

УДК 574.2+579.26:63+581.9

Н. Ю. Бобрик, М. В. Кривцова, В. І. Ніколайчук

Ужгородський національний університет

МІКРОБОЦЕНОЗ ҐРУНТУ ЛУЧНОЇ ЕКОСИСТЕМИ В УМОВАХ ВПЛИВУ ЗАЛІЗНИЧНОГО ТРАНСПОРТУ

Проаналізовано стан мікробного ценозу ґрунту лучної екосистеми на різній відстані від залізничної колії на прикладі смт Великий Березний Закарпатської області. В умовах підвищеного техногенного забруднення змінюється комплекс мікробіологічних показників, відбуваються якісні та кількісні зміни функціонування мікробного угруповання ґрунту, які негативно впливають на його потенційну родючість. Підвищена фітотоксична активність ґрунтів примагістральних екосистем корелює з кількістю актиноміцетів, БГКП, олігонітрофілів і спорових мікроорганізмів.

Н. Ю. Бобрик, М. В. Кривцова, В. І. Ніколайчук

Ужгородский национальный университет

МИКРОБОЦЕНОЗ ПОЧВЫ ЛУГОВОЙ ЭКОСИСТЕМЫ В УСЛОВИЯХ ВЛИЯНИЯ ЖЕЛЕЗНОДОРОЖНОГО ТРАНСПОРТА

Проанализировано состояние микробного ценоза почвы луговой экосистемы на разном расстоянии от железнодорожного пути на примере пгт Великий Березный Закарпатской области. В условиях повышенного техногенного загрязнения изменяется комплекс микробиологических показателей, происходят качественные и количественные изменения функционирования микробного сообщества почвы, которые отрицательно влияют на его потенциальное плодородие, повышается фитотоксичность почв. Повышенная фитотоксичность почв примагистральных экосистем коррелирует с количеством актиномицетов, БГКП, олигонитрофилов и споровых микроорганизмов.

N. J. Bobryk, M. V. Kryvtsova, V. I. Nikolajchuk

Uzhgorod National University

MEADOW SOIL MICROBIOCOENOSIS UNDER INFLUENCE OF RAILWAY TRANSPORT

A case study of the microbial coenosis status of the soil of meadow ecosystem at different distances from the railway track was carried out in the urban settlement Velykyi Bereznyi in the Transcarpathian Region. The increasing technogenic pollution causes changes in the complex of microbiological indices, brings about qualitative and quantitative changes in the functioning of microbial coenosis of the soil. That has a negative impact on its potential fertility, and raises phytotoxic levels in soils. The results show that soils phytotoxic hyperactivity of ecosystems along the main line correlates with the quantity of actinomycetes, coliforms, oligonitrophilic and cryptogamous microorganisms.

Вступ

Нині одна з найгостріших екологічних проблем – забруднення навколишнього середовища транспортом. Вплив об'єктів транспорту на природне середовище зумовлений будівництвом магістральних доріг, їх експлуатацією, спалюванням значної

кількості палива, забрудненням прилеглих територій викидами, стоками, відходами, які порушують природну рівновагу в екосистемах [5]. Цей негативний вплив на середовище включає порушення стійкості природних ландшафтів транспортною інфраструктурою шляхом розвитку ерозії та зсувів; забруднення атмосфери відпрацьованими газами; постійний ріст рівня забруднення ґрунту нафтою, свинцем, продуктами видування та опадання сипучих вантажів (вугілля, руда, цемент) [7]. До токсичних речовин, які виділяються дизелями, відносять оксид вуглецю, оксиди азоту, сажу, вуглеводневі сполуки, двоокис сірки, сірководень. У відпрацьованих газах міститься також бенз(а)пірен і поліциклічні ароматичні сполуки, важкі метали. Ці шкідливі речовини у підвищених кількостях при інтенсивному русі залізничного транспорту безперечно негативно впливають на всі компоненти прилеглих екосистем, у тому числі на атмосферне повітря. Залізничний транспорт – також джерело фізичного впливу (шум, вібрація, електромагнітне випромінювання) та біологічного забруднення примігистральних біогеоценозів. Водночас відбувається поширення та нагромадження шкідливих речовин на прилеглих полях і земельних угіддях, що не менш шкідливо для довкілля та здоров'я людини [7; 9; 10].

