні рослинні угруповання. Вони містять щонайменше 12 деревних видів, 3 – чагарників, 4 – чагарничків та 89 – трав'янистих видів. Діагностичні види свідчать про приналежність таких угруповань до класу середньоєвропейських листяних лісів Querco-Fagetea. Водночас є підстави вважати їх близькими до атлантичних кислих оліготрофних і мезотрофних листяних лісів класу Quercetea robori-petraeae. Однак 12 діагностичних видів підтверджують належність цих угруповань до порядку Fagetalia sylvaticae, який представляє європейські мезофітні широколисті ліси. На рівні союзів рослинних угруповань чіткої асоційованості не виявлено. Більшість діагностичних видів досліджених фітоценозів свідчить про близькість флористичної композиції до угруповань асоціації Potentillo albae-Quercetum, яка представляє світлі субконтинентальні діброви.

Ключові слова: рослинність; синтаксони; березняки; флора; Potentillo albae-Quercetum

Features of secondary birch young stands in low mountain Pokuttya (Ukrainian Carpathian mts.)

S.Y. Milevskaya

Institute of Ecology of the Carpathians of the National Academy of Sciences of Ukraine, Lviv, Ukraine

Forest landscapes of the region during the last 3–5 centuries undergone the profound anthropogenic transformation. Secondary young stands occupy 25% of the total forest area. The problem of derivatives is particularly relevant for the modern forest typology in the Carpathian region. It requires the reflection in its dynamic trends shaping the stands, especially mixed young stands. The aim of our study consisted in getting the knowledge of the structural features of the secondary phytocoenosis of birch young stands in this area.The object of the study was age class I saplings growing in the mountainous part of Pokuttya, particularly in the basin of the Lutshka River. The conceptual basis of our study is the modern dynamic vision that every forest type is a consecutive series of forest plant communities within each type of homogeneous growing conditions. We apply methods of ecological-floristic research of the Brown-Blanke school in the interpretation of the Polish school phytosociology. However we also take into account both syntaxonomy generalizations of the Ukrainian scientists. The actual

Інститут екології Карпат НАН України, вул. Козельницька, 4, Львів, 79026, Україна
Institute of Ecology of the Carpathians of the National Academy of Sciences of Ukraine, Kozelnicka Str., 4, Lviv, 79026, Ukraine
Tel.: +38-097-330-91-65, +38-032-270-74-30. E-mail: svetmil20@gmail.com, ecoinst@mail.lviv.ua

material comprises the original geobotanical studies with fixation of the vast majority of species in plant communities. Mainly the species having diagnostic value to separate syntaxons were taken into account in the analytical processing. Young forest stands (with the height of 8–12 m and crown cover of 70%) together form the trees *Betula pendula* and *B. pubescens*. Fairly numerous admixture is formed by trees *Alnus incana*; besides, there are *Fagus sylvatica*, *Populus tremula*, *Quercus robur*, *Padus avium*. For dominants, they can be called "grey-alder birch blackberry sedge bracken fern" – *Betula pendula+Alnus incana–Rubus caesius–Carex brizoides+Pteridium aquilinum*. It is rich in floristic composition of the plant communities. They contain at least 12 species of trees, 3 species of shrubs, 4 species of bushes and 89 species of herbs. Diagnostic species evidence the belonging of such groups to the class of Middle European broad-leaved forest Querco-Fagetea. However, there is a reason to believe that they are close to the class of sour oligotrophic and mesotrophic Atlantic deciduous forests Quercetea robori-petraeae. 12 diagnostic species confirm belonging of these groups to the order Fagetalia sylvaticae represented by the European mesophytic deciduous forests. At the level of unions of plant communities no clear association was found. Most of the diagnostic species in phytocenoses under study indicate proximity of the floristic composition of the plants to association Potentillo albae-Quercetum which represents light subcontinental oak forest.

Keywords: vegetation; syntaxons; birch forests; flora; Potentillae albae-Quercetum

Вступ

Березові ліси широко розповсюджені у бореальній зоні Європи, а також трапляються у горах у межах неморальної та субтропічної зон як азональні рослинні угруповання. Зокрема це піонерні або антропогенні фітоценози відновних сукцесій природної регенерації лісової рослинності, які вже досить повно досліджені у скандинавських країнах (Tømmervik, 2004; European forest types, 2006). Вони відіграють важливу роль у підтриманні біорізноманіття не лише на локальному, а і на регіональному рівні (Ellenberg, 1988; Bulakhov et al., 2003). Водночас має місце відновлення ґрунтового середовища. Молоді березняки доволі розповсюджені в горах Центральної та Східної Європи. Однак вони ще потребують всебічного вивчення, як це зроблено у Родопах (Theodoropoulos, 2003). На жаль, у Карпатському регіоні відповідних досліджень не було проведено, а тому відсутні наукові публікації про ці лісові екосистеми. Досі не вивчено їх еколого-ценотичні особливості (Solomakha, 2008). Проте у новій класифікації типів лісу Європи (Barbati et al., 2011) вони належать до таких категорій та типів лісів:

1. Бореальні ліси:
   1.1. Ялинові та ялиново-березові;
   1.2. Соснові та сосново-березові.
2. Бореально-неморальні хвойні та мішані хвойно-широколистяні ліси:
   2.5. Мішані сосново-березові ліси.
3. Альпійські ліси:
   3.4. Гірські березові ліси.
4. Кислі дубові ліси:
   4.2. Дубово-березові ліси.
11. Заболочені ліси:
   11.4. Березові ліси на болотах.
13. Неприрічкові вільхові, березові та осикові ліси:
   13.3. Гірські березові ліси;
   13.4. Інші березові ліси.

Наші карпатські ліси, очевидно, близькі до вищенаведених категорій та типів лісу Європи: особливо – до гірських березових лісів (3.4 та 13.3), а також до дубово-березових лісів (4.2) та березових лісів на болотах (11.4).

Відповідно до середньоєвропейської фітосоціологічної класифікації класифікації школи Браун-Бланке, яка, зокрема, користується популярністю в Австрії, Німеччині, Польщі, Словаччині, Чехії тощо, молоді березові ліси у горах зараховано до союзу Sambuco-Salicion R.Tx. et Neum., 1950, що являє собою нітрофільні чагарниково-зарослеві угруповання початкових стадій сукцесії регенерації лісів на зрубах, лісових галявинах, луках і девастованих землях (Matuszkiewicz, 2001).

Унаслідок інтенсивного ведення лісового господарства сучасні ліси Карпатського регіону відзначаються глибоко зміненою віковою структурою. Станом на 2002 рік в Івано-Франківській області молодняки I класу віку займали майже 31 тис. га, а II класу – 80 тис. га, що загалом складає майже 25% загальної площі вкритих лісовою рослинністю земель (Korotkyy dovidnyk…, 2003). Таке становище характерне для всього лісового низькогір'я Карпат та, зокрема, для Покутського низькогір'я, лісові ландшафти якого зазнали упродовж 3–5 останніх століть глибокої антропогенної трансформації (Milevskaya, 2013).

Молоді ліси, які виникли внаслідок природного заростання зрубів і колишніх покинутих агрокультурних угідь, – це специфічні похідні динамічні природні утворення, що «належать до одного і того самого флористичного, екологічного та історико-генезисного комплексу», що й корінні типи лісу (Holubets, 2007). Такі вторинні екосистеми відзначаються зміненим екологічним потенціалом, який потребує комплексного еколого-економічного оцінювання. Водночас це породжує проблеми ефективності господарського використання таких вторинних екосистем, які ще мають знайти своє місце у лісовій типології (Holubets, 2003).

Проблема розвитку похідних деревостанів особливо актуальна в геоботаніці (Aleksandrova, 1964), а також важлива для сучасної лісової типології у Карпатському регіоні. Відображення у ній потребують динамічні тенденції формування деревостанів, особливо мішаних молодняків. Це необхідно зробити на основі класичного бачення природи типів лісу (Pohrebnyak, 1955), оскільки кожен тип лісу – це послідовна зміна лісових рослинних угруповань у межах кожного типу однорідних умов місцезростання. Саме тому мета нашого дослідження – охарактеризувати структурні особливості фітоценозів похідних березових молодняків у горах Покуття.

Матеріал і методи досліджень

Концептуальною основою досліджень було застосування методів еколого-флористичної класифікації Браун-Бланке (Abduloyeva and Solomakha, 2011) в інтерпретації польської школи фітосоціології (Matuszkiewicz, 2001). Водночас до уваги брали також синтаксономічні узагальнення українських учених (Solomakha, 2008).

Об'єкт дослідження – молодняки I класу віку, що ростуть у гірській частині Покуття, зокрема, у басейні р. Лючка. Належать вони до Березівського лісництва ДП «Кутське лісове господарство» (Мілевська, 2013). Це геоботанічний район покутсько-буковинських смереково-ялицево-букових лісів (Holubets, 2003). До висоти 600 м н. р. м. тут поширені грабово-букові ліси, головним типом лісу є волога грабова бучина з деревостанами I–Ia бонітету. Вище, у межах 600–900 м н. р. м., поширені майже чисті букові ліси, також I–Ia бонітету з домішкою явора, ясена, в'яза. Ще вище ростуть яворово-букові ліси середньої продуктивності.

Фактичний матеріал – власні геоботанічні дослідження на 13 дослідних ділянках, розташованих у різних частинах Березівського лісництва. Застосовано загальновідомі методи фітоценотичних досліджень (Mirkin and Rosenberg, 1978). Виконували фіксацію в рослинних угрупованнях переважної більшості видів, які визначали за допомогою українського визначника рослин (Prokudyn, 1987). Мохи визначали використовуючи таксономічні зображення з інтернет-ресурсу (Bryophytes: Mosses, Liverworts & Hornworts). Головним чином для аналітичних опрацювань до уваги брали види, що мають діагностичне значення для виділення синтаксонів. Інформацію отримано з інтернет-ресурсу «Довідник назв рослин України» (Directory names of plants of Ukraine). Діагностуючи синтаксони рослинних угруповань, використали характерні (Ch.) і диференційні види (D.) класів (Cl.), порядків (O.), союзів (All.) та асоціацій (Ass.), а також – підсоюзів (SubAll.). Назви рослинних угруповань подано відповідно до середньо-європейської синтаксономічної номенклатури (Matuszkiewicz, 2001), а також додатково, для зручності порівняння, – за домінантами та субдомінантами, оскільки такий підхід в Україні найпоширеніший (Alekhin, 1951; Lavrenko and Korchagin, 1964; Valter, 1982).

Для уніфікованого подання результатів у таблиці застосовано традиційні підходи школи Браун-Бланке:

– вертикальні яруси фітоценозу (A – деревостан, B – підріст, чагарники та чагарнички, C – трави, D – мохи та лишайники);

– клас постійності видів у множині досліджених фітоценозів (I – вид трапляється не більше ніж у 20% фітоценозів, II – у 21–40%, III – у 41–60%, IV – у 61–80%, V – вид трапляється у 81–100% фітоценозів);

– проективне покриття ценопопуляціями поверхні обстеженої площі за кодами Matuszkiewicz (2001) («3» – вид вкриває 1/4–1/2 (25–50%) поверхні, «2» – вид вкриває менше 1/4 (25%) поверхні, «1» – трапляється досить рясно, «+» – трапляється поодиноко).

Результати та їх обговорення

Узагальнені структурні особливості досліджених фітоценозів березових молодняків за найпоширенішими ценопопуляціями наведено у таблиці. Загалом такі фітоценози відзначаються значною гетерогенністю складових ценопопуляцій, які, однак, не мають значної переваги за проективним вкриттям.

Молоді деревостани висотою 8–12 м і зімкнутістю крон 70% формують спільно дерева берез повислої (*Betula pendula* Roth) та пухнастої (*B. pubescens* Ehrh.). Доволі численну домішку утворюють вільха сіра (*Alnus incana* (L.) Moench), ялина (*Picea abies* (L.) Karst.), ялиця біла (*Abies alba* Mill.), а також трапляються бук (*Fagus sylvatica* L.), осика (*Populus tremula* L.), дуб звичайний (*Quercus robur* L.), черемха звичайна (*Padus avium* Mill.).

Підріст рясний. Його формують молоді деревця *B. pendula* (проективне покриття 7%), *B. pubescens* (проективне покриття 5%). Трапляються поодинокі особини граба (*Carpinus betulus* L.), верби козячої (*Salix caprea* L.), клена-явора (*Acer pseudoplatanus* L.), а також *Q. robur*, *P. abies* та *A. alba*. Таким чином, у складі досліджених фітоценозів виявлено 12 деревних видів.

Чагарники трапляються зрідка (3 види): верба попеляста (*Salix cinerea* L.), верба вушката (*Salix aurita* L.), ліщина звичайна (*Corylus avellana* L.). Чагарнички утворюють фрагментарні зарості (4 види): ожина сиза (*Rubus caesius* L.) з домішкою ожини складчастої (*R. plicatus* Weihe et Nees), кістянки (*R. saxatilis* L.) та малини (*R. idaeus* L.).

Трав'яний покрив щільний, зімкнений. Постійно представлені та утворюють фон 4 види: осока трясучковидна (*Carex brizoides* L.) – проективне покриття до 50%, орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.) – проективне покриття до 10%, осока шариконосна (*Carex pilulifera* L.) – проективне покриття до 5%, суховершки звичайні (*Prunella vulgaris* L.) – поширені доволі рясно. Часто трапляються (13 видів): безщитник жіночий (*Athyrium filix-femina* (L.) Roth), буквиця лікарська (*Betonica officinalis* L. s.l.), зеленчук жовтий (*Galeobdolon luteum* Huds.), костриця карпатська (*Festuca carpatica* F. Dietr.), купина кільчаста (*Polygonatum verticillatum* (L.) All.), любка дволиста (*Platanthera bifolia* (L.) Rich.), медова трава м'яка (*Holcus mollis* L.), ожика гайова (*Luzula luzuloides* (Lam.) Dandy et Wilmott), осока волосиста (*Carex pilosa* Scop.), підмаренник запашний (*Galium odoratum* (L.) Scop.), суниці лісові (*Fragaria vesca* L.), щитник австрійський (*Dryopteris austriaca* (Jacq.) Woynar ex Schinz et Thell.) та чоловічий (*D. filix-mas* (L.) Schott). Рідко трапляються, проте формують великі групи (6 видів): молінія голуба (*Molinia caerulea* (L.) Moench) – проективне покриття 50%, переліска багаторічна (*Mercurialis perennis* L.) – 15%, зірочник ланцетовидний (*Stellaria holostea* L.) – 5%, конвалія звичайна (*Convallaria majalis* L.) – до 5%, біловус стиснутий (*Nardus stricta* L.) – 5%, розхідник звичайний (*Glechoma hederacea* L.) – проективне покриття 5%. Зрідка зустрічаються такі трави (66 видів): анемона дібровна (*Anemone nemorosa*), апозерис смердючий (*Aposeris foetida*), астрагал солодколистий (*Astragalus glycyphyllos*), бедринець ломикаменевий (*Pimpinella saxifraga*), вербозілля гайове (*Lysimachia nemorum*), вербозілля звичайне (*Lysimachia vulgaris*), вербозілля лучне (*Lysimachia nummularia*), вероніка дібровна (*Veronica chamaedrys*), вороняче око звичайне (*Paris quadrifolia*), горошок лісовий (*Vicia sylvatica*), грястиця збірна (*Dactylis glomerata*), дзвоники розлогі (*Campanula patula*), дивина чорна (*Verbascum nigrum*), дрок красильний (*Genista tinctoria*), живокіст лікарський (*Symphytum officinale*), жовтозілля дібровне (*Senecio nemorensis*), звіробій звичайний (*Hypericum perforatum*), звіробій плямистий (*H. maculatum*), зеленчук жовтий (*Galeobdolon luteum*), зірочник гайовий (*Stellaria*

nemorum), зозулинець шоломоносний (*Orchis militaris*), зубниця бульбиста (*Dentaria bulbifera*), зубниця залозиста (*Dentaria glandulosa*), квасениця звичайна (*Oxalis acetosella*), крем'яник гарний (*Telekia speciosa*), кремена біла (*Petasites albus*), кропива дводомна (*Urtica dioica*), кропива жалка (*Urtica urens*), куничник очеретяний (*Calamagrostis arundinacea*), купина багатоквіткова (*Polygonatum multiflorum*), ліщина звичайна (*Corylus avellana*), люпин багатолистий (*Lupinus polyphyllus*), м'ята довголиста (*Mentha longifolia*), м'ята перцева (*Mentha piperita*), медунка темна (*Pulmonaria obscura*), мітлиця тонка (*Agrostis tenuis*), нечуйвітер волохатенькийй (*Hieracium pilosella*), ожика волосиста (*Luzula pilosa*), осока лісова (*Carex sylvatica*), осока пальчаста (*Carex digitata*), осока шершава (*C. hirta*), осот болотний (*Cirsium palustre*), пальчатокорінник плямистий (*Dactylorhiza maculata*), пахучка звичайна (*Clinopodium vulgare*), перестріч лучний (*Melampyrum pratense*), перлівка поникла (*Melica nutans*), підмаренник білий (*Galium album*), підмаренник запашний (*Galium odoratum*), просянка розлога (*Milium effusum*), родовик лікарський (*Sanguisorba officinalis*), ситник розлогий (*Juncus effusus*), ситник скупчений (*Juncus conglomeratus*), ситник трироздільний (*Juncus trifidus*), сугайник австрійський (*Doronicum austriacum*), тирлич ваточниковий (*Gentiana asclepiadea*), трясучка середня (*Briza media*), фіалка рейхенбаха (*Viola reichenbachiana*), хвощ болотний (*Equisetum palustre*), цирцея альпійська (*Circaea alpina*), чемериця біла (*Veratrum album*), чина весняна (*Lathyrus vernus*), чистець лісовий (*Stachys sylvatica*), шавлія залозиста (*Salvia glutinosa*), щавель горобиний (*Rumex acetosella*), яглиця звичайна (*Aegopodium podagraria*), ячмінь звичайний (*Hordeum vulgare*) тощо. Мохи трапляються невеликими групами (таблиця).

Таблиця

Структурні особливості досліджених фітоценозів похідних березових молодняків за переважаючими видами та їх діагностичне значення

Яруси	Вид	Клас постійності (частота трапляння); код проективного покриття	Діагностичне значення
1	2	3	4
A	*Betula pendula*	V (13); 3	DAll. Sambuco-Salicion
A	*Alnus incana*	III (7); 1	Немає даних
A	*Populus tremula*	II (5); 2	DAll. Sambuco-Salicion,
A	*Abies alba*	II (3); +	DAss. Luzulo luzuloidis-Fagetum, DAss. Abieti-Picetum (montanum)
A	*Picea abies*	II (10); 1	ChO. Vaccinio-Piceetalia, ChAll. Piceion abietis
B	*Vaccinium myrtillus*	V (13); 3	ChCl. Vaccinio-Piceetea
B	*Picea abies*	V (13); 1	ChO. Vaccinio-Piceetalia, ChAll. Piceion abietis
B	*Betula pubescens*	IV (9); 2	DAss. Sphagno girgensohnii-Piceetum
B	*B. pendula*	IV (10); 2	DAll. Sambuco-Salicion
B	*Sorbus aucuparia*	III (8); 1	DAll. Sambuco-Salicion
B	*Rubus caesius*	III (7); 2	Немає даних
B	*Rhodococcum vitis-idaea*	II (6); 2	Немає даних
B	*Abies alba*	II (5); 1	DAss. Luzulo luzuloidis-Fagetum, DAss. Abieti-Picetum (montanum)
B	*Rubus idaeus*	II (3); 2	ChCl. Epilobietea angustifolii
B	*Salix aurita*	II (3); +	ChCl. Alnetea glutinosae
B	*S. caprea*	II (3); +	ChAll. Sambuco-Salicion
C	*Pteridium aquilinum*	III (8); 2	DAll. Pruno-Rubion fruticosi, DAss. (regionally) Betulo pendulae-Quercetum roboris
C	*Carex brizoides*	III (7); 2	Немає даних
C	*Calamagrostis arundinacea*	III (7); 1	DAss. Potentillo albae-Quercetum
C	*Luzula pilosa*	II (3); 3	DAss. Calamagrostio villosae-Pinetum, DAss. Luzulo pilosae-Fagetum
C	*Lycopodium annotinum*	II (5); 1	ChO. Vaccinio-Piceetalia, ChAss. Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis, ChAss. Abietetum polonicum, DAss. Luzulo pilosae-Fagetum
C	*Dryopteris austriaca*	II (5); +	DAll. Piceion abietis, ChAss. Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis, ChAss. Abietetum polonicum
C	*Hieracium sylvularum*	II (4); +	Нема даних
C	*Homogyne alpina*	II (4); +	DAll. Nardion, ChAll. Piceion abietis, ChAss. Abieti-Picetum (montanum), DAss. Calamagrostio villosae-Pinetum
C	*Oxalis acetosella*	II (4); +	DSubAll. Alnenion glutinoso-incanae
C	*Athyrium filix-femina*	II (3); 2	DSubAll. Vaccinio-Abietenion, DSubAll. Alnenion glutinoso-incanae
C	*Calamagrostis villosa*	II (3); 2	ChAll. Calamagrostion, DAss. Calamagrostio villosae-Pinetum, DAss. Calamagrostio villosae-Piceetum
C	*Carex sylvatica*	II (3); 2	ChO. Fagetalia sylvaticae,
C	*Dryopteris filix-mas*	II (3); 2	Нема даних

Закінчення табл.

1	2	3	4
D	*Sphagnum girgensohnii*	IV (9); 2	ChAll. Piceion abietis, ChAss. (regionally) Calamagrostio villosae-Pinetum, ChAss. Bazzanio-Piceetum, ChAss. (regionally) Sphagno girgensohnii-Piceetum
D	*Pleurozium schreberi*	IV (11); 2	ChCl. Vaccinio-Piceetea
D	*Dicranum scoparium*	IV (10); 2	ChCl. Vaccinio-Piceetea
D	*Hylocomium splendens*	III (7); 2	ChCl. Vaccinio-Piceetea,
D	*Polytrichastrum formosum*	III (6); 2	Немає даних
D	*Bazzania trilobata*	II (4); 2	ChO. Vaccinio-Piceetalia, ChAss. (regionally) Querco-Piceetum, ChAss. Bazzanio-Piceetum
D	*Polytrichum commune*	II (3); 3	ChAss. Bazzanio-Piceetum, DAss. Molinio (caeruleae)-Pinetum
D	*Dicranodontium denudatum*	II (3); +	Немає даних
D	*Polytrichum juniperinum*	II (3); +	Немає даних
D	*Tetraphis pellucida*	II (3); +	Немає даних
A	*Betula pubescens*	IV (8); 1	DAss. Sphagno girgensohnii-Piceetum
C	*Galeobdolon luteum*	III (7); 1	ChO. Fagetalia sylvaticae, DAll. Alliarion
C	*Fragaria vesca*	III (7); +	ChCl. Epilobietea angustifolii, DAss. Luzulo luzuloidis-Quercetum petraeae
C	*Festuca carpatica*	III (6); 1	ChAss. Festucetum carpaticae, DAss. Poo nemoralis-Arabidetum alpinae,
C	*Holcus mollis*	III (6); 1	ChCl. Quercetea robori-petraeae, DAll. Epilobion angustifolii, DAll. Pruno-Rubion fruticosi, DAss. Molinio (caeruleae)-Quercetum roboris
C	*Luzula luzuloides*	III (6); +	ChAll. Fagion sylvaticae, ChAll. Calamagrostion, hAss. Luzulo luzuloidis-Fagetum
C	*Platanthera bifolia*	III (6); +	Немає даних
C	*Polygonatum verticillatum*	III (6); +	ChCl. Betulo-Adenostyletea,
C	*Prunella vulgaris*	III (7); 1	ChCl. Molinio-Arrhenatheretea, DAss. Prunello-Plantaginetum,
C	*Carex pilulifera*	III (6); 1	ChCl. Quercetea robori-petraeae, DAll. Epilobion angustifolii, DAss. Luzulo pilosae-Fagetum
C	*Betonica officinalis*	II (4); +	DAss. Potentillo albae-Quercetum

За домінантами флористичної композиції можна назвати такі молоді лісові фітоценози: *Betula pendula*+ *Alnus incana–Rubus caesius–Carex brizoides*+*Pteridium aquilinum*. Тобто це сіровільхові березняки ожиново-осоково-орлякові.