Актуальність всебічного дослідження примігистральних екосистем в умовах Закарпаття зумовлена високою інтенсивністю транспортних перевезень і транскордонним розташуванням області. На території Закарпатської області є значна кількість ділянок, де у безпосередній близькості проходить залізнична магістраль, тому актуальним є дослідження зміненої структури мікробіоценозів ґрунту примігистральних екосистем під впливом даного типу антропогенного навантаження.

Значна кількість праць присвячена впливу автотранспорту на природне середовище, при цьому питання впливу залізничного транспорту на екосистеми прилеглих територій залишається малодослідженим. Вивчення закономірностей та особливостей впливу залізничного транспорту на примігистральні території є, без сумніву, актуальною проблемою для прогнозу стану навколишнього середовища та розробки природоохоронних заходів на цих територіях [11–13].

Мікробіологічні та біохімічні показники дозволяють визначити глибину впливу антропогенного навантаження вже на ранніх стадіях трансформації екосистеми, надати інтегральну оцінку стану ґрунту [6]. Саме на них базується біологічна діагностика ґрунтів – розпізнавання фактичного стану ґрунту за біологічними показниками та прогнозування динамічних тенденцій у ньому, із визначенням впливу на ґрунт конкретних факторів антропогенного походження.

Мета нашої роботи – оцінити мікробіоценози ґрунту примігистральних екосистем, визначити фітотоксичність ґрунту.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили в декілька етапів:

- 1) порівняння мікробіоценозів ґрунту примігистральних територій на різних відстанях від залізничної колії;
- 2) визначення фітотоксичності ґрунтів примігистральних екосистем;
- 3) визначення кореляційного зв'язку між кількістю різних еколого-трофічних груп мікрорганізмів і проявом фітотоксичності ґрунтів.

Відбирання проб ґрунту досліджуваних екосистем здійснювали у смт Великий Березний Закарпатської області на відстані 0, 50 та 100 м від залізничної колії відповідно до діючого ДСТУ [8]. Аналіз мікробного біоценозу ґрунту проводили з використанням диференційно-діагностичних живильних середовищ методом серійних

розведень ґрунтової суспензії [1]. Амоніфікувальні бактерії враховували на м'ясо-пептонному агарі (МПА), актиноміцети – на крохмаль-аміачному агарі (КАА), бактерії групи кишкової палички – на Ендо, мікроміцети – на середовищі Сабуро, *Azotobacter* – на середовищі Федорова методом обростання грудочок ґрунту, оліготрофні мікроорганізми – на голодному агарі (ГА). Результати виражали числом КУО на 1 г абсолютно сухого ґрунту.

Фітотоксичність досліджуваних ґрунтів оцінювали методом Красильникова [3]. Як тест-об'єкт використовували пшеницю озиму (*Triticum aestivum* L.). Враховували схожість насіння, довжину пагона та кореня в усіх варіантах, співвідношення надземної та підземної частин рослин і фітотоксичний ефект (ФЕ). Фітотоксичний ефект вираховували за формулою:

$$\text{ФЕ} = \frac{L - L_x}{L} * 100, \%,$$

де L – середня довжина кореня (контроль), L_x – середня довжина кореня на варіантах.

Лабораторні дослідження проводили у трьох повторностях.

Результати та їх обговорення

Ґрунтові мікроорганізми становлять значну частину будь-якої екосистеми, мають високу чутливість до антропогенного навантаження, тому зміни якісного та кількісного складу мікробоценозу ґрунту – індикатор забруднення навколишнього середовища. У зв'язку з високою чутливістю до змін довкілля мікроорганізми виступають зручним об'єктом спостережень. Вони тісно контактують із середовищем існування, характеризуються високою швидкістю росту та розмноження, що дозволяє вивчати дію на них екологічних чинників за порівняно короткий термін. Окрім того, реакції мікроорганізмів на дію антропогенних чинників швидкі та проявляються різними змінами параметрів життєдіяльності (росту, морфології, накопичення хімічних елементів, активності метаболізму, стану регуляторних механізмів у клітині) [6].

Таблиця 1

Співвідношення різних еколого-трофічних груп ($M \pm m$) у ґрунті примагістральних екосистем

Групи мікроорганізмів, млн КУО/г абсолютно сухого ґрунту	Відстань від залізничної колії, м		
	0	50	100
Амоніфікатори	15,5 ± 1,5	157,5 ± 8,2	39,6 ± 3,0
БГКП	9,3 ± 2,0	12,6 ± 4,5	5,9 ± 1,6
Мікроміцети	3,6 ± 0,5	7,4 ± 1,4	8,6 ± 0,8
Актиноміцети	1,4 ± 0,2	1,3 ± 0,3	1,1 ± 0,5
Олігонітрофіли	1,9 ± 0,1	0,9 ± 0,2	0,3 ± 0,1
Азотобактер (%)	23,3 ± 3,1	38,3 ± 5,0	55,0 ± 5,0
Оліготрофи	9,3 ± 1,1	8,4 ± 2,2	12,3 ± 3,5
Спорові	56,6 ± 2,5	73,5 ± 6,3	42,8 ± 5,6

Примітка: * – $p < 0,05$.

Дослідження дали змогу виявити загальні закономірності розподілу основних еколого-трофічних груп мікроорганізмів у ґрунті примагістральної лучної екосистеми смт В. Березний (табл. 1). Найвищий показник амоніфікаторів зареєстровано на відстані 50 м від залізничного полотна ($39,6 \pm 3,0$ млн КУО/г), при цьому найменший показник представників цієї групи зафіксовано на відстані 0 м від залізничної колії, а вже на відстані 100 м він підвищується майже утричі (рис. 2). Таким чином, вміст амоніфікаторів від

нульового забору до 100 м збільшується. Це свідчить про перебудову мікробного ценозу ґрунту та вказує на наявність алохтонної мікрофлори поблизу колії.

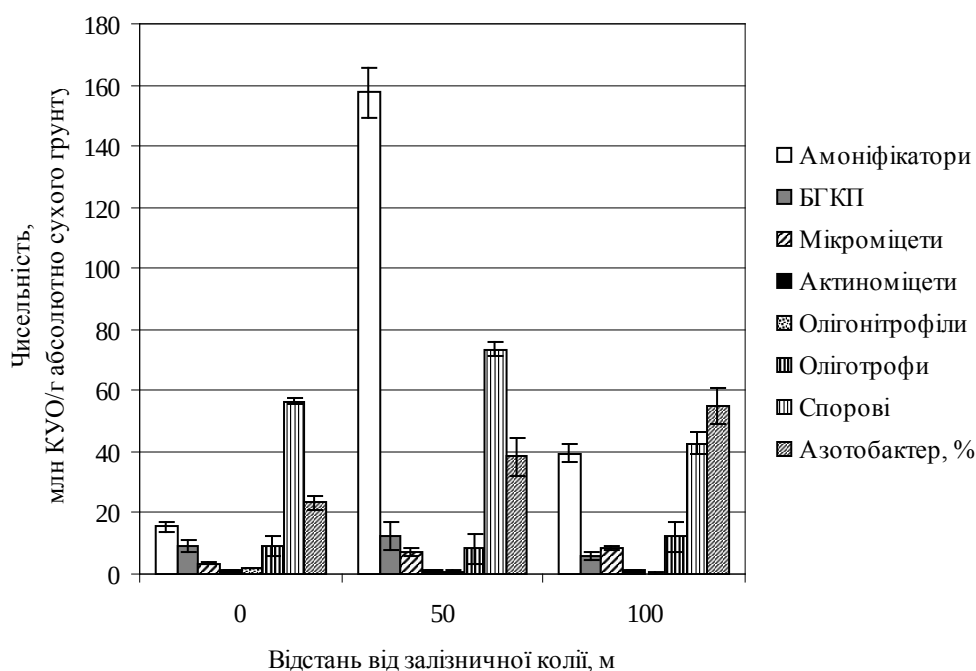


Рис. 2. Структура мікробіоценозів приміагістральних лучних екосистем

Санітарно-гігієнічний показник забруднення ґрунтів – кількість БГКП. Високий вміст ентеробактерій виявлено у точці 50 м від залізничної колії ($12,6 \pm 4,5$ млн КУО/г), найменший – на відстані 100 м ($5,9 \pm 1,6$ млн КУО/г). Отже, у ґрунтах, наближених до залізничного шляху, виявлено високий вміст ентеробактерій. Це – свідчення того, що здатність ґрунту до самоочищення від бактерій значно знижується поблизу залізничних шляхів.