За більшістю діагностичних видів такі угруповання виявляють належність до класу середньоєвропейських листяних лісів Querco-Fagetea (п'ять характерних видів: *Melica nutans*, *Anemone nemorosa*, *Aegopodium podagraria*, *Carex digitata*). Водночас є підстави вважати їх близькими також до атлантичних кислих оліготрофних і мезотрофних листяних лісів класу Quercetea robori-petraeae (три характерні види: *Hypnum cupressiforme*, *Holcus mollis*, *Carex pilulifer*). По одному характерному виду виявлено з класів Alnetea glutinosae – вільшини та вербняки, Betulo-adenostyletea – гірське різнотрав'я, Epilobietea angustifolii – нітрофільні угруповання початкових стадій відновлення лісів на зрубах, Galio-Urticenea – природні та антропогенні нітрофільні угруповання затінених місць, засмічених ділянок, узлісь та річкових заплав, Nardo-Callunetea – мокрих біловусових лук, Salicetea purpureae – заплавні тополеві вербняки, Vaccinio-Piceetea – бореальні хвойні ліси.

Такий спектр виявлених діагностичних видів рослинних угруповань, очевидно, цілком виправданий з огляду на процес трансформації рослинності в ході відновної сукцесії місцевих лісів, а також враховуючи локальне тимчасове заболочення зрубів та близький їх контакт із різними лісовими фітоценозами.

Інші 12 діагностичних видів (*Paris quadrifolia*, *Galium odoratum*, *Aposeris foetida*, *Viola reichenbachiana*, *Polygonatum multiflorum*, *Lathyrus vernus*, *Carex sylvatica*, *Dryopteris filix-mas*, *Mercurialis perennis*, *Pulmonaria obscura*, *Stachys sylvatica*, *Galeobdolon luteum*, *Epilobion angustifolii*) характерні для порядку Fagetalia sylvaticae, що представляє європейські мезофітні широколистяні ліси.

Як і у випадку класів, виявлено також по одному характерному виду з інших порядків: *Dactylis glomerata* – ChO. Arrhenatheretalia elatioris (пасовищні луки); *Symphytum officinale* – DO. Convolvuletalia sepium (прибережне різнотрав'я), *Glechoma hederacea* – ChO. Glechometalia hederaceae (нітрофільні угруповання лісових галявин і узлісь); *Sanguisorba officinalis* та *Equisetum palustre* – ChO. Molinietalia caeruleae (угруповання вологих сінокісних лук); *Nardus stricta* – ChO. Nardetalia – псянкових пустищ; *Lysimachia nummularia* та *Carex hirta* – ChO. Trifolio fragiferae-Agrostietalia stoloniferae (заплавні луки).

На рівні союзів рослинних угруповань більш-менш чіткої асоційованості не виявлено. Найбільш обґрунтованим було б зарахувати ці молоді лісові угруповання до союзу Epilobion angustifolii (різнотрав'я зрубів на бідних ґрунтах), про що свідчать три диференційні види – *Carex pilulifera*, *Holcus mollis*, *Rumex acetosella*. Інші три види (*Dentaria bulbifera*, *D. glandulosa*, *Luzula luzuloides*) характерні для союзу Fagion sylvaticae (букові ліси, бучини), ще три види (*Betonica officinalis*, *Molinia caerulea*, *Pimpinella saxifraga*) характерні для союзу Molinion caeruleae (молінієві однокісні луки). По два характерні види маємо і для угруповань інших союзів: дубово-грабових лісів Carpinion betuli, заплавних вербових лісів Salicion albae, нітрофільних різнотравно-чагарникових заростей зрубів Sambuco-Salicion, чагарникових угруповань узлісь Pruno-Rubion fruticosi, високотравних лук і тінистого різнотрав'я Alliarion, Alopecurion pratensis,

Calamagrostion. Водночас виявлено 4 диференційні види підсоюзу Alnenion glutinoso-incanae (заплавні вільхові ліси). Це *Oxalis acetosella*, *Lysimachia vulgaris*, *Alnus incana*, *Athyrium filix-femina*. Ще 5 видів є диференційними для групи асоціацій низовинних дібров на вологих і перезволожених ґрунтах: *Molinia caerulea*, *Lysimachia vulgaris*, *Luzula pilosa*, *Pteridium aquilinum*, *Betula pubescens*. Водночас 4 види (*Luzula luzuloides*, *Betula pubescens*, *Lysimachia vulgaris*, *Molinia caerulea*) є диференційними для групи асоціацій передгірських дібров на оглеєних ґрунтах, а інші 4 види (*Quercus robur*, *Carex digitata*, *Viola reichenbachiana*, *Melica nutans*) є диференційними для групи асоціацій мішаних борів.

Більшість видів (7: *Pimpinella saxifraga*, *Calamagrostis arundinacea*, *Convallaria majalis*, *Astragalus glycyphyllos*, *Rubus saxatilis*, *Melampyrum pratense*, *Clinopodium vulgare*, *Betonica officinalis*) дає підстави стверджувати про близькість флористичної композиції до угруповань асоціації Potentillo albae-Quercetum, яка представляє світлі субконтинентальні діброви.

Висновки

Похідні березові молодняки у низькогір'ї Покуття за домінантами можна назвати сіро-вільховими березняками ожиново-осоково-орляковими *Betula pendula+Alnus incana–Rubus caesius–Carex brizoides +Pteridium aquilinum*. Вони флористично багаті, містять щонайменше 12 деревних видів, 3 види чагарників, 4 види чагарничків та 89 видів трав.

За більшістю діагностичних видів такі угруповання виявляють належність до класу середньоєвропейських листяних лісів Querco-Fagetea. Водночас є підстави вважати їх близькими також до атлантичних кислих оліготрофних і мезотрофних листяних лісів класу Quercetea robori-petraeae. Інші 12 діагностичних видів підтверджують належність цих угруповань до порядку Fagetalia sylvaticae, що представляє європейські мезофітні широколистяні ліси.

На рівні союзів чіткої асоційованості не виявлено. Найбільш обґрунтованим було б зарахувати ці молоді лісові угруповання до союзів Epilobion angustifolii (різнотрав'я зрубів на бідних ґрунтах), Fagion sylvaticae (букові ліси, бучини) та Molinion caeruleae (молінієві однокісні луки). Водночас, за більшістю видів досліджені угруповання виявляють близькість флористичної композиції до угруповань асоціації Potentillo albae-Quercetum, яка представляє світлі субконтинентальні діброви.

Такий спектр виявлених синтаксонів, очевидно, цілком виправданий з огляду на процес трансформації рослинності в ході відновної сукцесії місцевих лісів, а також враховуючи локальне тимчасове заболочення зрубів та близький їх контакт із різними лісовими фітоценозами.

Бібліографічні посилання

Abduloyeva, O.S., Solomakha, V.A., 2011. Fitotsenolohiya [Phytocenology]. Fitosotsiotsentr, Kiev (in Ukrainian).

Alekhin, V.V., 1951. Rastitelnost SSSR v osnovnykh zonakh [Vegetation of the USSR in the primary terrestrial ecosystems]. Sovetskaya Nauka, Moscow (in Russian).

Aleksandrova, V.D., 1964. Izucheniye smen rastitelnogo pokrova [The study of changes of vegetation]. Polevaya geobotanika [Practicality geobotany]. Vol. 3. (ed. Lavrenko, E.M., Korchagin, A.A.). Nauka, Leningrad, 300–450 (in Russian).

Barbati, A., Corona, P., Marchetti, M., 2011. New european forest types. Complementary documentation. Annex to enquiry. State of forests and sustainable forest management in Europe 2011. United Nations, Geneva.

Bryophytes: Mosses, liverworts & hornworts. Southern Illinois University Carbondale. Retrieved from URL: www.bryophytes.plant.siu.edu/index.html

Bulakhov, V.L., Emel'janov, I.G., Pakhomov, O.Y., 2003. Bioraznoobrazie kak funkcional'naja osnova jekosistem [Biodiversity as functional basis of ecosystems]. Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 11(1), 3–8.

Directory names of plants of Ukraine. Retrieved from URL: www.ekontsh.civicua.org/system.php

Ellenberg, H., 1988. Vegetation ecology of Central Europe. 4th ed. Cambridge University Press, Cambridge.

European forest types, 2006. Categories and types for sustainable forest management reporting and policy. EEA Technical report No 9.

Holubets', M. A., 2003. Suchasni problemy lisoznavstva, lisivnytstva ta lisovoho hospodarstva [Modern problems of forestry sciency and forest management]. Lisivnycha Akademiya Nauk Ukrayiny: Naukovi Pratsi 2, 20–26 (in Ukrainian).

Holubets', M., 2003. Heobotanichne rayonuvannya Ukrayins'kykh Karpat – osnova ratsional'noho pryrodokorystuvannya [Geobotanical zoning Ukrainian Carpathians – the basis of environmental management]. Pratsi Naukovoho tovarystva im. Shevchenka. Ekolohichnyy zbirnyk: Ekolohichni problemy Karpats'koho rehionu [Proceedings of the Shevchenko Scientific Society. Ecological Collection: Ecological Problems of Carpathian Region]. Shevchenko Scientific Society, Lviv, 12. 283–292 (in Ukrainian).

Holubets', M.A., 2007. Retrospektyva i perspektyva lisovoyi typolohiyi [Retrospective and perspective of forest typology]. Polli, L'viv (in Ukrainian).

Korotkyy dovidnyk lisovoho fondu Ukrayiny za materialamy obliku lisiv stanom na 1 sichnya 2003 roku, 2003 [Quick reference of forest inventory of Ukraine on the materials accounting as of January 1, 2003]. Irpin' (in Ukrainian).

Lavrenko, E.M. Korchagin, A.A. (ed.), 1964. Polevaya geobotanika [Practicality Geobotany], Nauka, Leningrad, 3 (in Russian).

Matuszkiewicz, J.M., 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wydanie istotnie zmienione w stosunku do wydania z 1981. [Guide for the determination Polish plant communities. Edition significant change compared to the 1981 edition], PWN, Warszawa (in Polish).

Milevskaya, S.Y., 2013. Zminy struktury lisiv hirs'koyi chastyny baseynu richky Lyuchky uprodovzh 1967–2010 rokiv [Changes in the forests structure of the mountain part of Lyuchka river basin during 1967–2010 years]. Naukovyy visnyk. Natsional'nyy Lisotekhnichnyy Universytet Ukrayiny. 23(18), 22–27 (in Ukrainian).

Mirkin, B.M., Rosenberg, G.S., 1978. Phytocenology: Principles and methods. Nauka, Moscow (in Russian).

Pohrebnyak, P.S., 1955. Osnovy lesnoy tipologii [Fundamentals of forest typology]. Izdatelsvo AN USSR, Kiev (in Russian).

Prokudyn, Y.N. (ed.), 1987. Opredelitel vysshikh rasteny Ukrainy [Guide of higher plants of Ukraine]. Naukova Dumka, Kiev (in Russian).

Solomakha, V.A., 2008. Syntaksonomiya roslynnosti Ukrayiny. Tretye nablyzhennya [Syntaxonomy of vegetation of Ukraine. The third approach]. Fitosotsiotsentr, Kyiv (in Ukrainian).

Theodoropoulos, K., Eleftheriadou, E., Athanasiadis, N., Tsiripidis, I., 2003. Phytosociological research of the pure *Betula pendula* forests in Greece: Rhodope mountain range (NE Greece). Annali di Botanica (Nuova Serie) 111, 75–90.

Tømmervik, H., Johansen, B., Tombre, I., Thannheiser, D., Høgda, K.A., Gaare, E., Wielgolaski, F.E., 2004. Vegetation changes in the Nordic Mountain Birch Forest: the influence of grazing and climate change. Arct. Antarct. Alp. Res. 36(3), 323–332.

Valter, G., 1982. Obshchaya geobotanika [General Geobotany]. Mir, Moscow (in Russian).

Надійшла до редколегії 12.06.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 210–215.

doi:10.15421/011530

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 551.468.3(262.5)

Жизненные стратегии равноногих ракообразных в условиях черноморского сообщества обрастания

А.Ю. Варигин

Институт морской биологии НАН Украины, Одесса, Украина

Рассмотрены характерные черты жизненных стратегий двух массовых видов равноногих ракообразных *Idotea balthica basteri* (Pallas, 1772) и *Lekanesphaera monodi* (Arcangeli, 1934), совместно обитающих в сообществе обрастания прибрежной зоны Одесского залива Черного моря. Отмечена сбалансированность межвидовых отношений изучаемых видов в данном сообществе. Их конкурентные отношения носили диффузный характер, отражающий относительно слабые по силе межвидовые взаимодействия. Экологические ниши этих видов перекрывались лишь по местообитанию. По трофическим и временным характеристикам конкуренция между ними ослаблена. Отмечена эффективность жизненных стратегий обоих видов ракообразных, что подтверждается их массовостью в сообществе обрастания Одесского залива Черного моря.

Ключевые слова: равноногие ракообразные; жизненная стратегия; экологическая ниша; сообщество обрастания

Life strategies of isopods under conditions of the Black Sea fouling community

A.Y. Varigin

Institute of Marine Biology of NASU, Odessa, Ukraine

The main features of the life strategies of mass species of isopod *Idotea balthica basteri* (Pallas, 1772) and *Lekanesphaera monodi* (Arcangeli, 1934) living in fouling communities of the coastal zone of the Odessa Bay, the Black Sea, are determined. High degree of eurybiontity of these species, allowing them to successfully resist the effects of sharp fluctuations in abiotic environmental factors in the coastal zone, is noted. Comparison of the elements of life strategies of *I. balthica basteri* and *L. monodi* in the fouling community is made. The balance of interspecific relationships of these species within the fouling community is recorded. Competitive relations of *I. balthica basteri* and *L. monodi* are diffuse, reflecting relatively weak in strength interspecific interactions. It is shown that the ecological niches of these species overlap only on the axis of the habitat. Food competition between them has been greatly weakened due to trophic specialization of each species, owing to the features of the functional morphology of their mouthparts. Main elements of their life cycles associated with periods of mass reproduction and migration from the coastal zone are separated in time. It is found that both species exhibit a fairly high degree of care for their offsprings. Comparison of annual biomass changeability of both species, reflecting the characteristics of their reproductive cycle in fouling communities, is made. It is shown that these species reach their maximum biomass in different seasons. We also noted their pronounced protective coloration integument of the body, which is the passive way of protection from predators. Life strategies of *I. balthica basteri* and *L. monodi* proved to be quite effective, as evidenced by their massive development in the fouling community of the Odessa Bay.

Keywords: isopods; life strategy; ecological niche; fouling community

Институт морской биологии НАНУ, ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина
Institute of Marine Biology of NASU, Pushkinska Str., 37, Odessa, 65011, Ukraine
Tel.:+38-048-725-09-18. E-mail: sealife_1@mail.ru

Введение

Равноногие ракообразные *Idotea balthica basteri* (Pallas, 1772) и *Lekanesphaera monodi* (Arcangeli, 1934) широко распространены в заливах, эстуариях и лагунах Средиземного и Черного морей (Marzano et al., 2003; Kirkim et al., 2014; Reizopoulou et al., 2014). В некоторых районах этих морей они являются массовыми видами (Mancinelli et al., 2005; Varigin, 2014a). Эти ракообразные, как и другие животные, обитающие в прибрежной зоне морей, обладают высокой степенью эврибиотности, способны переносить значительные колебания температуры и солености воды, устойчивы к дефициту кислорода (Vetter et al., 1999; Marzano et al., 2007).

Благодаря значительному уровню эврибионтности *I. balthica basteri* и *L. monodi* одинаково успешно могут противостоять воздействию абиотических факторов среды, которые в прибрежной зоне морей подвержены значительным, а иногда и резким колебаниям. Однако внутри сообществ действуют еще и биотические факторы. Как же этим двум животным, обладающим столь высокими адаптационными возможностями, удается совместно обитать в прибрежном сообществе, не вступая в явные конкурентные отношения друг с другом? Получить ответ на этот вопрос можно, рассмотрев особенности их жизненных стратегий, реализуемых в условиях сообщества обрастания Одесского залива Черного моря.

Известно, что в процессе развития сообществ происходит отбор таких жизненных стратегий входящих в них организмов, которые наиболее адекватно соответствуют условиям их обитания, включая как абиотические, так и биотические факторы среды (Protasov, 2009). В современной экологии сформировались представления, что K-стратегия связана с отбором, направленным на общее повышение выживаемости каждого потомка, активное потребление ресурсов в конкурентных условиях уже сформировавшегося сообщества, увеличение защищенности от абиотических факторов среды, развитие совершенных механизмов регуляции численности популяции, а r-стратегия определяется отбором, направленным на увеличение скорости роста популяции в начальный период формирования сообщества за счет быстрого достижения особями половозрелости, высокой индивидуальной плодовитости, короткого жизненного цикла и способности к захвату новых местообитаний (Giljarov, 1990). Однако в реальных условиях жизни потенциал выживаемости популяций, включая способность переживать стрессовые воздействия и успешно восстанавливаться после нарушений, обеспечивается более сложным набором элементов стратегий, которые могут быть охарактеризованы целым рядом параметров и признаков (Protasov, 2009). Цель работы состояла в определении элементов жизненных стратегий *I. balthica basteri* и *L. monodi*, которые позволяют им совместно обитать и развиваться в прибрежном сообществе обрастания Одесского залива Черного моря, где эти ракообразные являются массовыми видами.

Материал и методы исследований

Материалом работы послужили пробы, отобранные на подводной поверхности берегозащитных сооружений, расположенных в прибрежной зоне Одесского залива. Пробы отбирали ежемесячно с января по декабрь 2013 г. с помощью металлической рамки, размером 20 × 20 см, обтянутой мельничным газом. Содержимое каждой рамки промывали через систему почвенных сит с минимальным размером ячеи 0,5 мм. Собранных ракообразных идентифицировали, подсчитывали, определяли их половую принадлежность, измеряли длину (расстояние от переднего края головы до конца тельсона) с точностью до 0,1 мм и сырую массу (предварительно обсушив животных на фильтровальной бумаге) с точностью до 1 мг. Абсолютную плодовитость ракообразных – общее число яиц, образуемое самкой за один помет, определяли с помощью прямого подсчета яиц у каждой яйценосной самки. При описании динамики количественных параметров ракообразных использовали общепринятые показатели численности N (экз./м^2) и биомассы B (г/м^2).

Результаты и их обсуждение

Оба рассматриваемые вида, прежде всего, различаются по своим размерным характеристикам (табл.). В условиях сообщества обрастания Одесского залива максимальная длина самцов и самок *I. balthica basteri* составляет 18,0–18,5 и 12,0–12,6 мм, соответственно. Для *L. monodi* характерны более мелкие размеры. Самцы этого вида в Одесском заливе достигают максимальной длины 10,5 мм, а самки – 7,5 мм. Таким образом, как самцы, так и самки *I. balthica basteri* превышают по размерам *L. monodi* почти в 1,7 раза.

Эти два вида являются подвижными животными, способными покинуть прибрежную зону в случае наступления неблагоприятных условий, превышающих предел их толерантности. Однако уровень их подвижности различен. *I. balthica basteri* в течение суток могут некоторое время сидеть, крепко уцепившись за субстрат, ползать по нему или плавать в толще воды, проявляя при этом разную степень подвижности. Периоды активности *I. balthica basteri* связаны в основном с процессом питания. В остальное время они могут подолгу оставаться на одном месте, часто не меняя положения в течение 1,5–2,5 часа (Hmeleva, 1973). Степень подвижности молодых животных наивысшая ввиду того, что они питаются значительно чаще, чем взрослые особи. Молодь остается подвижной примерно 10 ч в сутки, тогда как для взрослых этот показатель не превышает 4 ч. Во время движения, которое осуществляется за счет усиленного биения плеоподов, тело этих ракообразных принимает обтекаемую форму. При этом форсированная скорость *I. balthica basteri* может достигать 16–22 см/с (Hmeleva, 1973).

Второй изучаемый вид, *L. monodi*, отличается значительно меньшим уровнем подвижности по сравнению с первым. Это ракообразное не имеет обтекаемой формы и большую часть суток проводит, неподвижно сидя на субстрате или медленно ползая по нему в поисках пищи. При малейшей опасности моментально сворачивается в

шар. Хотя в некоторых случаях, например, во время массовых миграций, *L. monodi* может активно плавать, передвигаясь с помощью слаженной работы конечностей (Kusakin, 1979).

Одним из важнейших элементов жизненной стратегии вида является характер его репродукционного процесса. Способность к размножению является неотъемлемым свойством живых организмов, благодаря которому обеспечивается устойчивое существование и развитие вида, поскольку продолжительность жизни отдельных его особей ограничена (Hmeleva, 1988). У изучаемых видов ракообразных в достаточной степени выражен половой диморфизм. При этом *I. balthica basteri* размножается в течение всего года, но наиболее интенсивно – ранней весной, а *L. monodi*, как моноцикличный вид, приступает к размножению только поздним летом (табл.).

Таблица

Сравнительная характеристика элементов жизненных стратегий *I. balthica basteri* и *L. monodi*

Элементы жизненных стратегий	*I. balthica basteri*	*L. monodi*
Уровень эврибионтности	высокий	высокий
Максимальная длина тела самца/самки, мм	18,5/12,6	10,5/7,5
Степень подвижности	средняя	низкая
Степень заботы о потомстве	высокая	высокая
Соотношение полов в популяции	самок всегда больше, чем самцов	самок всегда больше, чем самцов
Репродукционный период	в течение всего года	один раз в год
Период, когда происходит наиболее интенсивное размножение	ранняя весна	позднее лето
Максимальная абсолютная плодовитость, яиц/самку	86	68
Длительность эмбриогенеза при температуре воды 20 °С, сут.	16	77
Длина тела появляющейся на свет молоди, мм	1,3–1,5	1,3–1,4
Способ питания	полифагия	полифагия
Преимущественный способ потребления растительной пищи	поедание частей талломов макрофитов	соскабливание эпифитных микроводорослей
Покровительственная окраска	ярко выражена	ярко выражена
Период в году, когда происходят массовые миграции из прибрежной зоны моря	конец лета – начало осени	зима
Максимальные численность/биомасса, экз/м^2 / г/м^2	4025 / 60,3	1450 / 18,9
Продолжительность жизни, месяцев	12–14	10–12

Процесс спаривания у *I. balthica basteri* и *L. monodi* в общих чертах весьма сходен. Половозрелыми эти ракообразные становятся довольно быстро. Самки *I. balthica basteri* при температуре воды 20 °С созревают уже через полтора месяца после появления на свет (Hmeleva, 1973). Во время спаривания самец удерживает самку под вентральным сводом своего тела и не отпускает до тех пор, пока у нее не начнется линька. Внутреннее оплодотворение происходит лишь после того, как самка сбросит свои хитиновые покровы. После оплодотворения у самок *I. balthica basteri* развивается наружная выводковая сумка (marsupium), сложенная из пластин, представляющих собой выросты коксальных члеников грудных ног (Kusakin, 1982). Самки *L. monodi* вынашивают оплодотворенные яйца и развивающиеся эмбрионы во внутренних выводковых мешочках, образованных парными впячиваниями кожных покровов на вентральной стороне их грудных отделов (Kusakin, 1979). Таким образом, оба вида проявляют довольно высокую степень заботы о потомстве.

Плодовитость, рассматриваемая как элемент жизненной стратегии вида, является основным репродуктивным показателем, определяющим воспроизводительную способность животного. От количества вышедшей из яиц жизнеспособной молоди во многом зависит процветание данного вида в конкретных условиях обитания (Hmeleva, 1988). Плодовитость изучаемых видов относительно невелика и зависит, прежде всего, от размеров самки. В условиях сообщества обрастания Одесского залива максимальная абсолютная плодовитость (общее число яиц, образуемое самкой за один помет) у *I. balthica basteri* составляет 86, а у *L. monodi* – 68 яиц (табл.).

Продолжительность эмбрионального развития у этих ракообразных зависит, прежде всего, от температуры воды. При температуре морской воды 20 °С молодь у *I. balthica basteri* появляется через 16 суток после оплодотворения яиц (Hmeleva, 1973). При этом длина только что отродившихся ракообразных обоих видов примерно одинакова и составляет от 1,3 до 1,5 мм (табл.). Для другого вида ракообразных, размножающегося лишь один раз в году, характерна значительно большая продолжительность эмбрионального развития, равная 77 суткам (Makkaveeva, 1974).

Способ питания как элемент жизненной стратегии вида чаще всего рассматривается через призму конкурентных межвидовых взаимоотношений. Ведь от доступности пищевых объектов зависит развитие и процветание вида в конкретных условиях обитания. И именно в этой сфере происходит соперничество между совместно обитающими видами, имеющими сходный способ питания.

У *I. balthica basteri* и *L. monodi*, как и у большинства других свободноживущих представителей отряда Isopoda, ротовой аппарат грызущего типа, что позволяет им измельчать довольно разнообразную пищу (Kusakin, 1979). Благодаря этому рассматриваемые виды ракообразных по способу питания относятся к полифагам. Они могут потреблять различные части макрофитов, одноклеточные водоросли, детрит, псевдофекалии двустворчатых моллюсков, мелких беспозвоночных, погибших животных, а также линочные шкурки ракообразных (Hmeleva, 1973; Makkaveeva, 1974).

Обычно организмы на разных этапах онтогенеза для обеспечения оптимальной выживаемости используют различные жизненные стратегии (Protasov, 2009). Это в

полной мере относится к рассматриваемым видам. Недавно появившиеся на свет молодые особи *I. balthica basteri* и *L. monodi* имеют мягкие покровы и нуждаются в укрытии. В сообществе обрастания среди талломов макрофитов и переплетений биссусных нитей двустворчатых моллюсков они находят себе не только убежище, но и пищу. В этот период они активно потребляют детрит, который всегда присутствует в сообществе обрастания (Hmeleva, 1973).

Затем подросшие ракообразные переходят на другие пищевые ресурсы. Как уже упоминалось, они всеядны, но отдают предпочтение растительной пище. Здесь начинает проявляться трофическая специализация каждого вида, обусловленная особенностями функциональной морфологии их ротового аппарата. У *I. balthica basteri* хорошо развиты сильно хитинизированные челюсти, с помощью которых они могут отгрызать кусочки макрофитов и активно перетирать их (Naylor, 1955). У *L. monodi*, напротив, челюсти приспособлены к соскабливанию микрообрастаний с субстрата (Alemanno et al., 2007). Таким образом, *I. balthica basteri* потребляет, в основном, мягкие части талломов макрофитов, а *L. monodi* – эпифитные микроводоросли (Hmeleva, 1973; Alemanno et al., 2007).

К одному из элементов жизненной стратегии обоих видов можно отнести наличие у них явно выраженной покровительственной окраски наружных покровов тела. Подобная окраска является пассивным способом защиты от нападения хищников. Эти ракообразные входят в пищевой спектр некоторых видов рыб (Kvach and Zamorov, 2001). У менее подвижных *L. monodi* отмечена наиболее разнообразная приспособительная окраска. Темноокрашенные особи этого вида сливаются с общим фоном субстрата сообщества обрастания. Пестро окрашенные формы (с чередованием светлых и темных пятен) и особи с продольной полосой вдоль тела мало заметны на фоне мидий, покрытых различными эпифитными организмами. Красноватые особи сливаются с талломами красных водорослей родов *Ceramium* и *Callithamnion*, а экземпляры белого цвета мало заметны на фоне многочисленных домиков усоногих раков *Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854), расположенных на створках мидий. У представителей *I. balthica basteri* отмечены только первые три типа покровительственной окраски (Varigin, 2014b).

Разнообразие жизненных стратегий тесно связано с концепцией экологической ниши, поскольку значительная часть характерных особенностей ниши – это и есть элементы жизненной стратегии. Индивидуальность экологической ниши вида определяется оригинальностью в данных условиях его конкретной жизненной стратегии (Protasov, 2009). Как следует из вышеизложенного, перекрывание экологических ниш двух изучаемых видов ракообразных происходит лишь по местообитанию. Действительно, они обитают совместно в условиях сообщества обрастания Одесского залива. Однако размеры этих видов, так же как их количество, несопоставимы с масштабами этого сообщества, которое развивается на подводной поверхности берегозащитных гидротехнических сооружений, расположенных в прибрежной зоне моря у берегов Одессы. Таким образом, топическая конкуренция между этими видами в данном случае значительно ослаблена.

Трофическая конкуренция между ними также незначительна ввиду различий по пищевой специализации. Периоды массовой репродукции в течение года у этих видов разнесены по времени (табл.). Особенности репродукционных процессов обоих видов отражаются на годовой динамике их биомассы в изучаемом сообществе (рис.).

Наибольшая биомасса у *I. balthica basteri* отмечена в зимний период, когда в популяции присутствуют, в основном, крупные взрослые особи, а также ранней весной, когда они приступают к размножению (рис.). Затем в летний период биомасса этих ракообразных резко падает ввиду их массовой гибели после завершения процесса репродукции. В то же время у особей *L. monodi* прослеживается обратная тенденция: максимальная биомасса у них отмечена в летние месяцы, когда происходит процесс массового размножения (рис.).

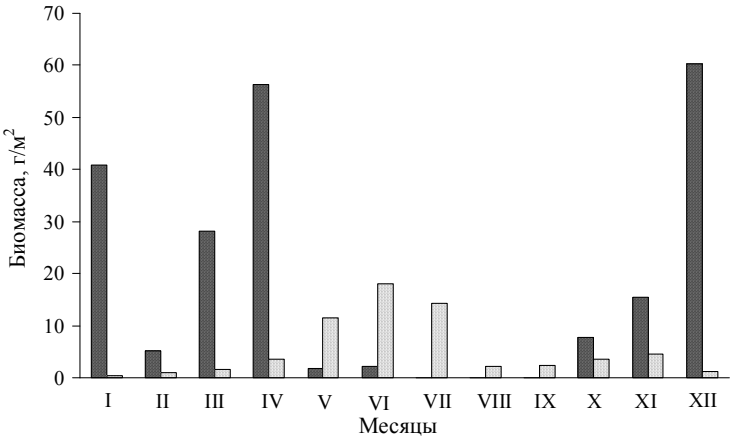


Рис. Годовая динамика биомассы *Idotea balthica* (темная штриховка) и *Lekanesphaera monodi* (светлая штриховка) в сообществе обрастания Одесского залива Черного моря

Массовые миграции из прибрежной зоны у этих видов происходят в разные сезоны года, что также отражается на динамике их биомассы. Особи *I. balthica basteri* в конце лета – начале осени при повышении температуры воды до 25 °С, стремясь избежать перегрева, мигрируют из прибрежной зоны моря в глубинные, менее прогре-

тые слои воды. В этот период их биомасса достигает минимальных значений (рис.). А *L. monodi*, как более теплолюбивый вид, наоборот, покидает прибрежную зону зимой, мигрируя в глубинные слои воды, менее подверженные охлаждению. Таким образом, конкуренция по оси времени между этими видами также ослаблена.

Конкурентные отношения в природных условиях носят в основном диффузный характер, отражающий относительно слабые по силе взаимодействия между большинством видов сообщества (Pianka, 1981; Burkovskij, 1992). Сильная межвидовая конкуренция относится к редким природным явлениям. Она возможна только между экологически близкими видами и при условии острого дефицита пищи или предельно высокой плотности организмов. В действительности обычно наблюдается сосуществование потенциальных конкурентов, при котором каждый вид достигает сбалансированной по отношению к другим членам сообщества плотности (Burkovskij, 2006).

В природных условиях существование среди видов обособленных r- и K-стратегов весьма условно. Каждый из организмов в разные периоды своей жизни использует сложную комбинацию из элементов обеих стратегий (Rozenberg and Rjanskij, 2005). Рассматриваемые виды ракообразных по уровню защищенности от влияния абиотических факторов среды, степени заботы о потомстве и активности в потреблении ресурсов проявляют сходство с K-стратегами. Однако наличие короткого жизненного цикла (продолжительность жизни обоих видов составляет около года), а также быстрое достижение особями половой зрелости сближают их с r-стратегами.

Эффективность той или иной жизненной стратегии определяется ее конечным результатом: присутствием популяции данного вида в сообществе (Protasov, 2009). В данном случае жизненные стратегии *I. balthica basteri* и *L. monodi* оказались достаточно эффективными, так как оба вида получили массовое развитие в сообществе обрастания Одесского залива. В отдельные сезоны года численность *I. balthica basteri* достигала 4 025 экз./м^2, а биомасса – 60,3 г/м^2. При этом количественные показатели *L. monodi* были почти в три раза ниже (табл.).

Выводы

Высокая степень эврибионтности позволяет *I. balthica basteri* и *L. monodi* успешно противостоять воздействию абиотических факторов среды, которые в прибрежном сообществе обрастания Одесского залива Черного моря подвержены периодическим и весьма значительным колебаниям. Межвидовые отношения этих ракообразных внутри сообщества выявились в достаточной степени сбалансированными. Их экологические ниши перекрывались лишь по оси местообитания. При этом топические конкурентные отношения между изучаемыми видами были ослаблены. Трофическая конкуренция между ними была незначительной за счет четкой избирательности в выборе пищевых объектов. Все их основные элементы жизненного цикла, связанные с периодами массового размножения, а также миграций из прибрежной зоны моря были разнесены во времени. Жизненные стратегии *I. balthica basteri* и *L. monodi* оказались достаточно эффективными, что подтверждается их массовым развитием в сообществе обрастания Одесского залива.

Библиографические ссылки

Alemanno, S., Mancinelli, G., Basset, A., 2007. Detritus processing in tri-trophic food chains: A modelling approach. Int. Rev. Hydrobiol. 92(2), 103–116.

Burkovskij, I.V., 1992. Strukturno-funkcional'naja organizacija i ustojchivost' morskih donnyh soobshhestv [Structural and functional organization and stability of marine benthic communities]. MGU, Moscow (in Russian).

Burkovskij, I.V., 2006. Morskaja biogeocenologija. Organizacija soobshhestv i jekosistem [Marine biogeocenology. Organization of communities and ecosystems]. KMK, Moscow (in Russian).

Giljarov, A.M., 1990. Populjacionnaja jekologija [Population ecology]. MGU, Moscow (in Russian).

Hmeleva, N.N., 1973. Biologija i jenergeticheskij balans morskih ravnonogih rakoobraznyh (*Idotea baltica basteri*) [Biology and energy balance of marine isopods (*Idotea baltica basteri*)]. Naukova Dumka, Kiev (in Russian).

Hmeleva, N.N., 1988. Zakonomernosti razmnozhenija rakoobraznyh [Regularities of crustaceans breeding]. Nauka i Tehnika, Minsk (in Russian).

Kirkim, F., Ozcan, T., Sezgin, M., Culha, M., Katagan, T., 2014. Marine isopods (Crustacea) of Sinop Bay (Black Sea, Turkey). J. Black Sea/Medit. Environ. 20(3), 264–269.

Kusakin, O.G., 1979. Morskie i solonovatovodnye ravnonogie rakoobraznye (Isopoda) holodnyh i umerennyh vod severnogo polusharija. Podotrjad Flabellifera [Marine and brackish isopods (Isopoda) of cold and temperate waters of the northern hemisphere. Suborder Flabellifera]. Nauka, Leningrad (in Russian).

Kusakin, O.G., 1982. Morskie i solonovatovodnye ravnonogie rakoobraznye (Isopoda) holodnyh i umerennyh vod severnogo polusharija. Chast' 2. Podotrjady Anthuridea, Microcerberidea, Valvifera i Tyloidea [Marine and brackish isopods (Isopoda) of cold and temperate waters of the northern hemisphere. Part 2. Suborder Anthuridea, Microcerberidea, Valvifera and Tyloidea]. Nauka, Leningrad (in Russian).

Kvach, Y., Zamorov, V., 2001. Feeding preferences of the round goby *Neogobius melanostomus* and mushroom goby *Neogobius cephalagres* in Odessa Bay. Oceanol. Stud. 30(3–4), 91–101.

Makkaveeva, E.B., 1974. Rost i produkcija *Sphaeroma serratum* Fabr. v Chernom more [Growth and production of *Sphaeroma serratum* Fabr. in the Black Sea]. Biol. Sea 32, 43–52 (in Russian).

Mancinelli, G., Sabetta, L., Basset, A., 2005. Short-term patch dynamics of macroinvertebrate colonization on decaying reed detritus in a Mediterranean lagoon (Lake Alimini Grande, Apulia, SE Italy). Mar. Biol. 148, 271–283.

Marzano, C., Baldacconi, R., Fianchini, A., Gravina, F., Corriero, G., 2007. Settlement seasonality and temporal changes in hard substrate macrozoobenthic communities of Lesina Lagoon (Apulia, Southern Adriatic Sea). Chemistry and Ecology 23(6), 479–491.

Marzano, C.A., Liaci, L.S., Fianchini, F., Gravina, F., Mercurio, M., Corriero, G., 2003. Distribution, persistence and change in the macrobenthos of the lagoon of Lesina (Apulia, Southern Adriatic Sea). Oceanol. Acta 26, 57–66.

Naylor, E., 1955. The diet and feeding mechanism of *Idotea*. J. Mar. Biol. Assoc. UK. 34, 347–355.

Pianka, E., 1981. Jevoljucionnaja jekologija [Evolutionary ecology]. Mir, Moscow (in Russian).

Protasov, A.A., 2009. Koncepcija zhiznennyh strategij: K voprosu o znachimosti vidov v soobshhestvah [The concept of life strategies: The question of the importance of species in communities]. Mor. Ecol. Zhurnal 8(1), 5–16 (in Russian).

Reizopoulou, S., Simboura, N., Barbone, E., Aleffi, F., Basset, A., Nicolaidou, A., 2014. Biodiversity in transitional waters: Steeper ecotone, lower diversity. Mar. Ecol. 35, 78–84.

Rozenberg, G.S., Rjanskij, F.N., 2005. Teoreticheskaja i prikladnaja jekologija [Theoretical and practical ecology]. NPU, Nizhnevartovsk (in Russian).

Varigin, A.Y., 2014a. Sezonnaja izmenchivost' razvitija *Idotea balthica basteri* (Pallas, 1772) (Crustacea, Isopoda) v soobshhestve obrastanija Odesskogo zaliva Chernogo morja [Seasonal changeability of development of *Idotea balthica basteri* (Pallas, 1772) (Crustacea, Isopoda) in the fouling community of the Odessa Bay, Black Sea]. Mor. Ecol. Zhurnal 13(3), 13–18 (in Russian).

Varigin, A.Y., 2014b. Fenotipicheskaja plastichnost' v sootnoshenii polov u *Idotea baltica basteri* (Crustacea, Isopoda) v Odesskom zalive Chernogo morja [Phenotypic plasticity in the *Idotea baltica basteri* (Crustacea, Isopoda) sex ratio in Odessa Bay, Black Sea]. Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Med. 5(1), 49–53 (in Russian).

Vetter, R.-A., Franke, H.-D., Buchholz, F., 1999. Habitat-related differences in the responses to oxygen deficiencies in *Idotea baltica* and *Idotea emarginata* (Isopoda, Crustacea). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 239, 259–272.

Надійшла до редколегії 14.06.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 216–220.

doi:10.15421/011531

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 599:574.4+577.15

Вплив екскрецій *Capreolus capreolus* і *Sus scrofa* на активність аланінамінотрансферази в листках *Glechoma hederacea* в умовах забруднення кадмієм

О.М. Василюк, О.Є. Пахомов

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпропетровськ, Україна

Досліджено активність (нМ піровиноградної кислоти/мл·с) ферменту азотного метаболізму аланінамінотрансфераза (ALT, ЕС 2.6.1.2) та вміст альбумінів (мг/мл) у листках *Glechoma hederacea* L., яка домінувала на дослідній території (липово-ясенева діброва зі *Stellaria holostea* L.) на фоні солей Cd, екскретів ссавців *Capreolus capreolus* L. та *Sus scrofa* L. та їх спільної дії. Cd вносили у вигляді солі $Cd(NO_3)_2$ у концентраціях 0,25, 1,25, та 2,50 г/м^2, що еквівалентно 1, 5 та 10 ГДК Cd. При внесенні враховували кількість ГДК для Cd (5 мг/кг ґрунту). Виявлено достовірне інгібіювання активності АЛТ у 3–4 рази (на фоні 1 та 5 ГДК Cd). Подібний відгук на стрес відбувався й у білковому метаболізмі. Визначено достовірне зниження вмісту альбумінів до 72% та 80% (на фоні 1 та 5 ГДК Cd) відносно контролю (ділянка без забруднення Cd та екскретів ссавців), що доводить неспецифічність реакції на стрес. Використання екскрементів *C. capreolus* та *S. scrofa* показало нівелювання впливу Cd за рахунок підвищення активності метаболізму АЛТ на 41% та 105% відповідно (на фоні 1 ГДК Cd) відносно контролю (контроль 1 ГДК Cd). Дія Cd у дозі 5 ГДК достовірно відносно контролю (контроль 5 ГДК Cd) нівельована тільки на фоні екскрементів *C. capreolus*. Виявлено нормалізацію вмісту альбумінів при залученні екскрементів *C. capreolus* при 1 та 5 ГДК Cd відносно контролів. За умов 10 ГДК Cd інгібіювався нітратний обмін на 50% на фоні екскретів як *C. capreolus*, так і *S. scrofa* відносно контролю (контроль 10 ГДК Cd). Екскреції *S. scrofa* порівняно із *C. capreolus* сприяли відновленню на 10% вмісту альбумінів відносно контролю. З'ясовано доцільність використання різних представників зооценозу для комплексного регулювання змін навколишнього середовища в умовах Степу України.

Ключові слова: водорозчинна фракція білка; важкі метали; ссавці; гранично допустима концентрація; антропогенний стрес

Effect of *Capreolus capreolus* and *Sus scrofa* excreta on alanine aminotransferase activity in *Glechoma hederacea* leaves in conditions of Cd pollution

O.M. Vasilyuk, O.Y. Pakhomov

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Dnipropetrovsk, Ukraine

The paper reflects the analysis of Cd impact on the total activity (nM pyruvic acid/ml s) of alanine aminotransferase (ALT, EC 2.6.1.2) nitrogen metabolism and the content (mg/ml) of water-soluble protein fraction (albumin) in *Glechoma hederacea* L. leaves subject, which dominated in the research area (natural floodplain oak with *Stellaria holostea* L.). Cd was introduced in the form of salts $Cd(NO_3)_2$ in the concentrations of 0.25, 1.25 and 2.50 g/m^2, equivalent to Cd in 1, 5 and 10 doses of MAC. The content of doses of MAC of Cd (5 mg/kg soil) was taken into account during introduction. We observed the inhibition of the activity of ALT 3–4 times (with adding the Cd salts at a dose of 1 and 5 MAC) compared to controls (area without pollution of Cd and excreta of mammals). This stress reaction took place in the protein complex as well. Thus, albumin content was equal to 72% and 80% (with Cd 1 and 5 MAC) compared to control (the area without pollution and excretory functions of mammals). It proved nonspecific response to stress. Using excreta of *Capreolus capreolus* L. and *Sus scrofa* L. shows the reduction of Cd effects and increasing the metabolic activity of ALT by 41% and 105%, respectively (with adding of Cd 1 MAC) compared to control (pollution by Cd at a dose 1 MAC). The effect of Cd 5 MAC is offset (only with the introduction of *C. capreolus* excreta) compared to control (pollution by Cd at a dose 5 MAC). Normalization of the albumin content (with adding of Cd 1 and 5 MAC) compared to control (control of Cd at a dose 1 MAC and control of Cd at a dose 5 MAC) with using of excreta of

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, пр. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, 49010, Україна
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Gagarin Ave., 72, Dnipropetrovsk, 49010, Ukraine
Тел.:+38-093-358-07-45. E-mail: vasilyuk.elena@mail.ru

C. capreolus was observed. In conditions of Cd at a doze 10 MAC the ALT activity was reduced 2 times with the introduction of excreta of *C. capreolus* as *S. scrofa* compared to control (Cd at a dose 10 MAC). The introduction of excreta of *S. scrofa* compared with *C. capreolus* restored the albumin content by 10% to the control. Thus, the feasibility of using different biological community representatives for comprehensive regulation of the environmental changes in the conditions of steppe Ukraine has been found.