Кількість мікроскопічних грибів закономірно підвищується з віддаленням від залізничної колії. Мікроміцети відносять до бактерій, які впливають на родючість ґрунту, вони є важливими консортами, що беруть активну участь у процесах, пов'язаних із перетворенням органічних речовин, а особливо важкогідролізованих. Саме тому знижений вміст мікроскопічних грибів у ґрунтах, розташованих у безпосередній близькості до залізничного транспорту, вказує на несприятливі ґрунтові умови.

Кількість актиноміцетів достовірно не змінювалась ($1,4-1,1$ млн КУО/г), проте їх кількість у ґрунтах виявилась також прямо пропорційною від відстані до залізничних шляхів. Відомо, що вони беруть участь у мінералізації органічної речовини, недоступної для інших мікроорганізмів, постачанні рослинам елементів живлення.

Порівняно високу розповсюдженість олігонітрофілів і азотфіксаторів можна пояснити промивним типом ґрунтоутворення, при якому більшість сполук нітрогену вимивається з ґрунту [6]. Олігонітрофіли – бактерії, що ростуть при незначній кількості азоту у ґрунті, беруть участь у трансформації залишкової кількості органічних решток. Кількість олігонітрофілів закономірно знижується, що вказує на зменшення кількості азоту у ґрунті при наближенні до залізниці: у точці 100 м від залізничної колії ($0,3 \pm 0,1$ млн. КУО/г) їх кількість зменшена у шість разів порівняно з 0 м ($1,9 \pm 0,1$ млн КУО/г).

Азотобактер – чутливий індикатор змін ґрунтових умов, наявності фосфору, калію, кальцію у ґрунті та його фітотоксичності, невід’ємна складова мікробних угруповань [6]. На безазотному середовищі Ешбі представники роду *Azotobacter* нарастають слизистими прозорими колоніями (метод обростання ґрунтових грудочок). Проведені дослідження показали, що відсоток азотобактера у ґрунті лучних примагістральних екосистем поступово зменшується при наближенні до залізничної колії: у 2,5 рази на відстані 0 м від залізничного полотна ($23,3 \pm 3,1$ %) порівняно з точкою відбору ґрунту 100 м ($55,0 \pm 5,0$ %). При цьому з відстанню від залізничної колії відсоток азотобактера у ґрунті поступово підвищувався. Оскільки бактерії роду *Azotobacter* чутливі до впливу екзогенних факторів антропогенного походження, виявлена закономірність свідчить про підвищення дії техногенного навантаження на бактерії даної групи при наближенні до залізничного полотна.

Точки, розташовані поблизу залізничної колії, характеризуються підвищеним вмістом споротвірних організмів. Кількість спорової мікрофлори на відстані 50 м від залізничної колії ($73,5 \pm 6,3$ млн КУО/г) виявилась майже удвічі більшою порівняно з точкою 100 м ($42,8 \pm 5,6$ млн КУО/г). Ці ґрунти містять незначну кількість органічних речовин, зменшують свою родючість.

Таким чином, залізничний транспорт негативно впливає на стан мікробного біоценозу ґрунту. Ґрунти, розташовані у безпосередній близькості до залізничних шляхів, характеризуються зниженим вмістом амоніфікаторів, мікроміцетів, азотобактера. Поряд із цим домінантними в мікробіоценозах виступають БГКП, оліготрофи, олігонітрофіли, спорові, підвищена кількість яких указує на порушення процесів природного самоочищення екосистем, а отже, погіршений екологічний стан.

Визначити ступінь токсичності можна за допомогою біотестування едафотопу [3]. Із цією метою застосовано біотест на фітотоксичність (фітотест), здатний адекватно реагувати на екзогенні хімічні впливи, що проявляються в морфологічних і фізіологічних змінах процесів росту та розвитку рослин. Ґрунти, забруднені важкими металами, негативно впливають на процес елонгації корінців рослин, інгібують їх ріст [2]. Проведення фітотесту ґрунтів примагістральних територій дозволило визначити ступінь їх фітотоксичності (табл. 2).