Keywords: water-soluble protein fraction; heavy metal; mammals; maximum allowable concentration; anthropogenic stress

Вступ

Екологічні (абіотичні, біотичні та антропогенні) чинники суттєво впливають на тваринні та рослинні організми, їх фізіологічні, морфометричні та біохімічні показники в динаміці росту та розвитку. Важкі метали (ВМ), як потужні та поширені полютанти антропогенного походження, масштабно впливають на всі складові біоти: мікробоценоз, зооценоз, фітоценоз. В осьових органах кукурудзи екзогенний Cd у концентраціях 10^{-8}, 10^{-7}, 10^{-6} М токсичний, індукує зростання кількості фенольних сполук, вільного проліну (Pr) відносно вмісту вільних амінокислот (Kobyletska and Terek, 2002). Boshoff et al. (2014) порівняли особливості вегетації та накопичення As, Cd, Cu, Pb та Zn у траві *Agrostis sp.*/*Poa sp.* та *Urtica dioica* L., що росли у ґрунтах із широким діапазоном забруднення ВМ і значним варіюванням властивостей. Запропоновано версію генетичного різноманіття у *Viola reichenbachiana* Jord. ex Boreau та *V. riviniana* Reichenb., які зростають на ґрунтах із різним вмістом ВМ (Kuta et al., 2014).

Hameed et al. (2011) надали відомості стосовно того, що солі $CdCl_2$ та $HgCl_2$ залежно від концентрації індукували різну відповідь ферментів антиоксидантного захисту (АОЗ), пов'язаних із постійною детоксикацією H_2O_2: аскорбатпероксидази (APX, EC 1.11.1.11), каталази (CAT, EC 1.11.1.6), глутатіонредуктази (GR, EC 1.6.4.2). супероксиддисмутази (SOD, EC 1.15.1.1) у *Abelmoschus esculentus* L., адаптованої до виживання у стресових умовах. Wang et al. (2010) визначили механізми детоксикації Pb, Zn, Cu, Cd у саджанцях *Paulownia fortunei* (Seem.) Hemsl та вплив ВМ на термін проростання, довжину коренів, вміст пігментів. З'ясовано ефективний механізм детоксикації Pb та Cd за рахунок активації ферментів АОЗ, фітохелатування та підвищення вмісту Pr. Навіть у низьких концентраціях Cu загрожувала росту та розвитку саджанців. Hasan et al. (2011) досліджували позитивний та токсичний ефект Co на п'яти сортах томату за реакцією ферментів АОЗ на стрес: пероксидази (PX, EC 1.11.1.7), каталази, СОД, нітрат-редуктази (NR, EC 1.6.6.1), карбоангідрази (EC 4.2.1.1), за вмістом Pr та за впливом на фотосинтез деяких сільськогосподарських рослин. Щодо стійкості до Co сорти томатів розташовані таким чином: K-25 > NTS > NBR-Uday > Sarvodya > Malti.

Joshi et al. (2011) визначили роль групи органічних речовин (етрелу та нафталіноцтової кислоти), деяких регуляторів рослин (РРР) на морфометричні (висота рослини, кількість суцвіть, кількість чоловічих та жіночих квіток у суцвітті та їх співвідношення) та біохімічні показники (вміст хлорофілів та Pr, активність NR) у рослини *Jatropha curcas* L. Автори показали пряму кореляцію між синергізмом органічних речовин (ауксином, етиленом) та концентрацією РРР.

Rau et al. (2007) дослідили чутливість *Fontinalis antipyretica* Hedw. до ВМ (Cu, Cd, Zn, Pb) на рівні біохімічних реакцій (хлорофільна флуоресценція, внутріклітинна локалізація ВМ та рівень стресових білків). Відбулось зниження флуоресценції хлорофілу та індукція стресових білків у водяного моху на фоні підвищення внутрішньоклітинної локалізації ВМ.

На забруднених ВМ територіях Wu et al. (2010) розрахували металоакумуляцію (94,7 мг/кг As, 417 мг/кг Pb, 498 мг/кг Zn, 5,8 мг/кг Cd, 27,7 мг/кг Cu) та виявили ендомікоризний статус у коренях *Cynodon dactylon* (L.) Pers., що колонізований грибами роду *Acaulospora* (Gerdemann and Trappe, 1974) та *Glomus* (Tul. and C. Tul., 1845). Знайдено 82 спори на 25 г забрудненого ґрунту та 371 спору на 25 г незабрудненого ґрунту, тоді як мікробіологічне різноманття було значно вищим для інтенсивніше забруднених ґрунтів. Дані дослідження доцільно використовувати для фітовідновлення на металозабруднених територіях толерантних до грибів видів рослин.

Вплив Cd вивчали і на тваринних об'єктах. Sheryl et al. (2011) дослідили вплив Cu та Cd на фагоцитоз у *Eisenia hortensis* (Michaelsen, 1890), на здатність гіалінових амебоцитів поглинати флуоресцентні кишкові палички, що доцільно використовувати для тестування токсикологічних наслідків впливу екологічних забруднювачів, використовуючи целомоцити дощового черва як індикатор окисного стресу та порушення імунної відповіді. Song et al. (2014) виявили ефект дії Cu та Cd (як поодинока, так і комплексна експозиція) на виді риби *Synechogobius hasta* (Temminck et Schlegel, 1845) у Китаї, Японії та Кореї. Li et al. (2014) визначили ефект генної експресії на оксигенний стрес в ендемічного виду риби *Gobio cypris rarus* (M.R. Ye and T.Y. Fu, 1983) у Китаї.

Has-Schön et al. (2015) порівняли розподіл та біоакумуляцію Pb, Cd, As та Hg у тканинах озерних риб *Cyprinus carpio haematopterus* (Temminch et Schlegel, 1842) та *Sylurus glanis* (Linnaeus, 1758) з Боснії та Герцеговини. Концентрація As була нижчою за ГДК (Хорватія та ін.), вміст Hg становив менше 1 мг/кг. У м'язах зразків обох видів риб та в усіх зразках печінки сома вміст Hg був вищим 0,5 мг/кг (вище показників ГДК для Хорватії та інших країн). Вміст Pb у більшості зразків м'язів був вищим 1 мг/кг (показник ГДК Хорватії); у більшості зразків печінки сома вміст Hg був таким самим. Концентрація Cd в усіх тканинах, крім гонад, була вища 0,1 мг/кг (ГДК для Хорватії) із підвищенням концентрації у мальків. Гендерні відмінності спостерігали тільки у коропа, де концентрація As була на 68% вищою в ікрі, ніж у молоках. Концентрація усіх інших елементів підвищена у сома порівняно з коропом у більшості видів тканин. Автори зареєстрували достовірну кореляцію між усіма даними елементами у м'язах та печінці коропа. Достовірна акумуляція ВМ коропом і сомом корелювала з віком та масою тіла. Видова та тканинна біоакумуляція специфічна та відрізняється для кожного з елементів.

У субтропічних мангрових устриць *Crassostrea corteziensis* (Hertlein, 1951) з'ясовано (Páez-Osuna, 2015) біодоступність Cd, Hg, Cu, Pb та Zn. Shamim et al. (2014) дослідили вплив Cd і на деяких представників дроб'янок (*Cupriavidus metallidurans* CH34 та *Pseudomonas putida* mt2). На забруднених ВМ ґрунтах Weyens et al. (2014) також визначили бактеріальну асоціацію люпину та оцінили її потенціал для підвищення Cd-фітоекстракції.

Значний внесок у захист та відновлення довкілля за умов антропогенного навантаження забезпечують біотичні чинники з використанням ферментативної системи білкового обміну (Vasilyuk and Pakhomov, 2012, 2014). Біотичні чинники (екскреторна та рийна активність ссавців) відіграють середовищетвірну роль в умовах неконтрольованої діяльності людини. Середовищетвірна активність тварин – опосередкований чинник в умовах антропогенного впливу на довкілля. Мета цієї статті – виявити із застосуванням біохімічних методів (активність ферментів азотного метаболізму та вміст альбумінів) вплив екскрецій *Sus scrofa* L. та *Capreolus capreolus* L. на фоні дії солей Cd.

Матеріал і методи досліджень

Досліди проводили в умовах Присамарського міжнародного біосферного стаціонару імені О.Л. Бельгарда. Як контроль обрано територію, не забруднену Cd (липово-ясенева діброва із зірочником ланцетолистим (*Stellaria holostea* L.)) та в умовах забруднення ґрунтів солями Cd (Cd вносили у ґрунт у вигляді $Cd(NO_3)_2$ у концентраціях 0,25, 1,25 та 2,50 г/м^2, що еквівалентно Cd у дозі 1, 5 та 10 ГДК). Для запобігання забруднення шарів ґрунту Cd були використані ізольовані на глибину 20 см ґрунтові блоки. При внесенні враховано ГДК для Cd – 5 мг/кг ґрунту. Визначено загальну (Polevoy and Maximov, 1978) активність аланінамінотрансферази (ALT, ЕС 2.6.1.2; нМ піровиноградної кислоти/мл·с) і концентрацію (мг/мл) водорозчинної фракції білка (Bradford, 1976) як індикаторів екологічного стану довкілля. АЛТ та аспартатамінотрансфераза (AST, ЕС 2.6.1.1) є частиною ферментативної системи, за допомогою якої утилізується первинний продукт фотосинтезу C_4 групи рослин – аспартат, який синтезується у мезофілі листка та направляється до клітин обкладинки судинних пучків (Polevoy and Maximov, 1978). За допомогою АСТ у клітинах обкладинки судинних пучків листка відбувається декарбоксилювання аспартату, що утворився у мезофілі листка, до піровиноградної кислоти та діоксиду карбону. Піруват амінується за допомогою АЛТ до аланіну і повертається до мезофілу листка, де дезамінується за участю того самого АЛТ. У роботі достовірною вважали відмінність між дослідним варіантом та контролем за $P < 0.05$ (Dospekhov, 1985).

Вплив екскрецій ссавців визначали на прикладі внесення екскрецій *S. scrofa* та *C. capreolus*. Біохімічні показники визначали через місяць у листках *Glechoma hederacea* L., яка домінувала на дослідній території, за такою схемою:

1) дія тільки солей Cd: контроль (ділянка без забруднення Cd та без екскрецій ссавців), дослід 1 ГДК Cd, дослід 5 ГДК Cd;

2) комбінована дія солей Cd та екскрецій *C. capreolus* та *S. scrofa*: контроль 1 ГДК Cd, вплив 1 ГДК Cd на фоні екскрецій *S. scrofa*, вплив 1 ГДК Cd на фоні екскрецій *C. capreolus*, контроль 5 ГДК Cd, вплив 5 ГДК Cd на фоні екскрецій *S. scrofa*, вплив 5 ГДК Cd на фоні екскрецій *C. capreolus*, контроль 10 ГДК Cd, вплив 10 ГДК Cd на фоні екскрецій *S. scrofa*, вплив 10 ГДК Cd на фоні екскрецій *C. capreolus*.

Результати та їх обговорення

Визначено достовірне ($t_{0,05}$ = 3,59 та 2,59) зниження активності АЛТ у листках *G. hederacea* L. у 3–4 рази у разі збільшення концентрації Cd з 1 до 5 ГДК відносно контролю (ділянка без забруднення Cd та без екскрецій ссавців). Уміст водорозчинної фракції білків був достовірно ($t_{0,05}$ = 1,64, 1,96 та 2,41) нижчим відносно контролю (ділянка без забруднення Cd та без екскретів ссавців) за умови внесення Cd у дозі 1 та 5 ГДК та становив 72% та 80% від контролю (табл. 1).

Таблиця 1

Вплив Cd на загальну активність аланінамінотрансферази та концентрацію водорозчинної фракції білків у листках *G. hederacea*

Показники	Варіант досліду	x ± SD	Дослід/ контроль, %
АЛТ	контроль (ділянка без *Cd* та екскрецій ссавців)	1,61 ± 0,179	–
	1 ГДК *Cd*	0,41 ± 0,041*	25,0
	5 ГДК *Cd*	0,62 ± 0,109*	38,2
Водорозчинна фракція - білка	контроль (ділянка без *Cd* та екскрецій ссавців)	1,82 ± 0,115	–
	1 ГДК *Cd*	1,46 ± 0,035*	80,1
	5 ГДК *Cd*	1,33 ± 0,076*	72,9

Примітки: x – середнє значення, SD – стандартне відхилення; * – достовірність відмінності між дослідним варіантом та контролем $P < 0,05$.

За умов комбінованої дії зоогенних (екскреції ссавців) та антропогенних (додавання Cd) чинників визначили достовірне ($t_{0,05}$ = 1,61 та 2,53) підвищення на 41% активності АЛТ в листках *G. hederacea* порівняно з контролем (контроль 1 ГДК Cd) за рахунок впливу екскрецій *S. scrofa* та на 105% – завдяки екскреціям *C. capreolus*. У разі збільшення концентрації Cd до 5 ГДК відбулось достовірне зниження ($t_{0,05}$ = 1,11) нітратного обміну на 39% відносно контролю (контроль 5 ГДК Cd) на фоні дії екскрементів *S. scrofa* та недостовірно ($t_{0,05}$ = 0,20) – на фоні дії *C. capreolus*.

За умов 10 ГДК Cd спостерігали інгібіювання ($t_{0,05}$ = 1,60 та 1,54) нітратного обміну та вмісту альбумінів на 50% на фоні екскретів як *C. capreolus*, так і *S. scrofa* відносно контролю (контроль 10 ГДК Cd). Активність АЛТ також достовірно ($t_{0,05}$ = 3,59, 2,49, 2,16, 2,59, 3,66 та 2,34) знижена у даному експерименті для всіх варіантів досліду відносно контролю (ділянка без забруднення Cd та без екскрецій Mammalia), тобто комбінована дія чинників все ж сприймається рослиною як подвійний стрес за умови дії даного металу (табл. 2).

За умов комбінованої дії кадмію та екскрецій змінювалась і концентрація водорозчинної фракції білка в лис-

тках *G. hederacea*. За умов внесення 1 ГДК Cd на фоні дії екскрецій ссавців відбулось коливання (зниження/підвищення) нітратного обміну таким чином, що *C. capreolus* сприяла відновленню активності АЛТ до контрольних показників (контроль 1 ГДК Cd), відмінності між дослідним варіантом та контролем не були достовірними ($t_{0,05}$ = 0,10).

Таблиця 2

Вплив комбінованої дії екскрементів ссавців та Cd на загальну активність аланінамінотрансферази в листках *G. hederacea*

Варіант досліду	x ± SD	Дослід/ контроль, %
Контроль 1 ГДК *Cd*	0,41 ± 0,039	–
S. scrofa + 1 ГДК *Cd*	0,57 ± 0,142*	141,8
C. capreolus + 1 ГДК *Cd*	0,83 ± 0,082*	205,8
Контроль 5 ГДК *Cd*	0,62 ± 0,109	–
S. scrofa + 5 ГДК *Cd*	0,38 ± 0,041*	61,5
C. capreolus + 5 ГДК *Cd*	0,57 ± 0,071	92,3
Контроль 10 ГДК *Cd*	1,97 ± 0,287	–
S. scrofa + 10 ГДК *Cd*	0,97 ± 0,179*	49,4
C. capreolus + 10 ГДК *Cd*	1,00 ± 0,188*	50,6
Контроль (ділянка без *Cd* та екскрецій ссавців)	1,61 ± 0,179	–
Контроль 1 ГДК *Cd*	0,41 ± 0,039*	25,0
Sus scrofa + 1 ГДК *Cd*	0,57 ± 0,142*	35,3
C. capreolus + 1 ГДК *Cd*	0,83 ± 0,082*	51,5
Контроль 5 ГДК *Cd*	0,62 ± 0,109*	38,2
S. scrofa + 5 ГДК *Cd*	0,38 ± 0,041*	23,5
C. capreolus + 5 ГДК *Cd*	0,57 ± 0,071*	30,8

Примітка: див. табл. 1.

Таблиця 3

Вплив комбінованої дії екскрементів ссавців та Cd на вміст білків водорозчинної фракції в листках *G. hederacea*

Варіант досліду	x ± SD	Дослід/ контроль, %
Контроль 1 ГДК *Cd*	1,47 ± 0,049	–
S scrofa + 1 ГДК *Cd*	1,35 ± 0,038*	89,9
C. capreolus + 1 ГДК *Cd*	1,48 ± 0,145	100,2
Контроль 5 ГДК *Cd*	1,33 ± 0,076	–
S. scrofa + 5 ГДК *Cd*	1,31 ± 0,120	98,6
C. capreolus + 5 ГДК *Cd*	1,33 ± 0,088	100,3
Контроль 10 ГДК *Cd*	2,50 ± 0,103	–
S. scrofa + 10 ГДК *Cd*	1,61 ± 0,145*	64,4
C. capreolus + 10 ГДК *Cd*	1,33 ± 0,144*	53,3
Контроль (ділянка без *Cd* та екскрецій Mammalia)	1,76 ± 0,018	–
Контроль 1 ГДК *Cd*	1,47 ± 0,049*	84,8
Sus scrofa + 1 ГДК *Cd*	1,35 ± 0,038*	76,6
C. capreolus + 1 ГДК *Cd*	1,48 ± 0,145	106,9
Контроль 5 ГДК *Cd*	1,33 ± 0,076*	65,4
S. scrofa + 5 ГДК *Cd*	1,31 ± 0,120*	74,7
C. capreolus + 5 ГДК *Cd*	1,33 ± 0,088*	78,1

Примітка: див. табл. 1.

Підвищення вмісту металу (5 ГДК Cd) на фоні внесення екскрецій як *S. scrofa*, так і *C. capreolus* також сприяли відновленню нітратного метаболізму відносно контролю (контроль 5 ГДК Cd), наближаючи до контрольного ($t_{0,05}$ = 0,07 та 0,02). За умов дії тільки кадмію активність АЛТ була достовірно інгібована.

За 10 ГДК Cd екскреції *S. scrofa* порівняно з *C. capreolus* сприяли достовірному відновленню (на 10%) вмісту альбумінів до контрольного показника ($t_{0,05}$ = 2,76), тоді як на фоні внесення екскрецій *C. capreolus* активність АЛТ залишалася удвічі нижчою за контроль (контроль 10 ГДК Cd).

Вміст альбумінів достовірно ($t_{0,05}$ = 5,99, 17,69, 2,09, 2,10, 3,60 та 1,29) знижений майже для усіх варіантів досліду відносно контролю (ділянка без забруднення Cd та екскрецій ссавців), що доводить наявність подвійного стресу за умов комбінованої дії екскрементів ссаців і внесення даного металу (табл. 3).

Зареєстровано достовірну кореляцію (r = 0,91) між активністю АЛТ і вмістом альбумінів за умов тільки впливу Cd у спектрі даних концентрацій. Кореляція між активністю АЛТ та водорозчинною фракцією білка за умов комбінованої дії Cd та екскрементів ссавців становила r = 0,94 (1 ГДК Cd), r = 0,97 (5 ГДК Cd) та була відсутня за 10 ГДК Cd (r = 0,15).

Висновки

Кадмій впливав на накопичення білків водорозчинної фракції в листках *G. hederacea*, знижуючи ($t_{0,05}$ = 1,64, 1,96 та 2,41) на 20% та 28% активність даного ензиму відносно контролю (ділянка без забруднення Cd та екскрецій ссавців). Cd в листках *G. hederacea* достовірно (P < 0,05) інгібував ($t_{0,05}$ =1,98 та 2,80) активність АЛТ для всіх варіантів досліду. Наявна кореляція (r = 0,91) між активністю АЛТ і вмістом альбумінів.

За умов комбінованої дії Cd та екскрементів *C. capreolus* останні сприяли нормалізації активності АЛТ в листках *G. hederacea* до 205% (на фоні 1 ГДК Cd) та наближенню до контрольних показників (на фоні 5 ГДК Cd). За умов внесення 10 ГДК Cd протекторної дії екскрементів *C. capreolus* відносно контролю (10 ГДК Cd) не виявлено. Екскреції *S. scrofa* сприяли підвищенню активності АЛТ до 141% (на фоні 1 ГДК Cd), ефект нормалізації стресу від концентрацій Cd 5 та 10 ГДК не спостерігався. Вміст альбумінів наближався до контрольного показника за даної концентрації Cd (1 та 5 ГДК) відносно відповідних контролів (контроль 1 ГДК Cd та 5 ГДК Cd).

Між активністю АЛТ та водорозчинною фракцією білка за умов комбінованої дії Cd та екскрементів ссавців кореляція становила r = 0,94 (1 ГДК Cd), r = 0,97 (5 ГДК Cd); за 10 ГДК Cd кореляція булла недостовірною (r = 0,15).

Бібліографічні посилання

Boshoff, M., Jonge, M.D., Scheifler, R., Bervoets, L., 2014. Predicting As, Cd, Cu, Pb and Zn levels in grasses (*Agrostis sp.* and *Poa sp.*) and stinging nettle (*Urtica dioica*) applying soil – plant transfer models. Sci. Total. Environ. 493(15), 862–871.

Bradford, M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilising the principle of protein-dye binding. Anal. Biochem. 72, 248–254.

Dospekhov, B.A., 1985. Metodika polevogo opyta [Methods of experience of the field]. Agroprom Press, Moscow (in Russian).

Fuller-Espie, S.L., Bearoff, F.M., Minutillo, M.A., 2011. Exposure of coelomocytes from the earthworm *Eisenia hortensis* to Cu, Cd, and dimethylbenz[a]anthracene: An *in vitro* study examining reactive oxygen species production and immune response inhibition. Pedobiologia 54(29), S31–S36.

Hameed, A., Mahmooduzzafar, T.N.Q, Siddiqi, T.O., Iqbal, M., 2011. Differential activation of the enzymatic antioxidant system of *Abelmoschus esculentus* L. under $CdCl_2$ and $HgCl_2$ exposure. Braz. J. Plant Physiol. 23(1), 46–54.

Hasan, S.A., Hayat, S., Wani, A.S, Ahmad, A., 2011. Establishment of sensitive and resistant variety of tomato on the basis of photosynthesis and antioxidative enzymes in the presence of cobalt applied as shotgun approach. Braz. J. Plant Physiol. 23(3), 175–185.

Has-Schön, E., Bogut, I., Vuković, R., Galović, D., Bogut, A., Horvatić, J., 2015. Distribution and age-related bioaccumulation of lead (Pb), mercury (Hg), cadmium (Cd), and arsenic (As) in tissues of common carp (*Cyprinus carpio*) and European catfish (*Sylurus glanis*) from the Buško Blato reservoir (Bosnia and Herzegovina). Chemosphere 135, 289–296.

Joshi, G., Shukla, A., Shukla, A., 2011. Synergistic response of auxin and ethylene on physiology of *Jatropha curcas* L. Braz. J. Plant Physiol. 23(1), 66–77.

Kobyletska, M., Terek, O., 2002. Vplyv ioniv kadmiiu na vmist fenolnykh spoluk ta vilnoho prolinu v roslynakh kukurudzy [The impact of cadmium ions on the content of phenolic compounds and free proline in maize plants]. Visn. Lviv. Univ. Ser. Biol. 28, 311–316.

Kuta, E., Jędrzejczyk-Korycińska, M., Cieślak, E., Rostański, A, Szczepaniak, M., Migdałek, G, Wąsowicz, P., Suda, J., Combik, M., Słomka, A., 2014. Morphological versus genetic diversity of *Viola reichenbachiana* and *V. riviniana* (sect. Viola, Violaceae) from soils differing in heavy metal content. Plant Biol. 16(5), 924–934.

Li, Z.H., Chen, L., Wu, Y.H., Li, P., 2014. Effects of mercury on oxidative sand gene expression of potential biomarkers in larvae of the Chinese rare minnow *Gobiocypris rarus*. Environ. Contam. Toxicol. 67(2), 245–251.

Páez-Osuna, F., 2015. Bioavailability of cadmium, copper, mercury, lead, and zinc in subtropical coastal lagoons from the southeast Gulf of California osing mangrove oysters (*Crassostrea corteziensis* and *Crassostrea palmula*). Environ. Contam. Toxicol. 68(2), 305–316.

Pakhomov, A.Y., Vasilyuk, O.M., 2012. Aktyvinst' fermentiv pereaminuvannya yak indykator seredovyshchetvirnoyi funktsiyi Mammalia v transformovanykh ekosystemakh [Activity of transamination enzymes as the indicator of environmantal forming function of Mammalia representatives in transformed antropogenic ecosystem]. Sci. Vis. Cher. Univ. Ser. Biol. System. 4(4), 455–462.

Polevoy, V., Maximov, G. (ed.), 1978. Metody biohimicheskogo analiza rastenij [Methods of analysis biochemically of plants]. Leningrad Univ. Press, Leningrad (in Russian).

Rau, S., Miersch, J., Neumann, D., Weber, E., Krauss, G.-J., 2007. Biochemical responses of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica* to Cd, Cu, Pb and Zn determined by chlorophyll fluorescence and protein levels. Environ. Exp. Bot. 59(3), 299–306.

Shamim, S., Rehman, A., 2014. Cadmium-resistance mechanism in the bacteria *Cupriavidus metallidurans* CH34 and *Pseudomonas putida* mt2. Environ. Contam. Toxicol. 67(2), 149–157.

Song, Y.F., Luo, Z., Pan, Y.X., Liu, X., 2014. Effects of copper and cadmium on lipogenic metabolism and metal element composition in the javelin goby (*Synechogobius hasta*) after single and combined exposure. Environ. Contam. Toxicol. 67(2), 167–180.

Vasilyuk, O.M., Pakhomov, A.Y., 2012. Vplyvi ioniv nikelju na funkcional'nu aktyvnist' transaminaz v lystkah *Glechoma hederatia* L. v umovahryjnoi' aktyvnosti Mammalia [Effect of nickel ions on the functional activity of enzymes in the leaves of *Glechoma hederatia* L. in digging activity of Mammalia]. Achievement of High school-2012: Materialy VIII Mezhdunarodnoj Nauchno-Prakticheskoj Konferencii. Bjal GRAD-BG, Sofija, 21, 43–49 (in Ukrainian).

Vasilyuk, O.M., Pakhomov, A.Y., 2014. Effect of lead ions on alanine aminotransferase activity in *Glechoma hederacea* leaves subject. Scientific Enquiry in the Contemporary World: Theoretical basics and innovative approach. Colloquium, California, USA, 19–26.

Wang, J., Li, W., Zhang, C., Ke, S., 2010. Physiological responses and detoxific mechanisms to Pb, Zn, Cu and Cd in young seedlings of *Paulownia fortunei*. J. Environ. Sci. 22(12), 1916–1922.

Weyens, N., Gielen, M., Beckers, B., Boulet, J., van der Lelie, D., Taghavi, S., Carleer, R., Vangronsveld, J., 2014. Bacteria associated with yellow lupine grown on a metal-contaminated soil: *In vitro* screening and *in vivo* evaluation for their potential to enhance Cd phytoextraction. Plant Biol. 16(5), 998–996.

Wu, F.Y., Bi, Y.L., Leung, H.M., Ye, Z.H., Lin, X.G., Wong, M.H., 2010. Accumulation of As, Pb, Zn, Cd and Cu and arbuscular mycorrhizal status in populations of *Cynodon dactylon* grown on metal-contaminated soils. Appl. Soil Ecol. 44(3), 213–218.

Надійшла до редколегії 22.06.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 221–224.

doi:10.15421/011532

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК [581.1:582.926.2]:661.162.65

Вплив синтетичних стимуляторів росту на морфофізіологічні характеристики та біологічну продуктивність культури картоплі

В.В. Рогач, Т.І. Рогач

Вінницький державний педагогічний університет імені Михайла Коцюбинського, Вінниця, Україна

Досліджено вплив синтетичних стимуляторів росту рослин на ріст, розвиток і продуктивність культури картоплі. Застосування гіберелової кислоти, 1-нафтилоцтової кислоти та 6-бензиламінопурину – високоефективний засіб регуляції морфогенезу та продуктивності картоплі. Лінійні розміри рослин картоплі та маси сухої та сирої речовини цілої рослини збільшувалися лише за умов застосування гіберелової кислоти. Інші регулятори росту показників достовірно не змінювали. За дії гіберелової кислоти та 6-бензиламінопурину збільшувалася кількість листків на рослині, маса сирої та сухої речовини листя, що є однією з основних передумов посилення фотосинтетичної активності рослини. Усі три стимулятори росту збільшували площу листкової поверхні. Гіберелова та 1-нафтилоцтова кислоти зумовлювали потовщення хлоренхіми та зростання об'єму клітин стовпчастої паренхіми. Наслідком збільшення площі листя та розростання мезофілу стало підвищення листкового індексу та питомої поверхневої щільності листків. Зміни фітометричних і мезоструктурних показників листків та збільшення вмісту суми хлорофілів за дії регуляторів росту сприяли посиленню фотосинтетичної активності листкового апарату, наслідком чого було підвищення показника чистої продуктивності фотосинтезу та зростання урожайності культури. Найефективнішим було застосування гіберелової кислоти та 6-бензиламінопурину.

Ключові слова: картопля європейська; Solanum tuberosum; морфогенез; активатори росту; урожайність

Influence of synthetic growth stimulators on morphological and physiological characteristics and biological productivity of potato culture

V.V. Rogach, T.I. Rogach

Vinnytsya State Pedagogical University named after Mykhailo Kotsubinskyi, Vinnytsya, Ukraine

Effect of the synthetic plant growth stimulators on growth, development and productivity of potato crops has been studied. It is established that the use of gibberellic acid, 1-naphthylacetic acid and 6-benzylaminopurine is highly effective means for regulating morphogenesis and productivity of potato. It is found that the linear dimensions of potato and weight of raw and dry matter of the whole plant increase only upon applying gibberellic acid. Other growth regulators have not changed the indexes significantly. The number of leaves per plant, weight of raw and dry matter of leaves increased under the influence of gibberellic acid and 6-benzylaminopurine, that was one of the main prerequisites to strengthen the photosynthetic activity of plants. All growth stimulators increased the leaf area. Gibberellic acid and 1-naphthylacetic acid reasoned the thickening of the chlorenchyma and growth of columnar cells of the parenchyma. Increase in leaf area and proliferation of mesophyll resulted in the increase of the leaf index and specific surface density of the leaf. Changes of phytometric and mezo-structure indexes of leaves and increase in the amount of chlorophyll under the influence of growth regulators contributed to intensification of photosynthetic activity of the leaf apparatus, and its consequence was the increase in net photosynthetic productivity and crop yields. The use of gibberellic acid and 6-benzylaminopurine proved to be the most effective.

Keywords: European potato; *Solanum tuberosum*; morphogenesis; growth stimulators; productivity

Вінницький державний педагогічний університет імені Михайла Коцюбинського, вул. Острожського, 32, Вінниця, 21000, Україна
Vinnytsya State Pedagogical University named after Mykhailo Kotsubinskyi, Ostrozhskogo Str., 32, Vinnytsya, 21000, Ukraine
Tel.: +38-098-594-48-32. E-mail: rogachv@ukr.net

Вступ

Зростаючі потреби сучасного аграрного виробництва визначають необхідність пошуку нових шляхів і способів підвищення продуктивності сільськогосподарських культур та якості їх продукції. Важливим компонентом сучасних технологій рослинництва є регулятори росту (Komarova, 1998; Henselová, 1998; Romaniuk et al., 1998; Zrůst and Henselová, 1998; Chirag et al., 2007; Bobyliov et al., 2014). Інтерес до даної групи сполук зумовлений широким спектром їх дії на рослини, можливістю спрямовано регулювати окремі етапи онтогенезу з метою мобілізації потенційних можливостей рослинного організму та ефективнішої реалізації генетичної програми (Khan and Samiullah, 1998; Vizárová and Macháčková, 2001; Malinauskaitė and Jakienė, 2005). Найбільш застосовуваною групою регуляторів росту є стимулятори – нативні фітогормони та їх синтетичні аналоги (Laichicxi et al., 2002; Gavelienė et al., 2007). За допомогою цих сполук можна впливати на інтенсивність і спрямованість фізіологічних процесів у рослинному організмі (Xinping et al., 2002; Angela, 2004; Povh and Ono, 2006; Fauate et al., 2007).

Продуктивність рослин великою мірою визначається стратегією перерозподілу асимілятів, співвідношенням процесів росту та фотосинтезу, між якими встановлюється динамічний стан із постійною корекцією величини донорно-акцепторних відносин залежно від різноманітних зовнішніх впливів (Junying et al., 2002; Xinping et al., 2002). Саме нативні гормони та їх синтетичні аналоги можуть спрямовано регулювати фізіолого-біохімічні процеси у рослині та спрямовувати потоки асимілятів до господарсько цінних тканин і органів (Khan and Samiullah, 1998; Vizárová and Macháčková, 2001; Povh and Ono, 2006; Gavelienė et al., 2007).

У зв'язку із цим мета нашого дослідження – виявити вплив синтетичних аналогів основних стимулювальних гормонів (ауксинів, цитокінінів та гіберелінів) на ріст, розвиток і продуктивність картоплі.

Матеріал і методи досліджень

Польові дрібноділянкові досліди закладали на землях СФГ «Бержан П.Г.», с. Горбанівка Вінницького району Вінницької області у вегетаційні періоди 2013 і 2014 років. Посадку картоплі середньораннього сорту Санте проводили 18.04.2013 та 03.05.2014 р. за схемою 70 × 30 см. Площа ділянок – 33 м^2, повторність досліду – п'ятиразова. Рослини обробляли вранці за допомогою ранцевого оприскувача ОП-2 до повного змочування листків 0,005% розчином гіберелової кислоти (ГК3), 0,005% розчином 1-нафтилоцтової кислоти (1-НОК) і 0,005% розчином 6-бензиламінопурину (6-БАП) у фазу бутонізації 14.06.2013 та 17.06.2014 р. Контрольні рослини обприскували водопровідною водою.

Фітометричні показники (висоту рослин, масу сухої та сирої речовини рослини та листя, площу листків) визначали на 20 рослинах (Bala et al., 2013). Відбирання матеріалів для вивчення мезоструктурної організації листка проводили у фазу початку бульбоутворення. Мезоструктуру листків дослідних рослин вивчали на фіксованому матеріалі. Для його консервації застосовували суміш рівних частин етилового спирту, гліцерину, води з додаванням 1% формаліну. Визначення розмірів клітин, товщини їх хлоренхіми здійснювали за допомогою мікроскопа Мікмед-1 та окулярного мікрометра МОВ-1-15х. Для мезоструктурного аналізу відбирали листки середнього ярусу, анатомічні показники стебла визначали також у середній його частині (Bala et al., 2013).

Визначення вмісту хлорофілів проводили у свіжому матеріалі спектрофотометричним методом на спектрофотометрі СФ-18 (Bala et al., 2013). Протягом вегетації визначали чисту продуктивність фотосинтезу, листковий індекс як площу всіх листків на одиницю поверхні ґрунту (Bala et al., 2013). Урожайність визначали методом підрахунку та зважування з кожної ділянки окремо.

Результати досліджень обробляли статистично за допомогою комп'ютерної програми Statistica 6.0. Застосовували однофакторний дисперсійний аналіз (відмінності між середніми значеннями обчислювали за критерієм Стьюдента, їх вважали вірогідними за $P < 0,05$ (Van Emden, 2008). У таблиці та на рисунку наведено середньоарифметичні значення та їх стандартні похибки.

Результати та їх обговорення

За результатами наших досліджень установлено, що синтетичні стимулятори росту та розвитку рослин 1-нафтилоцтова, гіберелова кислоти та 6-бензиламінопурин зумовили зміни морфогенезу та продуктивності рослин картоплі сорту Санте (табл.). Зокрема, встановлено, що застосування гіберелової кислоти зумовлювало збільшення лінійних розмірів рослин на кінець вегетації в середньому на 20% по роках досліджень (Khan and Samiullah, 1998; Fauate et al., 2007). У випадку застосування інших стимуляторів росту висота рослин достовірно не змінювалася. Одночасно за дії гібереліновго стимулятора достовірно зростала маса сирої та сухої речовини цілої рослини, тоді як за умов обробки іншими препаратами спостерігали лише тенденцію до збільшення згаданих показників (Khan and Samiullah, 1998; Fauate et al., 2007).

Застосування рістстимулювальних препаратів викликало зміни у листковому апараті рослин картоплі. Гібереліновий та цитокініновий препарати зумовлювали достовірне збільшення кількості листків на рослині, маси сирої та сухої речовини листків, що є типовою реакцією рослинного організму на дію стимуляторів росту та знаходить своє підтвердження в літературних джерелах (Khan and Samiullah, 1998; Povh and Ono 2006; Fauate et al., 2007). Проведені нами дослідження свідчать, що усі три стимулятори росту зумовлювали зростання площі листкової поверхні дослідних рослин. Найбільша площа листя спостерігалася в рослин, що зазнали дії 6-бензиламінопурину. Такі зміни кількісних показників листкового апарату рослин картоплі можуть позитивно впливати на їх фотосинтетичну активність (Khan and Samiullah, 1998; Komarova, 1998; Malinauskaitė and Jakienė, 2005).

Значний вплив на функцію фотосинтезу листкової пластинки мають показники її мезоструктурної організації. Отримані нами результати вивчення елементів ме-

зоструктури свідчать, що за дії гіберелової та 1-нафтилоцтової кислот суттєво зростала товщина основної фотосинтезувальної тканини листків – хлоренхіми. Одночасно за дії цих самих препаратів зростав об'єм клітин найактивнішої частини мезофілу – стовпчастої асимиляційної паренхіми.

Важливим показником потужності фотосинтетичного апарату є листковий індекс. Застосування всіх трьох стимуляторів росту зумовлювало його зростання. Найвище значення даного показника зафіксовано після застосування 6-бензиламінопурину за рахунок суттєвого зростання площі листя (табл.).

Таблиця

Морфофізіологічна характеристика рослин картоплі сорту Санте за дії стимуляторів росту (фаза дозрівання бульб, середні дані за 2013 та 2014 роки, n = 20)

Показник	Контроль	Гіберелова кислота	1-Нафтилоцтова кислота	6-Бензиламінопурин
Висота рослини, см	56,0 ± 2,78	67,3 ± 3,32*	57,6 ± 2,73	53,5 ± 2,61
Маса сирої речовини рослини, г	501 ± 24,5	672 ± 33,1*	587 ± 28,2	585 ± 29,1
Маса сухої речовини рослини, г	105 ± 5,0	174 ± 8,3*	125 ± 6,1	116 ± 5,7
Кількість листків на рослині, шт.	21,2 ± 1,02	27,8 ± 1,32*	23,0 ± 1,12	26,3 ± 1,28*
Маса сирої речовини листків, г	53,6 ± 2,32	84,9 ± 4,11*	61,9 ± 3,23	73,3 ± 3,47*
Маса сухої речовини листків, г	14,0 ± 0,66	19,0 ± 0,83*	15,8 ± 0,67	16,9 ± 0,89*
Площа листків, $см^2$	2747 ± 136	3584 ± 178*	3383 ± 169*	4594 ± 222*
Товщина хлоренхіми, мкм	165 ± 4,7	289 ± 9,4*	218 ± 4,7*	168 ± 3,0
Об'єм клітин стовпчастої паренхіми, $мкм^3$	10 097 ± 438	22 241 ± 1082*	18 077 ± 903*	11 716 ± 571
Товщина хлорофілоносної тканини стебла, мкм	41,1 ± 1,13	36,1 ± 1,16*	35,6 ± 0,79*	46,1 ± 1,07*
Листковий індекс, $м^2/м^2$	1,31 ± 0,073	1,72 ± 0,084*	1,63 ± 0,071*	2,19 ± 0,090*
Питома поверхнева щільність листка, $мг/см^2$	3,36 ± 0,187	3,91 ± 0,191*	3,51 ± 0,176	3,49 ± 0,155
Вміст суми хлорофілів (a+b), % на сиру речовину	0,521 ± 0,021	0,463 ± 0,022*	0,542 ± 0,024	0,685 ± 0,032*
Середній урожай бульб, ц/га	144 ± 7,2	201 ± 10,0*	173 ± 8,4*	192 ± 9,2*

Примітка: * – різниця достовірна за $P < 0,05$.

Кількісна характеристика концентрації структурних елементів, які беруть участь у фотосинтетичних процесах, – це питома поверхнева щільність листка. Нами зафіксовано збільшення цього показника після обробки гібереловою кислотою внаслідок потовщення основної фотосинтезувальної тканини листка – хлоренхіми. Відомо, що у рослин картоплі фотосинтез відбувається не лише в листках, а й у стеблах за рахунок розвитку у первинній корі хлорофілоносної тканини. Результати мікроскопічних досліджень стебла свідчать, що гіберелова та 1-нафтилоцтова кислоти достовірно зменшували, а 6-бензиламінопурин збільшував товщину хлорофілоносного шару стебла.

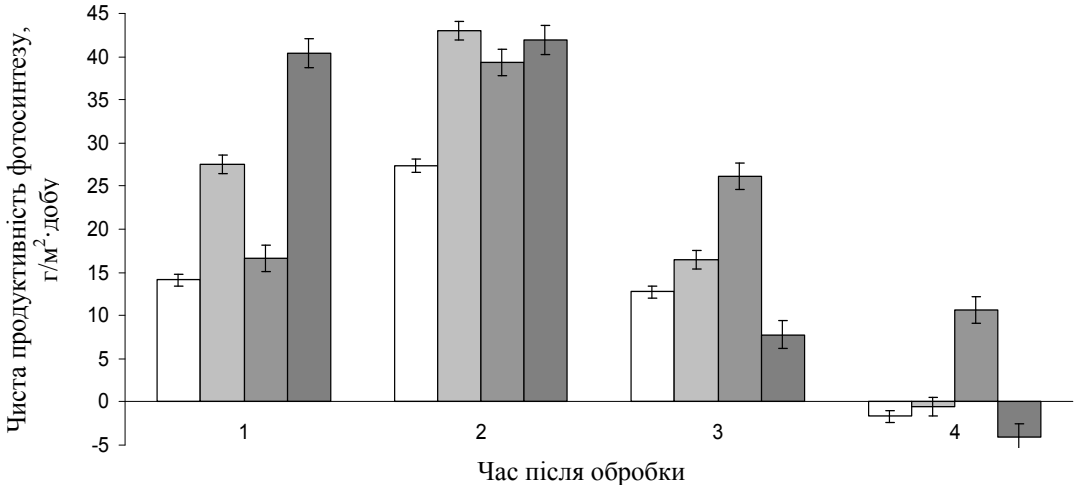


Рис. Вплив стимуляторів росту на чисту продуктивність фотосинтезу рослин картоплі сорту Санте (середні дані за 2013 і 2014 роки): час після обробки 1 – 1–10-та, 2 – 10–20-та, 3 – 20–30-та, 4 – 30–40-ва доба;

– контроль; – гіберелова кислота; – 1-нафтилоцтова кислота; – 6-бензиламінопурин

Морфофізіологічна активність листкового апарату також суттєво залежить від умісту хлорофілів. За результатами наших досліджень установлено, що синтетичні аналоги нативних гормонів-стимуляторів по-різному впливали на вміст основного фотосинтезувального пігменту рослин у тканинах листка. За дії 6-бензиламінопурину відбувалося зростання вмісту суми хлорофілів у листках картоплі практично на третину порівняно з контролем (Angela, 2004). У випадку застосування гіберелової кислоти вміст хлорофілів зменшувався на 12%, а 1-нафтилоцтова кислота практично не змінювала його концентрації.

Отримані результати дослідження вказують на те, що зміни фітометричних і мезоструктурних показників листків та збільшення вмісту хлорофілів за впливу стимуляторів росту сприяли посиленню фотосинтетичної активності листкового апарату (рис.), свідченням чого є суттєво вищі значення чистої продуктивності фотосинтезу.

Таким чином, застосування стимуляторів росту збільшувало кількість листків, їх сиру масу та площу листя, а 6-бензиламінопурин збільшував концентрацію хлорофілу в листках. Такі зміни листкового апарату стали передумовою поліпшення продуктивності культури. У середньому по роках дослідження урожайність картоплі сорту Санте за дії гіберелової кислоти збільшувалася на 39%, застосування 6-бензиламінопурину викликало зростання урожайності на 33%, 1-нафтилоцтової кислоти – на 20%.

Висновки

Синтетичні стимулятори росту та розвитку рослин 1-нафтилоцтова кислота, гіберелова кислота та 6-бензиламінопурин зумовлювали зміни морфогенезу та продуктивності рослин картоплі сорту Санте.

Гіберелова кислота збільшувала лінійні розміри дослідних рослин, масу сирої та сухої речовини цілої рослини. За дії інших препаратів вказані показники достовірно не змінювалися.

Гіберелова кислота та 6-бензиламінопурин достовірно збільшували кількість листків на рослині, масу сухої та сирої речовини листків, а всі три стимулятори росту збільшували площу листкової поверхні.

Обробка 1-нафтилоцтовою та гібереловою кислотами зумовлювала розростання хлоренхіми та збільшення об'єму клітин стовпчастої паренхіми. Вміст хлорофілу в листках достовірно зростав після обробки 6-бензиламінопурином.

Застосування всіх стимуляторів підвищувало листковий індекс та чисту продуктивність фотосинтезу, що в кінцевому результаті підвищувало урожайність культури картоплі. Найефективнішим виявилося застосування гіберелової кислоти.

Бібліографічні посилання

Angela, C., 2004. Dyphenylurea derivatives: Structure-activity relationship in plants. Acta Natur. Aten.-Parm. 40(3–4), 85–89.

Bala, M., Gupta, S., Gupta, N.K., Sangha, M.K., 2013. Practicals in plant physiology and biochemistry. Scientific, Jodhpur.

Bobyliov, Y.P., Brygadyrenko, V.V., Bulakhov, V.L., Gaichenko, V.A., Gasso, V.Y., Didukh, Y.P., Ivashov, A.V., Kucheriavyi, V.P., Maliovanyi, M.S., Mytsyk, L.P., Pakhomov, O.Y., Tsaryk, I.V., Shabanov, D.A., 2014. Ekologija [Ecology]. Folio, Kharkiv (in Ukrainian).

Fauate, A., Fauate, M., Ayub, R.A., Barbosa, M.M., 2007. Aplicacão de GA4,7+BA (promalina) afetando o crescimento, desenvolvimento e qualidade do caqui (*Diospyros kaki* L.) cv. Fuyu. Rev. Ceres. 54, 226–250.

Gavelienė, V., Novicienė, L., Kazlauskienė, D., 2007. Effect of auxin physiological analogues on rape growth and reproductive development. Bot. Lithuan. 13(2), 101–107.

Henselová, M., Vizárová, G., Macháčková, I., 2001. The effect of growth regulator Rastim 39 DKV on the level of endogenous phytohormones in tomato (*Solanum lycopersicum* L.). Rostlinná Výroba 47(9), 411–417.

Karkar, C., Mandavia, M.K., Mandavia, C., 2007. Influence of salicylic acid and brassinolide on quality and yield of groundnut kernels. Indian Journal of Agricultural Biochemistry 20(1), 1–5.

Khan, N.A., Ansari Samiullah, H.R., 1998. Effect of gibberellic acid spray during ontogeny of mustard on growth, nutrient uptake and yield characteristics. J. Agron. Crop Sci. 181(1), 61–63.

Komarova, V., 1998. The influence of growth regulator crossing on young apple trees photosynthesis activity under soil drought: Abstr. 11th Congress of the Federation of European Societies of Plant Physiology, Varna, 7–11 Sept. Bulg. J. Plant Physiol. Spec. issue. 308.

Laichicxi, M., Mercea, M., Gheorghe, I., Grozav, M., Neamtiu, I., Dorosencu, M., Foarce, A., 2002. Preliminary research on the bioactive effect of 2-hidroyethyldimethylammonium-4-aminobenzoate. Proc. Rom. Acad. 4(3), 177–179.

Malinauskaitė, R., Jakienė, E., 2005. BSB grupės stilitų įtaka raudonžiedžio šalavijo augimui. Vagos 67, 25–30.

Povh, J.A., Ono, E.O., 2006. Rendimento de oleo essensial de *Salvia officinalis* L. sob acbao de reguladores vegetais. Acta Sci., Biol. Sci. 28(3), 189–193.

Romaniuk, N., Troyan, V., Musiyaka, V., Bezveniuk, Z., Terek, O., 1998. Growth-regulating activity of emistym, the new perspective plant growth regulator: Abstr. 11th Congress of the Federation of European Societies of Plant Physiology, Varna, 7-11 Sept. Bulg. J. Plant Physiol. Spec. issue. 309.

Van Emden, H.F., 2008. Statistics for terrified biologists. Blackwell, Oxford.

Xinping, C., Hongyu, Y., Rongzhi, C., Lili, Z., Bo, D., Qingmei, W., Guangeun, H., 2002. Isolation and characterization of triacontanolregulated genes in rice (*Oryza sativa* L.): Possible role of triacontanol as a plant growth stimulator. Plant Cell Physiol. 43(8), 869–876.

Zrůst, J., Henselová, M., 1998. Vliv benzolinonu na tvorbu bramborových hlíz. Rostl. Vyroba 44(12), 533–538.

Надійшла до редколегії 12.09.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 225–229.

doi:10.15421/011533

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 581.1.03+631.531.173

Дослідження фотоіндукованих потенціалів листя перцю

Д.В. Чернетченко, М.П. Моцний, Н.П. Боцьва, О.В. Єліна

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпропетровськ, Україна

Досліджено біоелектричні реакції рослин за дії фотостимуляції за різних значень інтенсивності стимулів та довжин хвилі, що супроводжує процес світлової фази фотосинтезу. Запропоновано універсальну схему реєстрації біопотенціалів, яка дозволяє проводити експериментальні дослідження впливу світлових подразників на рослину. У цьому процесі було виключено дію будь-яких інших подразників і теплових факторів. Як фотостимулятор обрано світлові хвилі білого та червоного світла із довжиною хвилі 690 нм. Інтенсивність стимуляції змінювали від 150 до 450 Лк. Показано залежність параметрів потенціалів від внутрішньоклітинних процесів фотосинтезу, що відбуваються у клітині. Світлова фаза фотосинтезу супроводжується значними коливаннями електричного потенціалу мембрани хлоропластів. Також установлено, що біоелектрична реакція листя рослини кількісно відрізняється для світла різних спектральних діапазонів, але якісна закономірність залишається незмінною, що показано на дослідженні біоелектричних відповідей листя під час дії світла в червоному спектрі. Запропоновано пояснення виникнення додаткової деполяризаційної фази біопотенціалів рослин, що виникають під час розвитку темнових репараційних процесів фотосинтезу. На базі отриманих експериментальних даних визначено кількісні та якісні характеристики біопотенціалів рослини на фотоподразники та пояснено роль внутрішньоклітинних процесів у генерації цих відповідей.

Ключові слова: комплексна реєстрація біоелектричних потенціалів; фотоіндуковані потенціали; біопотенціали листя перцю; мембрана хлоропластів

Research of photoinduced potentials of pepper leaves

D.V. Chernetchenko, M.P. Motsnyj, N.P. Botsva, O.V. Elina

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Dnipropetrovsk, Ukraine

Bioelectrical potentials of the plants during photostimulation with various intensity values and wave lengths are studied. Such stimulation provides light-dependent reactions of photosynthesis. The universal scheme of registration of bioelectric potentials, which allows to carry out the experimental study of light stimuli effect on the plant is proposed. All registrations of potentials are observed on the pepper leaves. Photoinduced stimuli are different with intensity changed from 150 to 450 lux and different spectrums of white light and red light with wave length 690 nm. Different parameters of stimuli drive to different types of biopotentials of the plant, quantitative and qualitative relationships of this process are obtained. It is also found that bioelectrical reaction of the leaves is quantitatively different in various spectral ranges of light, but the quality remains the same for all cases, as shown in the study of bioelectric responses during exposure to the light in red spectrum range. The explanation of the additional depolarization phase that occurs during the running of dark reparative process of photosynthesis is given. Light-dependent reactions of photosynthesis are accompanied by significant changes in the electrical potential of chloroplasts' membrane. Besides, the dependence of bioelectrical reaction of the plant on different spectra of light is found. By this way, biophysical relation of plant potentials to the intracellular biophysical mechanisms during photo stimulation is obtained.

Keywords: complex bioelectrical potentials registration; photoinduced potentials; pepper leaves biopotentials; chloroplasts membrane

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, пр. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, 49010, Україна
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Gagarin Ave., 72, Dnipropetrovsk, 49010, Ukraine
Tel.: +38-050-420-86-04. E-mail: rakon3@gmail.com

Вступ

Робота присвячена експериментальному дослідженню сумарної електричної активності, що супроводжує процес світлової фази фотосинтезу. Біопотенціали, які вивчаються, за сучасними уявленнями не є потенціалами дії (Motsnyj, 2011), а відображають зміну сумарного потенціалу мембрани хлоропластів, які безпосередньо беруть участь у процесі фотосинтезу. Фотосинтез – складний біохімічний процес, під час якого відбувається синтез органічних речовин із вуглекислого газу та води з обов'язковим використанням енергії світла. У вищих рослин органом фотосинтезу є листя, а органами виступають хлоропласти. У мембрану хлоропластів вбудовані фотосинтетичні пігменти: хлорофіли та каратиноїди. Хлорофіли поглинають червоне та синьо-фіолетове світло, натомість відбивають зелене світло, за рахунок чого надають рослині зеленого кольору. Молекули хлорофілу в мембранах тилакоїдів організовані у фотосистеми (Ljalin, 1990).

Реакції фотосинтезу поділяють на дві групи: реакції світлової та темнової фази. Світлова фаза відбувається тільки за присутності світла в мембранах тилакоїдів за участі хлорофілу, транспортних білків, електронів та ферменту АТФ-синтетази. За дії кванту світла електрони хлорофілу збуджуються та залишають молекулу, попадаючи на зовнішній бік мембрани тилакоїдів, яка при цьому заряджається негативно. Окиснення молекули хлорофілу, відбираючи електрони у води, зумовлює фотоліз води. Іони гідроксилу віддають свої електрони та перетворюються при цьому на вільні радикали, які, об'єднуючись, утворюють воду та вільний кисень. Кисень виділяється у навколишнє середовище, а протони накопичуються всередині тилакоїду.

У результаті мембрана тилакоїдів з одного боку за рахунок іонів H^+ заряджається позитивно, а з іншого за рахунок електронів – негативно. Коли різниця потенціалів на мембрані тилакоїду досягає 200 мВ, протони мігрують через мембранні канали АТФ-синтетази та відбувається реакція фосфорилювання: АДФ перетворюється на АТФ. Таким чином, у світловій фазі відбувається фотоліз води, який супроводжується двома важливими процесами: синтезом АТФ, а також виділенням кисню в атмосферу.

Розглянувши ці процеси, можна сказати, що світлова фаза фотосинтезу супроводжується значними коливаннями електричного потенціалу мембрани хлоропластів. Оскільки хлоропласти містяться у плазмі клітини, такі коливання суттєво змінюють мембранний потенціал плазмолеми (Rubin and Gavrilenko, 1977). Зміни мембранного потенціалу можна зареєструвати за допомогою макроелектрода. У рамках даної статті вивчено коливання мембранного потенціалу, які відбуваються при під час стимулювання поверхні рослини світлом.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження біопотенціалів рослин проведене на добре розвинених проростках перцю (сорт Дарунок Молдови *in vivo*). Перед проведенням експериментів здійснювали підготовку проростків. Відібрані зерна перцю висівали у спеціальних горщиках, заповнених ґрунтом, і пророщували у вологому середовищі. Проростки використовували в експерименті через 30 діб після появи сходів.

Проросток у горщику із землею розташовували в екранованій камері, після чого обраний листок фіксували на спеціальній підставці фотостимулятора. Рослину витримували у темряві упродовж 30 хвилин для адаптації, після чого на поверхні листка розташовували неполяризуючі електроди (ЕВЛ-1М). Активний електрод розташовувався в центрі «плями», що виникала на листку під час фотостимуляції, пасивний електрод – на неосвітленій частині листка. Між електродами упродовж експерименту реєстрували різницю потенціалів. Вихід електродів був з'єднаний із входом передпідсилювача. Сигнал із виходу передпідсилювача потрапляв на самописець Endim та на вхід пристрою оцифровки даних із подальшою обробкою у ПК.

Потенціали викликали за допомогою фотостимулятора, активною частиною якого є світлодіод, що випромінює світову хвилю визначеної довжини. Для зменшення нагрівання листка використовували спеціальні інфрачервоні фільтри. Освітленість регулювали за допомогою зміни струму через світлодіод. Силу струму контролювали за допомогою цифрового міліамперметра. Освітленість вимірювали за допомогою люксметра Ю-116. Тривалість світлового імпульсу задавали за допомогою реле часу.

Для калібрування використовували калібрувальний генератор, який підключали на вхід підсилювача замість електродів.

Під час експериментів використовували світлові стимули білого світла тривалістю 15 с різної освітленості (150–450 лк) та різного спектрального діапазону (червоне світло – 690 нм). У серії експериментів реєстрацію здійснювали на одній і тій самій ділянці листка, що значно зменшує статистичну помилку отриманих даних.

Результати та їх обговорення

У дослідах біопотенціали викликали за допомогою одиночних фотостимулів тривалістю 15 секунд. Результати одного з типових дослідів показано на рисунку 1. Одиночні світові подразники світловим імпульсом білого світла з рівнем освітленості 150 Лк викликають суттєву зміну потенціалу листя. Потенціал гіперполяризації генерується практично в момент нанесення подразника (швидка зміна потенціалу вниз на графіку) та продовжує нарощуватись до моменту вимикання подразника (другий пік на графіку).

Потенціал нарощується та досягає максимального значення на 60-й секунді. Амплітуда потенціалу в максимумі досягає 12 мВ, після цього потенціал зменшується та на 120-й секунді досягає нульового значення, після чого зростає до моменту закінчення реєстрації (250-та секунда). У разі збільшення рівня освітленості до 200 Лк картина суттєво змінюється.

Амплітуда початкової гіперполяризації зменшується до 10 мВ і, на відміну від попередньої реєстрації,

зменшується також тривалість фази гіперполяризації (з 120 до 80 с). На 80-й секунді гіперполяризація досягає нульового рівня та починається фаза деполяризації, яка досягає максимуму 10 мВ на 80-й секунді. Наприкінці реєстрації потенціал коливається на рівні ±7 мВ. У випадку подальшого збільшення освітленості до 450 Лк картина процесу суттєво не змінюється (рис. 1).

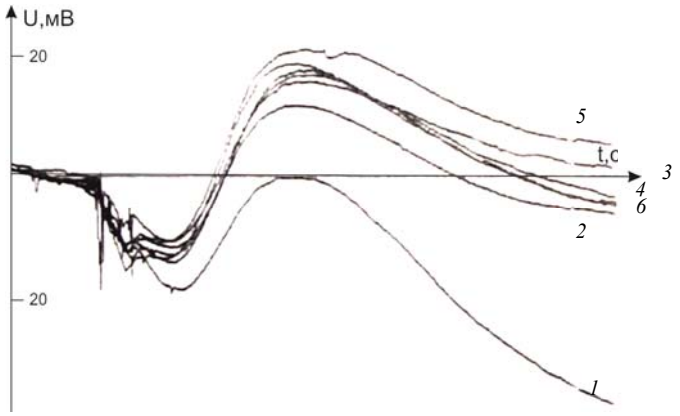


Рис. 1. Біопотенціали листка перцю, викликані одиночним імпульсним стимулом білого світла тривалістю 15 с:
під час стимуляції використано різні рівні освітленості *1* – 150 Лк, *2* – 200, *3* – 300, *4* – 350, *5* – 400, *6* – 450 Лк

Аналогічні досліди проводили із застосуванням червоного світла довжиною хвилі 690 нм та освітленістю 150 та 450 Лк. Результати даної серії експериментів показано на рисунку 2. Із моменту включення стимулятора (*a*) за освітленості 150 Лк спостерігається спочатку невелика деполяризація, яка з 50-ї секунди переростає в гіперполяризацію з максимумом 8 мВ на 80-й секунді, потім знову переходить у деполяризацію з максимумом 7 мВ на 200-й секунді. При збільшенні рівня освітленості до 450 Лк (рис. 2) одразу після вмикання стимулятора спостерігається деполяризація, яка досягає максимуму 12 мВ на 150-й секунді, переходячи у гіперполяризацію до відключення стимулятора. Імпульсна стимуляція в першому випадку (I) викликала незначні деполяризаційні потенціали з амплітудою 2 мВ, а в другому (II) – потенціали взагалі були відсутні.

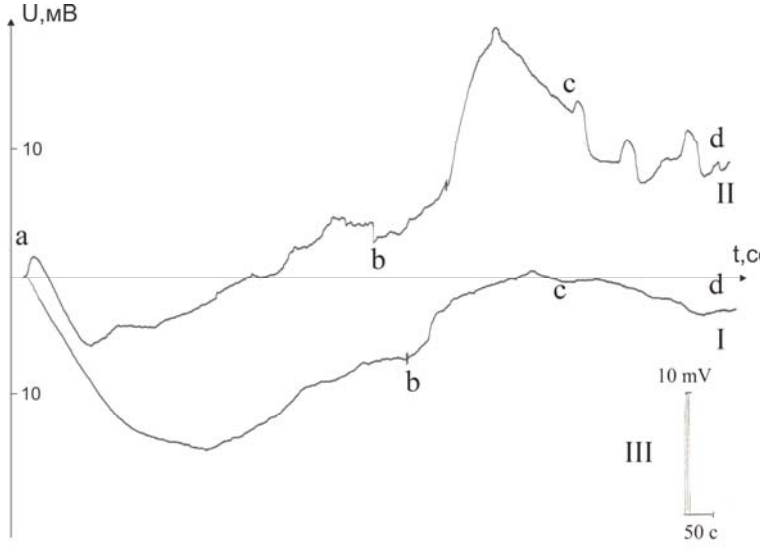


Рис. 2. Біопотенціали листка перцю, викликані стимуляцією червоним світлом із λ = 690 нм:
a–b – неперервна стимуляція, *c–d* – імпульсна стимуляція із T = 15 с;
I – освітленість 150 та II – 450 Лк, III – калібровка A = 10 мВ, t = 50 с

За середніми даними проведених груп дослідів для білого світла побудовано графік залежності рівня потенціалів гіперполяризації та деполяризації від рівня освітленості (рис. 3). За початкового рівня освітленості (150 Лк) гіперполяризація має максимальне значення (13 мВ), а деполяризація при цьому значенні освітленості дорівнює нулю. При збільшенні освітленості рівень гіперполяризації зменшується та стабілізується за освітленості 250 Лк на рівні 5,5 мВ. При цьому рівень деполяризації зростає та стабілізується на рівні –7,5 мВ. Для червоного світла результати якісно не відрізнялися.

Потенціали, які спостерігалися (рис. 1), практично не мають латентного періоду, що свідчить про високу швидкість перебігу процесів. Із рисунка 1 також можна бачити, що швидкість збільшення потенціалу під час фази гіперполяризації практично не залежить від рівня освітленості. Цей факт говорить про незалежність швидкості процесу від рівня освітленості.

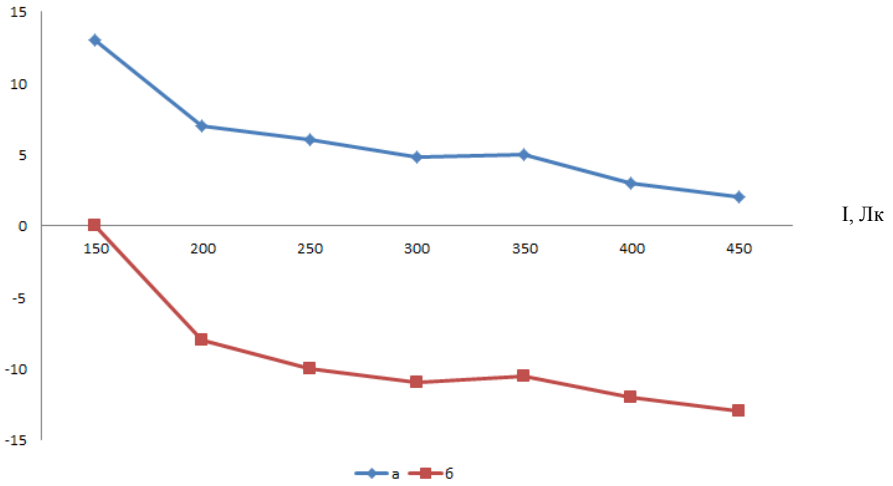


Рис. 3. Залежність потенціалів гіперполяризації (*а*) та деполяризації (*б*) від рівня освітленості листка білим світлом: по осі абсцис – рівень освітленості (Лк), по осі ординат – амплітуда потенціалів (мВ)

Співставлення отриманих даних із літературними відомостями (Rubin, 1973) показує, що коротколатентна фаза гіперполяризації відображає процеси поляризації мембрани хлоропластів при фотолізі води. Це процес, швидкість якого практично не залежить від енергії кванта збуджувального світла та його інтенсивності. Оскільки в експерименті використовували короткі світлові імпульси тривалістю 15 с, цей процес штучно переривався на початковій фазі. Загальна тривалість світової фази біопотенціалів до моменту насичення не менше ніж 150 с (Motsnyj, 2001). Фаза деполяризації, яка виникає після вимкнення світла, імовірно, відображає репараційні процеси, які відбуваються у цитохромних системах. На думку деяких авторів (Ljalin, 1968), фаза вимкнення може бути пов'язана з темновими процесами фотосинтезу.

Висновки

Стимуляція листя перцю білим світлом упродовж 15 с зумовлює розвиток двофазного електричного потенціалу. Перша, коротколатентна фаза гіперполяризації, яка виникає практично одразу в момент увімкнення світла, імовірно, пов'язана зі світловою фазою фотосинтезу. Друга, фаза деполяризації, виникає при вимкненні світла та, ймовірно, пов'язана з темновими процесами, що супроводжують фотосинтез.

За рівнів освітленості понад 200 Лк динаміка потенціалів та їх амплітуди практично збігаються, тобто процеси фотосинтезу, що знаходять відображення в описаних потенціалах, практично не залежать від рівня освітленості. Реакції рослини на фотостимуляцію різного спектрального діапазону якісно не відрізнялися, що було перевірено за допомогою червоного світла, змінювались лише абсолютні значення амплітуди потенціалів. Результати дослідження впливу фотостимуляції рослини у різних частинах спектра можуть дати підставу для створення спеціальних, сприятливіших умов для перебігу внутрішньоклітинних процесів у рослинах. Отримані результати можуть бути застосовані для подальшого вивчення функціональних станів рослин.

Бібліографічні посилання

Adygezalov, V.F., Grodzinskij, D.M., 1976. Izuchenie metabolicheskoj prirody foto induciruemyh biopotencialov lista [The study of the nature of the photo-induced metabolic biopotentials sheet]. Fiziologija i Biohimija Kul'turnyh Rastenij 8(6), 601–606 (in Russian).

Andrianov, V.K., Kurella, G.A., Litvin, F.F., 1986. O vzaimosvjazi potenciala pokoja i fotosinteza [On the relationship between the resting potential and photosynthesis]. Fiziko-Himicheskie Osnovy Avtoreguljacii v Kletkah. Moscow, 200-205 (in Russian).

Bulychev, A.A., Andrianov, V.K., Kurella, G.A., Litvin, F.F., 1971. Transmembrannyj potencial hloroplasta i ego fotoinducirovannye izmenenija [The transmembrane potential of chloroplast and photoinduced changes]. Doklady AN SSSR 197(2), 473–476 (in Russian).

Chernetchenko, D.V., Motsnyj, M.P., Botsva, N.P., Elina, E.V., Milykh, M.M., 2013. Avtomitizovana systema reestraciy bioelectrichnih potencialiv [Automated experiment for bioelectrical potentials registration]. Visn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 21(2), 70–75 (in Ukrainian).

Doroshek, A.S., Korona, O.A., 1980. O iniciirujushhih mehanizmah sveta zavisimosti biojelektricheskoj reakcii rastenij [About triggering mechanisms of light depending on the bioelectrical reaction of plants]. Sveto-Zavisimaja Biojelektricheskaja Aktivnost' List'ev Rastenij. Sverdlovsk, 92–96 (in Russian).

Gavkovskaja, O.V., Jaglova, L.G., 1973. Fotoinducirovannye izmenenija potenciala kalija i raznosti jelektricheskih potencialov cherez membrany kletki [Photo-induced changes in the capacity of potassium and an electrical potential difference across the cell membrane]. Biofizika Membrany 154–159 (in Russian).

Ljalin, O.O., 1967. Biojelektricheskie perehodnye processy, voznikajushhie v liste rastenija pri svetovom vozdejstvii [Bioelectric transients occurring in plant leaves when exposed to light]. Kibernetika v Rastenievodstve 95, 115–121 (in Russian).

Ljalin, O.O., 1968. Fiziko-himicheskie osnovy avtoreguljacii v kletkah [Physical and chemical bases of autoregulation in the cells]. Moscow (in Russian).

Motsnyj, M.P., Elina, E.V., Vlasova, S.V., 2004. Issledovanie reakcii rasteniy, vizvannoi ritmicheskoy stimulyaciei [The

study plants responses induced by repetitive stimulation]. Nauka ta Osvita, Odessa, 55, 37–38 (in Russian).
Novak, V.A., Ivankina, N.G., 1977. Priroda svetoinducirovannoj biojelektricheskoj reakcii pri vnekletochnyh otvedenii [The nature of light-induced bioelectrical reaction by extracellular recording]. Moscow, 143–154 (in Russian).
Obolonskij, V.V., Rybin, I.A., 1973. Rol spektral'nogo sostava i intensivnosti sveta v formirovanii svetostimuliruemoj biojelektricheskoj reakcii rastenija [The role of the spectrum and intensity of light in the formation of bioelectric reaction svetostimuliruemoy plants]. Upravlenie Skorost'ju i Napravlennost'ju Biosinteza u Rastenij. Krasnojarsk, 30–31 (in Russian).
Roblin, G., 1985. Analysis of the variation potential induced by wounding in plants. Plant Cell Physiol. 26, 255–261.
Rubin, B.A., Gavrilenko, V.F., 1977. Biohimija i fiziologija fotosinteza [Biochemistry and physiology of photosynthesis]. Moscow, 143–145 (in Russian).
Rybin, I.A., 1973. O razlichnoj prirode biojelektricheskih reakcij na vkljuchenie i vykljuchenie sveta [About the different nature of bioelectrical reactions on and off light]. Doklady AN SSSR 211(5), 1239–1241 (in Russian).
Rybin, I.A., Miheeva, S.A., 1973. Dejstvie strofantina na biojelektricheskuju reakciju rastenija pri vkljuchenii i vykljuchenii sveta [Action of strophanthin on bioelectrical reaction of the plant when switched on and off light]. Fiziologija Rastenij 20(1), 88–91 (in Russian).
Rybin, I.A., Miheeva, S.A., 1973. Ingibitory obmena kak vozmozhnyj instrument issledovanija biojelektricheskoj reakcii list'ev vysshih rastenij pri vkljuchenii i vykljuchenii sveta [Inhibitors of metabolism as a possible tool for studying bioelectrical reaction of leaves higher plants when turning light]. Voprosy Reguljacii Fotosinteza 3, 58–76 (in Russian).
Rybin, I.A., Miheeva, S.A., 1973. O prirode biojelektricheskoj reakcii lista rastenija na vkljuchenie i vykljuchenie sveta [On the nature of bioelectrical reactions sheet plants on and off light]. Doklady AN SSSR 208(3), 742–744 (in Russian).
Rybin, I.A., Miheeva, S.A., Efimov, A.K., 1972. Issledovanija biohimicheskoj reakcii lista rastenija na stupenchatoe izmenenie intensivnosti sveta [Research of biochemical reaction of leaf plants to a step change in light intensity]. Fiziologija Rastenij 19(3), 545–550 (in Russian).
Rybin, I.A., Obolonskij, V.V., 1974. Jelektricheskaja reakcija list'ev kukuruzy, vyzvannaja monohromaticheskim svetom razlichnoj intensivnosti i dliny volny [Electrical reaction corn leaf caused by monochromatic light of different intensities and wavelength]. Biofizika 19(5), 878–884 (in Russian).
Rybin, I.A., Obolonskij, V.V., Jefimov, A.K., 1972. Zavisimost' perehodnoj biojelektricheskoj reakcii lista rastenija ot spektral'nogo sostava sveta [Depending of transition bioelectrical reaction of leaf plants from the spectral composition of light]. Fiziologija Rastenij 18(6), 1170–1173 (in Russian).
Rybin, I.A., Obolonskij, V.V., Miheeva, S.A., 1977. O dvuh komponentah svetoinducirovannoj jelektroreakcii list'ev vysshih rastenij [About two components of light-induced effect of leaves of higher plants]. Fiziologija Rastenij 24(6), 1165–1173 (in Russian).
Volkov, G.A., Misjuk, L.A., 1971. Ob interpretacii biojelektricheskoj reakcii rastenija na razdrazhenie na primere sveta [On the interpretation of bioelectrical plant response to stimulation by the example of the light]. Doklady AN SSSR 197(6), 1435–1437 (in Russian).

Надійшла до редколегії 14.09.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2), 230–235.

doi:10.15421/011534

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 581.44(477.63)

Вплив викидів Придніпровської ТЕС м. Дніпропетровськ на анатомічні показники стебла дворічного пагона представників роду *Tilia*

З.В. Грицай, Л.В. Шупранова

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпропетровськ, Україна

Вивчено гістологічні характеристики стебла дворічного пагона представників роду *Tilia* за хронічної дії на деревні насадження викидів Придніпровської ТЕС м. Дніпропетровськ. У досліджених об'єктів на техногенно забрудненій ділянці встановлено зміни розмірів гістологічних елементів стебла, характер яких має видові відмінності. У *T. platyphyllos* Scop. і *T. europaea* L. за дії токсичних викидів ТЕС виявлено збільшення ширини первинної кори стебла та окремих її складових (корка, коленхіми, корової паренхіми) та підтримання стабільних розмірів вторинної кори та її гістологічних елементів (твердого та м'якого лубу), а в *T. europaea* – також і радіуса деревини, що ми розглядаємо як показники відносної стійкості даних видів у техногенному середовищі. У *T. cordata* Mill. за дії токсикантів установлено збільшення ширини корка, корової паренхіми та загальної товщини первинної кори, що може забезпечувати певну толерантність рослин до несприятливих умов зростання. Разом із тим, у *T. cordata* у забрудненій зоні виявлено зменшення розмірів коленхіми, твердого лубу, м'якого лубу, нерівномірний розвиток шару деревини, що у сукупності може зменшувати механічну міцність стебла, порушувати пересування розчинів органічних речовин та елементів мінерального живлення по системі спеціалізованих провідних тканин, і, таким чином, підвищувати вразливість рослин даного виду на техногенних територіях. Запропоновано чутливі анатомічні показники стебла дворічного пагона лип як інформативні тест-параметри для застосування в моніторингу стану довкілля в умовах техногенезу.

Ключові слова: техногенне забруднення; липи; первинна кора; луб; деревина; серцевина

Impact of emissions of Pridneprovsk TPP in Dnipropetrovsk on the anatomical indices of stem of two-year whip of the *Tilia* genus representatives

Z.V. Gritzay, L.V. Shupranova

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Dnipropetrovsk, Ukraine

The paper presents discussion of the results of studying the impact of environmental contamination because of emissions of Pridneprovsk TPP in Dnipropetrovsk city on the anatomical indices of stem of two-year whip of the *Tilia* genus representatives. Objects of study were *T. platyphyllos* Scop., *T. europaea* L. and *T. cordata* Mill. Material was collected in September 2015 on two sampling areas: experimental plot – tree plantations adjacent to Pridneprovsk TPP which emissions mainly comprise the pollutants such as sulfur dioxide, nitrogen oxides, particulate matter, with the share in total volume of emissions of the Plant being 67.3%, 18.7%, 13.3%, respectively; control plot (conditionally clean) – territory of the Botanical garden of Oles Honchar Dnipropetrovsk National University. For research, two-year whips located in the apical portion of branches of the same order of branching were taken. Sections were made at the medium cross-line of the stem, and stained with the alcoholic solution of phloroglucinol. 30 sections for each species were measured on each sampling area. In the objects under study on technogenically contaminated area the changes in dimensions of histological elements of the stem were found and the nature of such changes had specific differences. *T. platyphyllos* and *T. europaea* under action of toxic emissions of TPP demonstrated the increase of total size of primary cortex of stem and width of its individual components (plug, collenchyma, cortex parenchyma), maintenance of stable dimensions of the bark and its histological elements (hard and soft bast), and in *T. europaea* the wood radius as well, which we considered as the indicators of relative stability of these species in technogenic environment. In *T. cordata* in the TPP emission zone we revealed the increase in the width of plug, cortex parenchyma, and total radius of primary cortex, which could provide certain toler-

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, пр. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, 49010, Україна
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Gagarin Ave., 72, Dnipropetrovsk, 49010, Ukraine
Tel.: +38-095-477-21-53. E-mail: gritsaj.zoja@yandex.ru

ance of plants of this species in the adverse conditions of growth. Together with it, for *T. cordata* on the contaminated area we established the decrease in size of collenchyma, hard bast, soft bast, uneven development of the layer of wood which in aggregate could reduce the mechanical strength of the stem, disrupt the flow of organic substances and mineral nutrients in the system of specialized conducting tissues, and consequently increase the vulnerability of these plant species on technogenic territories. Sensitive anatomical figures indices of the stem of two-year lime whips are suggested as informative test parameters for use in the environment status monitoring in the conditions of technogenesis.

Keywords: technogenic pollution; limes; primary cortex; bast; wood; pith

Вступ

Дніпропетровськ – один із найбільших промислових центрів Південного Сходу України. Левова частка від загальної кількості шкідливих речовин, що потрапляють у повітряний басейн міста від усіх зосереджених на його території підприємств, надходить від Придніпровської ТЕС (Striletz, 2014). У процесі очищення атмосфери, води, ґрунту від техногенних забруднювачів суттєва роль належить деревним насадженням. Вони успішно поглинають значну масу хімічних сполук, що надходять із викидами промисловості, енергетики, автотранспорту тощо (Smit, 1985; Kulagin and Shagieva, 2005; Capuana, 2011). Разом із тим, рослини, виконуючи очистну функцію, піддаються негативній дії шкідливих речовин, що часто спричиняє зниження життєздатності деревних насаджень, які зазнають впливу промислових емісій (Skärby et al., 1989; Miller and McBride, 1999; Gritzay and Jusypiva, 2004; Gupta et al., 2009; Gritzay and Denisenko, 2011; Jusypiva, 2011; Petrova et al., 2014). Прогресуюче техногенне навантаження – один із домінуючих у комплексі природних і антропогенних чинників, що спричиняють до виснаження та деградацію фітоценозів (Sergejchik, 1984; Smit, 1985; Dyrenkov et al., 1986; Cudin, 1996; Bobyliov et al., 2014).

Створення стійких зелених насаджень в умовах антропогенного навантаження потребує науково обґрунтованого підходу, оскільки фітоценози безпосередньо визначають просторову структуру інших копонентів біогеоценозів (Kulbachko et al., 2011; Pakhomov et al., 2011; Faly and Brygadyrenko, 2014). Для з'ясування впливу промислових викидів на стан рослин необхідне проведення досліджень процесів їх росту та розвитку, які дають уявлення про пристосування або пошкодження в техногенному середовищі. Одним із критеріїв фізіологічного стану рослинного організму є анатомічні показники пагонів, оскільки зміни їх гістологічних характеристик відображують фізіолого-біохімічні та ростові адаптивні процеси рослин (Alekseev, 1990; Jusypiva, 2006).

Анатомічні характеристики стебла в пагонах деревних і чагарникових рослин в умовах техногенного навантаження досліджували В.М. Гришко зі співробітниками у видів роду *Populus* (Grishko et al., 1997), В.П. Бессонова та Т.І. Юсипіва у *Robinia pseudoacacia* L. і *Gleditsia triacanthos* L. (Bessonova and Jusypiva, 2001), Д.В. Веселкін у *Abies sibirica* Ledeb. та *Picea obovata* Ledeb. (Veselkin, 2004), Т.І. Юсипіва у представників роду *Fraxinus* (Jusypiva, 2005; 2006), Ж. Ріконен зі співавторами у *Betula papyrifera* Marshall (Riikonen et al., 2010), О.А. Невєрова зі співробітниками у *B. pendula* Roth. (Neverova et al., 2013), Т.І. Юсипіва та З.В. Грицай у *Caragana arborescens* Lam. (Jusypiva and Gritzay, 2014) та інші.

У системі зеленого будівництва важливе місце належить видам роду *Tilia*. Високі декоративні характеристики лип роблять їх привабливим об'єктом для озеленення міських територій. Однак широке використання зелених насаджень із залученням лип, організація та ведення господарства в них потребує глибокого знання їх ботанічних і біолого-екологічних особливостей. Відбираючи асортимент видів для озеленення територій із високим рівнем антропогенного навантаження, зокрема, необхідно враховувати здатність рослин поглинати шкідливі сполуки, зберігати свої естетичні якості в умовах забрудненого середовища, а також їх стійкість у конкретних екологічних умовах (Grishko and Mashtaler, 2009; Jusypiva and Korostylova, 2015). У літературних джерелах є дані про вплив техногенного забруднення на стан асиміляційного апарату представників роду *Tilia* (Ponomar'ova and Bessonova, 2009; Krupenko and Kapelush, 2014), на характеристики флоральної сфери лип (Jusypiva and Korostylova, 2015), насіннєву продуктивність (Erofeeva, 2014). Дослідження чутливості гістологічних показників пагона видів роду *Tilia* до техногенного навантаження в умовах степового Придніпров'я практично відсутні.

Мета даної роботи – оцінити вплив забруднення довкілля викидами Придніпровської ТЕС м. Дніпропетровськ на анатомічні показники стебла дворічного пагона представників роду *Tilia*.

Матеріал і методи досліджень

Об'єкти дослідження – липа широколиста (*Tilia platyphyllos* Scop.), європейська (*T. europaea* L.) та дрібнолиста (*T. cordata* Mill.). Проби відбирали у вересні 2015 р. у двох точках: дослідна ділянка – деревні насадження, що прилягають до Придніпровської ТЕС м. Дніпропетровськ, у викидах якої основні забруднювальні речовини – це діоксид сірки, оксиди азоту, тверді домішки, частка яких до загального обсягу викидів даного об'єкта складає 67,3%, 18,7%, 13,3% відповідно (Striletz, 2014); контрольна ділянка (умовно чиста) – територія Ботанічного саду Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара, де, за даними міської санепідемстанції, концентрації забруднювальних речовин не перевищують ГДК.

На обох пробних ділянках для кожного виду з декількох модельних дерев відбирали по 30 дворічних пагонів – тих, що примикали до однорічного верхівкового пагона гілок однакового порядку галуження. Фіксацію відібраного матеріалу здійснювали в 70% етанолі. Поперечні зрізи готували із середньої частини стебла дворічного пагона. Для реакції на здерев'яніння зрізи забарвлювали 1% спиртовим розчином флороглюцину (Permjakov, 1988). Розміри гістологічних елементів стебла вимірювали під мікроскопом за допомогою окулярмікрометра при збільшенні 7 х 40 (0,65). Повторність

досліду – 30 зрізів стебла для кожного виду з кожної пробної площі. Результати експерименту опрацьовані статистично. Розраховували середню арифметичну похибку, для порівняння вибірок використовували t-критерій Стьюдента з попередньою оцінкою розподілу вибірки на нормальність.

Результати та їх обговорення

В умовах хронічної дії на деревні насадження викидів ТЕС у представників роду *Tilia* виявлено зміни анатомічних показників стебла, характер яких має видові відмінності. На поперечному зрізі стебла дворічного пагона досліджених видів зовнішнім шаром тканин є первинна кора. Оскільки покривній тканині належить важлива роль у захисті функціональних систем внутрішньої частини органа від несприятливих чинників довкілля, вивчення її гістологічних елементів в умовах техногенного навантаження становить суттєвий інтерес. Одержані дані свідчать, що в усіх досліджених об'єктів ширина первинної кори за впливу викидів ТЕС суттєво збільшується порівняно з контрольними рослинами. Найбільшою мірою товщина даного шару тканин у дослідному варіанті підвищується в *T. platyphyllos* (на 58,6% відносно контролю), менш суттєво – у *T. europaea* та *T. cordata* (на 25,0% та на 14,6% відповідно) (табл. 1).

Таблиця 1

Вплив викидів Придніпровської ТЕС на розміри гістологічних елементів первинної кори стебла дворічного пагона представників роду *Tilia* (n = 30)

Гістологічні елементи	Вид	Ширина гістологічних елементів по радіусу поперечного зрізу стебла, мкм		Частка від контролю, %	t ($t_{0,05}$ = 2,05)
		контрольна ділянка	дослідна ділянка		
Первинна кора	*T. platyphyllos*	169,3 ± 2,28	268,5 ± 3,02	158,6	26,24
	T. europaea	227,1 ± 2,16	260,2 ± 2,89	114,6	9,02
	T. cordata	165,2 ± 1,92	206,5 ± 2,36	125,0	13,60
Корок	*T. platyphyllos*	49,6 ± 1,66	82,6 ± 1,84	166,5	13,32
	T. europaea	74,3 ± 1,43	86,7 ± 1,52	116,7	5,93
	T. cordata	53,7 ± 1,74	82,6 ± 2,06	153,8	10,72
Коленхіма	*T. platyphyllos*	49,6 ± 2,09	66,1 ± 1,86	133,3	5,89
	T. europaea	70,2 ± 1,61	78,5 ± 1,74	111,8	3,50
	T. cordata	66,1 ± 1,13	62,0 ± 1,04	93,8	2,57
Корова паренхіма	*T. platyphyllos*	74,3 ± 1,88	115,6 ± 2,27	155,6	14,01
	T. europaea	82,6 ± 1,94	99,1 ± 2,05	120,0	5,85
	T. cordata	49,6 ± 1,43	66,1 ± 1,98	133,3	6,76

Аналіз впливу техногенного забруднення на розміри окремих складових первинної кори стебла свідчить, що в досліджених порід за дії токсичних викидів ТЕС змінюється ширина всіх гістологічних елементів даної покривної тканини. Зовнішній шар первинної кори – це корок. Його розміри за дії фітотоксикантів суттєво збільшуються у стеблі *T. platyphyllos* і *T. cordata* (на 66,5% та 53,8% порівняно з контролем). У *T. europaea* ширина фелеми також у дерев дослідної ділянки збільшується відносно контролю, однак меншою мірою, ніж у двох попередніх видів (на 16,7%) (табл. 1).

Оскільки в онтогенезі стінки клітин фелеми значно потовщуються, просочуються суберином, втрачають живий вміст, після чого шар корка стає непроникним для газів і рідин, збільшення ширини даної тканини у стеблі вивчених видів лип в умовах техногенезу може підвищувати захист розташованих глибше структур стебла від токсичних хімічних речовин.

Наступними після корка шарами первинної кори досліджуваних органів лип є коленхіма та корова паренхіма. Згідно з одержаними результатами, у *T. platyphyllos* і *T. europaea* в контрольному варіанті частка коленхіми у первинній корі стебла дворічного пагона менша, ніж корової паренхіми. Така ж закономірність характерна і для рослин промислового майданчика. За дії токсичних викидів ТЕС товщина обох шарів (механічної тканини та паренхіми) в обох видів збільшується порівняно з контрольним варіантом (табл. 1). У *T. cordata* у чистій зоні, навпаки, частка механічної тканини більша, ніж корової паренхіми. За дії техногенних емісій розміри коленхіми в даного виду зменшуються порівняно з контролем (на 6,2%), а корової паренхіми – збільшуються (на 33,3%), унаслідок чого співвідношення вказаних шарів покривної тканини змінюється на користь паренхіми (табл. 1). Вважаємо, що зниження розмірів механічної тканини *T. cordata* у зоні промислових викидів може зменшувати механічну міцність стебла, що є додатковим негативним фактором у несприятливих умовах зростання.

У досліджуваних органах під первинною залягає вторинна кора. Вона представлена елементами твердого та м'якого лубу. На поперечному зрізі стебла суцільні кільцеві шари м'якого лубу чергуються з розривними, також кільцевими рядами трапецієвидних ділянок твердого лубу. Характер зміни розмірів вторинної кори та її складових елементів за дії промислових викидів у досліджених порід має видову специфічність. У *T. platyphyllos* і *T. europaea* загальна товщина вторинної кори практично не відрізняється у рослин контрольної та дослідної ділянок. Відмінність розмірів окремих гістологічних складових флоеми (м'якого лубу та механічної тканини) у дерев проммайданчика та умовно чистої зони також недостовірна (табл. 2). Утримання стабільних розмірів м'якого лубу стебла *T. platyphyllos* і *T. europaea* в умовах техногенного впливу дозволить цим видам підтримувати на належному рівні пересування розчинів органічних речовин по системі ситоподібних трубок флоеми, а розмірів твердого лубу – зберігати механічну міцність стебла.

Таблиця 2

Вплив викидів Придніпровської ТЕС на розміри гістологічних елементів центрального циліндра стебла дворічного пагона представників роду *Tilia* (n = 30)

Гістологічні елементи	Вид	Ширина гістологічних елементів по радіусу поперечного зрізу стебла, мкм		Частка від контролю, %	t ($t_{0,05}$ = 2,05)
		контрольна ділянка	дослідна ділянка		
Вторинна кора	*T. platyphyllos*	268,5 ± 8,16	260,2 ± 6,69	96,9	0,79
	T. europaea	371,7 ± 7,81	375,8 ± 8,56	101,1	0,35
	T. cordata	219,0 ± 5,82	185,9 ± 3,08	84,9	5,08
Твердий луб	*T. platyphyllos*	150,2 ± 4,12	148,7 ± 3,86	99,0	0,37
	T. europaea	247,8 ± 7,24	247,8 ± 5,97	100,0	0,00
	T. cordata	107,4 ± 2,38	95,0 ± 2,07	88,5	3,94
М'який луб	*T. platyphyllos*	110,0 ± 2,16	107,4 ± 2,23	97,6	0,88
	T. europaea	123,9 ± 2,41	119,8 ± 2,83	96,7	1,10
	T. cordata	99,1 ± 2,27	82,6 ± 1,69	83,4	5,88
Деревина	*T. platyphyllos*	545,2 ± 9,14	425,4 ± 11,21	78,0	8,29
	T. europaea	702,1 ± 11,73	718,6 ± 12,44	102,4	0,37
	T. cordata	330,4 ± 7,46	338,7 ± 6,81	102,5	0,32
Серцевина	*T. platyphyllos*	478,8 ± 8,67	443,1 ± 9,24	92,5	2,82
	T. europaea	413,0 ± 7,06	371,7 ± 8,32	90,0	3,79
	T. cordata	367,6 ± 8,91	268,5 ± 7,29	73,0	8,62
Стебло в цілому (радіус)	*T. platyphyllos*	1486 ± 36,7	1424 ± 38,3	95,8	1,17
	T. europaea	1734 ± 41,2	1714 ± 39,6	98,8	0,35
	T. cordata	1156 ± 27,6	1053 ± 22,3	91,1	2,90

У *T. cordata* на техногенно забрудненій території ширина вторинної кори знижується на 15,1% відносно контролю. Це відбувається за рахунок зменшення товщини як м'якого лубу, так і твердого (на 16,6% та 11,5% порівняно з контролем відповідно) (табл. 2). Як бачимо, частка провідних елементів флоеми у цього виду в умовах проммайданчика знижується більшою мірою, ніж механічної тканини вторинної кори. Зменшення розмірів м'якого лубу стебла в *T. cordata*, яке спостерігається за дії токсичних викидів ТЕС, може спричинювати послаблення транспорту продуктів асиміляції з листків до інших органів і тканин, що може негативно позначатись на їх фізіологічній активності за несприятливих умов зростання. Зниження товщини твердого лубу може погіршувати його опорну функцію в стеблі.

Розмір деревини в умовах техногенного впливу знижується порівняно із цим показником в умовно чистій зоні в *T. platyphyllos* (на 22,0%) і практично не відрізняється від контролю в *T. europaea* (табл. 2). У *T. cordata* за дії викидів ТЕС деревина у стеблі дворічного пагона утворює нерівномірно розширене кільце, розмір якого по радіусу стебла на одних ділянках удвічі більший порівняно з іншими ділянками ксилеми на цьому самому зрізі. Тому для кожного зрізу визначали середнє значення ширини деревини із декількох її ділянок і саме його брали до вибірки. Як видно з таблиці 2, даний показник у *T. cordata* не має достовірної відмінності між рослинами дослідного та контрольного варіантів. Однак вважаємо, що формування нерівномірних шарів ксилеми, яке спостерігається у цього виду в умовах проммайданчика, може несприятливо позначитись на пересуванні води та мінеральних речовин по системі провідних елементів ксилеми.

Центральну частину поперечного зрізу стебла займає серцевина. Її діаметр за дії фітотоксикантів зменшується відносно контролю в усіх досліджених об'єктів. У *T. platyphyllos* і *T. europaea*, можливо, зниження розмірів серцевини компенсує збільшення ширини первинної кори при практично однаковому радіусі стебла цих видів у контрольному та дослідному варіантах. У *T. cordata* в умовах техногенного впливу зменшується порівняно з контролем радіус як серцевини, так і стебла в цілому (табл. 2).

Висновки

В умовах хронічної дії на деревні насадження викидів ТЕС у представників роду *Tilia* виявлено зміни розмірів гістологічних елементів стебла дворічного пагона. В усіх досліджених видів у забрудненій зоні встановлене суттєве збільшення товщини первинної кори. Зміна окремих її складових в умовах техногенезу має видові відмінності: у *T. platyphyllos* і *T. europaea* зростає ширина як захисних тканин кори (корка та коленхіми), так і корової паренхіми; у *T. cordata* збільшується розмір фелеми та корової паренхіми, а механічної тканини – зменшується. Товщина вторинної кори та її окремих гістологічних елементів у *T. platyphyllos* і *T. europaea* виявляє стабільність в умовах техногенного середовища, а у *T. cordata* за дії викидів ТЕС зменшуються як загальна ширина вторинної кори, так і окремих її складових (м'якого та твердого лубу), причому м'якого лубу суттєвіше. Ширина деревини стебла на забрудненій ділянці зменшується у *T. platyphyllos*, не відрізняється від контролю у *T. europaea* та відкладається нерівномірними шарами у *T. cordata*. Радіус серцевини за дії фітотоксикантів знижується в усіх досліджених видів.

Збільшення загального радіуса первинної кори, зокрема, ширини корка та корової паренхіми в усіх досліджених видів, а також підтримання стабільних розмірів коленхіми, твердого та м'якого лубу у *T. platyphyllos* і *T. europaea*, а в *T. europaea* – також і деревини, ми вважаємо, пов'язане із функціонуванням у тканинах даних видів лип в умовах стресу адаптаційних механізмів, кінцевим результатом яких, зокрема, є зміни

анатомічних параметрів стебла, які можуть забезпечити певну толерантність рослин у техногенному середовищі. Разом із цим, зменшення ширини коленхіми, твердого лубу, м'якого лубу та нерівномірний розвиток шару деревини по радіусу кільця у *T. cordata* у сукупності може зменшувати механічну міцність стебла, порушувати пересування розчинів органічних речовин і елементів мінерального живлення по системі спеціалізованих провідних тканин, і, таким чином, підвищувати вразливість рослин даного виду на техногенних територіях.

За сукупністю анатомічних характеристик стебла дворічного пагона із досліджених видів більшу чутливість до впливу техногенних емісій виявляє *T. cordata*, толерантність – *T. platyphyllos* і *T. europaea*.

Розміри гістологічних елементів стебла дворічного пагона, які суттєво збільшуються за дії викидів ТЕС (ширина первинної кори, ширина корка), рекомендуємо використовувати як чутливі тест-параметри в моніторингу стану довкілля в умовах техногенезу. Інформативними тест-об'єктами за ними є *T. platyphyllos* і *T. cordata*.

Бібліографічні посилання

Alekseev, A.S., 1990. Kolebanija radial'nogo prirosta v drevostojah pri atmosfernom zagrjaznenii [Fluctuations of radial increment in stands at atmospheric pollution]. Lesovedenie 9(1), 82–86 (in Russian).

Bessonova, V.P., Jusypiva, T.I., 2001. Semennoe vozobnovlenie drevesnykh rasteniy i promyshlennyie pollutanty (SO_2 i NO_2) [Seed regeneration of woody plants and industrial pollutants (SO_2 and NO_2)]. Zaporizhya University Press, Zaporizhya (in Russian).

Bobyliov, Y.P., Brygadyrenko, V.V., Bulakhov, V.L., Gaichenko, V.A., Gasso, V.Y., Didukh, Y.P., Ivashov, A.V., Kucheriavyi, V.P., Maliovanyi, M.S., Mytsyk, L.P., Pakhomov, O.Y., Tsaryk, I.V., Shabanov, D.A., 2014. Ekologija [Ecology]. Folio, Kharkiv (in Ukrainian).

Capuana, M., 2011. Heavy metals and woody plants – biotechnologies for phytoremediation. iForest 4, 7–15.

Cudin, P., 1996. Degradation and restoration processes in crowns and fine roots of polluted montane Norway spruce ecosystems. Phyton 36(3), 69–76.

Dyrenkov, S.A., Savickaja, S.N., Lukomskaja, K.A., Bogdanov, E.V., 1986. Bioindikacija vozdejstvija vybrosov v atmosferu na lesnoj massiv [Bioindication of emissions impact into air in forestland]. Obshhie Problemy Biocenologii 2, 29–31 (in Russian).

Erofeeva, E.A., 2014. Dependence of drooping birch (*Betula pendula*) and lime tree (*Tilia cordata*) relative seed production as a new seed production index on the intensity of motor traffic pollution. Adv. Environ. Biol. 8(13), 282–286.

Faly, L.I., Brygadyrenko, V.V., 2014. Patterns in the horizontal structure of litter invertebrate communities in windbreak plantations in the steppe zone of the Ukraine. J. Plant Prot. Res. 54(4), 414–420.

Grishko, V.M., Mashtaler, N.V., 2009. Vplyv zabrudnennia na formuvannia heneratyvnoi sfery deiakykh vydiv *Penstemon* Schmidel v umovakh hirnycho-zbahachuvalnoho pidpryiemstva [Pollution affect on formation of generative ability of some of *Penstemon* Schmidel species under conditions of mining enterprise industrial site]. Plant Introduction 1, 73–79 (in Ukrainian).

Grishko, V.N., Kuchma, V.N., Radzion, D.V., 1997. Anatomicheskoe stroenie pobegov nekotoryh drevesnyh rastenij pri zagrjaznenii okruzhajushhej sredy [The anatomical structure of the shoots of some trees under environmental pollution]. Voprosy Bioindikacii i Jekologii 2(1), 49–54 (in Russian).

Gritzay, Z.V., Denisenko, O.G., 2011. Nasinnieva produktyvnist' derevnykh roslyn v umovakh zabrudnennia dovkillia vykydamy metalurhiinoho pidpryiemstva [Seed production of woody plants in conditions of environment pollution by metallurgical industry emissions]. Visn. Dnipropetr. Univ. Ser. Biol. Ekol. 19(2), 40–44 (in Ukrainian).

Gritzay, Z.V., Jusypiva, T.I., 2004. Vplyv promyslovykh vykydiv koksokhimichnoho pidpryiemstva na vmist vuhlevodiv ta zhyriv u lystkakh derevnykh roslyn [Influence of cokery industry emissions on carbohydrates and lipids content of wood plant leaves]. Pytannia Bioindykatsii ta Ekolohii 9(2), 97–107.

Gupta, S., Bhattacharjee, D., Datta, J.K., Nayek, S., Satpati, S., 2009. Effect of vehicular lead emissions on biochemical constituents of leaves. Poll. Res. 28(2), 157–160.

Jusypiva, T., 2011. Woody undergrowth: Stem anatomy and industrial SO_2 and NO_2 pollution. NATO Advanced Research Workshop (ARW): "Environmental and food safety in Southeast Europe and Ukraine". Dnipropetrovsk, Ukraine, 57–58.

Jusypiva, T.I., 2005. Vplyv promyslovoho zabrudnennia na histolohichni pokaznyky pervynnoi kory stebla predstavnykiv rodu *Fraxinus* [The impact of industrial pollution on the histology of the primary cortex of the stem of *Fraxinus* genus]. Visn. Dnipropetr. Univ. Ser. Biol. Ekol. 13(1), 295–301 (in Ukrainian).

Jusypiva, T.I., 2006. Vplyv promyslovoho zabrudnennia na histolohichni pokaznyky tsentral'noho tsylindru stebla vydiv rodu *Fraxinus* [The impact of industrial pollution on the histology of the central cylinder of the stem species of *Fraxinus* genus]. Visn. Dnipropetr. Univ. Ser. Biol. Ekol. 14(2), 207–213 (in Ukrainian).

Jusypiva, T.I., Gritzay, Z.V., 2014. Vplyv aerohennoho zabrudnennia SO_2 ta NO_2 na anatomichni pokaznyky stebla *Caragana arborescens* Lam. [Influence of aero genic SO_2 and NO_2 pollution on anatomic parameters of *Caragana arborescens* Lam. stem]. Visnyk Kharkivskoho Universytetu. Seriia Biolohiia 1129(23), 123–128 (in Ukrainian).

Jusypiva, T.I., Korostylova, T.S., 2015. Vplyv tekhnohennoho navantazhennia na fiziolohichni ta tsytohenetychni pokaznyky heneratyvnykh orhaniv predstavnykiv rodu *Tilia* [Technogenic impact on physiological and cytogenic indices of reproductive organs of *Tilia* genus representatives]. Visn. Dnipropetr. Univ. Ser. Biol. Ekol. 23(1), 10–14 (in Ukrainian).

Krupenko, L.S., Kapelush, N.V., 2014. Condition of assimilation system *Tilia cordata* under aerogenic pollution in Zaporozhye City. Questions of Bioindication and Ecology 19(2), 84–90.

Kulagin, A.A., Shagieva, J.A., 2005. Drevesnye rastenija i biologicheskaja konservacija promyshlennyh zagrjaznitelej [Woody plants and biological preservation of industrial pollutants]. Nauka, Moscow (in Russian).

Kulbachko, Y., Loza, I., Pakhomov, O., Didur, O., 2011. The zoological remediation of technogen faulted soil in the industrial region of the Ukraine Steppe zone. Behnassi, M. et al. (eds.), Sustainable agricultural development. Springer Science + Business Media, Dordrecht, Heidelberg, London, New York, 115–123.

Miller, P.R., McBride, J., 1999. Oxidant air pollution impacts in the montane forests of Southern California: The San Bernadino Mountain Case Study. Springer-Verlag, New York.

Neverova, O.A., Legoshchina, O.M., Bykov, A.A., 2013. Anatomy of leaves of *Betula pendula* (Roth.) affected by air emissions in industrial area of Kemerovo City. Middle-East Journal of Scientific Research 17(3), 354–358.

Pakhomov, O.Y., Gasso, V.Y., Goloborodko, K.K., Poljakov, M.V., Grycan, Y.I., Bulakhov, V.L., Brygadyrenko, V.V., Kljuchko, Z.F., Mezhzherin, S.V., Novicky, R.O., Pysanec, Y.M., Pljushh, I.G., Ponomarenko, O.L., Puchkov, O.V., Radchenko, V.G.,

2011. Chervona knyga Dnipropetrovskoi oblasti. Tvarynnyj svit [The red book of Dnipropetrovsk region. Animals]. New Print, Dnipropetrovsk (in Ukrainian).
Permjakov, A.I., 1988. Mikrotehnika [Microengineering]. MGU, Moscow (in Russian).
Petrova, S., Yurukova, L., Velcheva, I., 2014. Possibilities of using deciduous tree species in trace element biomonitoring in an urban area (Plovdiv, Bulgaria). Atmospheric Pollution Research 5, 196–202.
Ponomar'ova, O.A., Bessonova, V.P., 2009. Vplyv rostu lyp u lunkakh v asfal'ti prydorozhn'oi zony na pokaznyky asymiliatsiinoho aparatu [The influence of growth *T. cordata* and *T. platyphyllos* in hole into the asphalt of roadside zone of size the morphometrix indicators of assimilation system]. Questions of Bioindication and Ecology 14(2), 55–62 (in Ukrainian).
Riikonen, J., Percy, K.E., Kivima, M., Kubiske, M.E., Nelson, N.D., Vapaavuori, E., Karnosky, D.F., 2010. Leaf size and surface characteristics of *Betula papyrifera* exposed to elevated CO_2 and O_3. Environ. Pollut. 158, 1029–1035.
Sergejchik, S.A., 1984. Drevesnye rastenija i optimizacija okruzhajushhej sredy [Woody plants and optimization of the environment]. Nauka i Tehnika, Minsk (in Russian).
Skärby, L., Ro-Poulsen, H., Wellburn, A.R., Sheppard, L.J., 1998. Impacts of ozone on forests: A european perspective. New Phytol. 139, 109–122.
Smit, Y.H., 1985. Les i atmosfera [Forest and atmosphere]. Progress, Moscow (in Russian).
Striletz, R.O. (ed.), 2014. Ekolohichnyi pasport Dnipropetrovs'koi oblasti [Ecological passport of Dnipropetrovsk region]. Dnipropetrovsk (in Ukrainian).
Veselkin, D.V., 2004. Anatomical structure of ectomycorrhiza in *Abies sibirica* Ledeb. and *Picea obovata* Ledeb. under conditions of forest ecosystems polluted with emissions from copper-smelting works. Russian Journal of Ecology 35(2), 71–78.

Надійшла до редколегії 20.09.2015

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2).

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

Зміст

Рязанова М.Є., Маковейчук Т.І., Швартау В.В. Вплив Cu^{2+} та кислотності середовища на вміст цитоплазматичного кальцію та перекисне окиснення ліпідів у коренях озимої пшениці 87
Тупиков А.И., Зиненко А.И. Распространение узорчатого полоза *Elaphe dione* (Reptilia, Colubridae) в Украине: исторический аспект и современное состояние 91
Хромих Н.О., Шупранова Л.В., Лихолат Ю.В., Більчук В.С., Феденко В.С., Богуславська Л.В., Борисова О.І. Фізіолого-біохімічні реакції проростків *Hordeum vulgare* на дію наночасток срібла 100
Дегтярьов В.М., Скляр В.Г. Віталітетна структура та її динаміка у *Quercus robur* на початкових етапах онтогенезу 105
Штимак К.В. Екологія та поширення *Euseius finlandicus* (Parasitiformes, Phytoseiidae) у садах Закарпатської області 112
Ніколайчук В.І., Вакерич М.М., Шпонтак Ю.М., Карпюк М.К. Сучасний стан водних ресурсів Закарпаття 116
Володарець С.О. Вплив аерогенного забруднення на фітонцидну активність деревних рослин 124
Котовська Г.О., Христенко Д.С., Новіцький Р.О. Вплив потужного промислового навантаження на біологічні показники плітки звичайної (*Rutilus rutilus*) 129
Бригадиренко В.В. Вплив зімкненості крон дерев і покриття трав'янистих рослин на структуру підстилкової мезофауни широколистяних лісів степової зони України 134
Решетняк Д.Е. Сезонная динамика зараженности *Harpalus rufipes* (Coleoptera, Carabidae) грегаринами в агроэкосистеме 149
Киричук Г.Є., Музика Л.В. Вплив концентрації амоній хлориду на вміст каротиноїдних пігментів в організмі *Lymnaea stagnalis* 154
Жуков О.В., Губанова Н.Л. Динамічна стійкість угруповання земноводних короткозаплавних лісових екосистем 161
Тупиков А.И., Зиненко А.И. Распространение степной гадюки *Vipera renardi* (Reptilia, Viperidae) в Харьковской области 172
Хромих Н.О., Іванько І.А., Коваленко І.М., Лихолат Ю.В., Алексєєва А.А. Вплив асоційованих з альтитудою схилу умов мікроклімату та освітленості на фізіолого-біохімічні процеси в листі дерев прибережного лісу 177
Бобрик Н.Ю. Поширення та акумуляція важких металів у ґрунтах призалізничних територій 183
Цвєткова Н.М., Гунько С.О. Корелятивна характеристика кадмію у ґрунтах степового Придніпров'я 190
Цвєткова Н.М., Сараненко І.І., Дубина А.О. Застосування геоінформаційних систем в оцінюванні розвитку яружно-балкової ерозії степової зони України 197
Мілевська С.Я. Особливості похідних березових молодняків у низькогір'ї Покуття (Українські Карпати) 203
Варигин А.Ю. Жизненные стратегии равноногих ракообразных в условиях черноморского сообщества обрастания 210
Василюк О.М., Пахомов О.Є. Вплив екскрецій *Capreolus capreolus* і *Sus scrofa* на активність аланінамінотрансферази в листках *Glechoma hederacea* в умовах забруднення кадмієм 216
Рогач В.В., Рогач Т.І. Вплив синтетичних стимуляторів росту на морфофізіологічні характеристики та біологічну продуктивність культури картоплі 221
Чернетченко Д.В., Моцний М.П., Боцьва Н.П., Єліна О.В. Дослідження фотоіндукованих потенціалів листя перцю 225
Грицай З.В., Шупранова Л.В. Вплив викидів Придніпровської ТЕС м. Дніпропетровськ на анатомічні показники стебла дворічного пагона представників роду *Tilia* 230

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
Vìsnik Dnìpropetrovs'kogo unìversitetu. Serìâ Bìologìâ, ekologìâ
Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Vìsn. Dnìpropetr. Unìv. Ser. Bìol. Ekol. 2015. 23(2).

ISSN 2310-0842 print
ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

Content

Riazanova M.E., Makoveychuk T.I., Schwartau V.V. Effect of Cu^{2+} and pH on intracellular calcium content and lipid peroxidation in winter wheat roots 87
Tupikov A.I., Zinenko O.I. Distribution of the Dione snake *Elaphe dione* (Reptilia, Colubridae) in Ukraine: Historical aspect and the current state 91
Khromykh N.O., Shupranova L.V., Lykholat Y.V., Bil'chuk V.S., Fedenko V.S., Boguslavs'ka L.V., Borysova O.I. Physiological and biochemical reactions of *Hordeum vulgare* seedlings to the action of silver nanoparticles 100
Dehtiarov V.M., Skliar V.G. *Quercus robur* vitality structure and its dynamics at the initial stages of ontogeny 105
Shtymak K.V. Ecology and distribution of of *Euseius finlandicus* (Parasitiformes, Phytoseiidae) in garden phytocenoses of Transcarpathian region 112
Nikolaichuk V.I., Vakerich M.M., Shpontak J.M., Karpu'k M.K. The current state of water resources of Transcarpathia 116
Volodarez S.O. Influence of aerogenic contamination on phytoncide activity of woody plants 124
Kotovska G.O., Khrystenko D.S., Novitskiy R.O. The impact of high commercial fishery load on biological indices of the roach (*Rutilus rutilus*) 129
Brygadyrenko V.V. Influence of tree crown density and density of the herbaceous layer on the structure of litter macrofauna of the deciduous forests of Ukraine steppe zone 134
Reshetnyak D.Y. Seasonal dynamic of the occurrence of the gregarines infection of *Harpalus rufipes* (Coleoptera, Carabidae) in agroecosystem 149
Kyrychuk G.E., Muzyka L.V. The effect of different concentrations of ammonium chloride on the content of carotenoid pigments in the body of *Lymnaea stagnalis* 154
Zhukov O.V., Gubanova N.L. Dynamic stability of communities of amphibians in short-term-flooded forest ecosystems 161
Tupikov A.I., Zinenko O.I. Distribution of the steppe viper *Vipera renardi* (Reptilia, Viperidae) in Kharkiv region 172
Khromykh N.A., Ivan'ko I.A., Kovalenko I.M., Lykholat Y.V., Alexeyeva A.A. Influence of the slope altitude-associated microclimate and light conditions on the physiological and biochemical processes in leaves of coastal forest trees 177
Bobryk N. Spreading and accumulation of heavy metals in soils of railway-side areas 183
Tsvetkova N.M., Gunko S.O. Correlative characteristic of cadmium in soils of steppe Dnieper region 190
Tsvetkova N.M., Saranenko I.I., Dubina A.O. Application of geographic information systems in evaluating the development of gully erosion in the steppe zone of Ukraine 197
Milevskaya S.Y. Features of secondary birch young stands in low mountain Pokuttya (Ukrainian Carpathian mts.) 203
Varigin A.Y. Life strategies of isopods under conditions of the Black Sea fouling community 210
Vasilyuk O.M., Pakhomov O.Y. Effect of *Capreolus capreolus* and *Sus scrofa* excreta on alanine aminotransferase activity in *Glechoma hederacea* leaves in conditions of Cd pollution 216
Rogach V.V., Rogach T.I. Influence of synthetic growth stimulators on morphological and physiological characteristics and biological productivity of potato culture 221
Chernetchenko D.V., Motsnyj M.P., Botsva N.P., Elina O.V. Research of photoinduced potentials of pepper leaves 225
Gritzay Z.V., Shupranova L.V. Impact of emissions of Pridneprovsk TPP in Dnipropetrovsk on the anatomical indices of stem of two-year whip of the *Tilia* genus representatives 230

Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія

Заснований у 1993 р.

Том 23(2)

Українською, російською та англійською мовами

Свідоцтво державної реєстрації серія КВ № 19821-9621Р від 15.03.2013 р.

Редактор В.Д. Маловик
Оригінал-макет виготовив В.В. Бригадиренко
Дизайн обкладинки виконав А.О. Гуслистий

Підписано до друку 30.09.2015. Формат 60×84 $^{1}/_{16}$. Папір друкарський. Друк плоский. Ум. друк. арк. 20,1.
Тираж 100 пр. Замовлене №

Свідоцтво державної реєстрації № ДК – 289 від 21.12.2000 р.

Видавництво Дніпропетровського університету,
пр. Гагаріна, 72, м. Дніпропетровськ, 49010