За середньою довжиною пагона та кореня ґрунти примагістральних екосистем проявляють виражені (3,6–25,7 %) фітотоксичні ефекти (ФЕ). Найбільший ФЕ проявив ґрунт, відібраний на відстані 0 м від залізничної колії, оскільки морфометричні параметри тест-культур були найменшими порівняно з рослинами інших варіантів і з контролем (ФЕ = $25,7 \pm 3,3$).

Таблиця 2

Оцінка фітотоксичності ґрунтів ($M \pm m$) примагістральних екосистем

Відстань від залізничної колії, м	Довжина кореня, см		Довжина пагона, см		Співвідношення надземної і підземної частин	Фітотоксичний ефект (ФЕ), %
	середня	максимальна	середня	максимальна		
Контроль	$4,74 \pm 0,45$	11,3	$3,38 \pm 0,46$	11,5	1,4	
0	$3,52 \pm 0,41$	8,8	$1,57 \pm 0,15$	4,0	2,2	$25,7 \pm 3,3$
50	$3,61 \pm 0,29$	7,8	$3,19 \pm 0,32$	9,8	1,1	$23,8 \pm 4,6$
100	$4,91 \pm 0,42$	12,3	$4,74 \pm 0,40$	10,6	1,0	$3,6 \pm 0,1$

Примітка: * – $p < 0,05$.

Відповідно до сучасних уявлень, важливий індикатор нормального росту та розвитку рослини – співвідношення довжини підземної до надземної частини. Цей

критерій має мінімальне значення (1,0) у зразку ґрунту 100 м від залізничної колії, максимальне (2,2) у зразку 0 м від залізничної колії. У результаті наших досліджень виявлено обернено пропорційну залежність між ступенем прояву ФЕ ґрунтами та відстанню від залізничної колії.

Для пояснення отриманих результатів дослідження проведено кореляційний аналіз залежності між розподілом різних еколого-трофічних груп мікроорганізмів у досліджуваних ґрунтах і фітотоксичним ефектом, що вони проявляють. За шкалою Чеддока виявлено силу зв'язків між досліджуваними показниками (табл. 3).

Таблиця 3

Залежність між кількістю мікроорганізмів різних еколого-трофічних груп і ФЕ ґрунтів примігстральних екосистем

Група мікроорганізмів	Коефіцієнт кореляції	Сила зв'язку
Мікроміцети	-0,74	відсутня
Амоніфікатори	0,28	слабка
БГКП	0,83	висока
Актиноміцети	0,96	дуже висока
Олігонітрофіли	0,83	висока
Азотобактер	-0,91	відсутня
Оліготрофи	-0,95	відсутня
Спорові	0,79	висока

Найвищий коефіцієнт кореляції виявлено між ФЕ та кількістю актиноміцетів у ґрунті (0,96). Високий коефіцієнт кореляції характерний також для ФЕ та БГКП (0,83), олігонітрофілів (0,83) і спорових мікроорганізмів (0,79), що за шкалою Чеддока означає високу силу зв'язку між досліджуваними параметрами. Щодо інших груп мікроорганізмів (мікроміцети, азотфіксатори, оліготрофи) встановлено відсутність залежності від їх кількості у ґрунтах і ФЕ.

Аналіз кількісного складу мікробоценозів та фітотестування дозволили виявити суттєвий негативний вплив залізничного транспорту на прилеглі екосистеми. Ґрунти поблизу залізничних шляхів характеризуються зниженою мікробіологічною активністю, що поступово підвищується на більших відстанях, і високим проявом ФЕ. Отримані результати підтверджуються подібними працями інших авторів [4]. Для поліпшення екологічного стану ґрунтів примігстральних екосистем і зменшення їх фітотоксичної активності необхідна розробка та проведення комплексу природоохоронних заходів.

Висновки

Показано порушення мікробоценозу ґрунту примігстральних екосистем. Ґрунти примігстральних залізничних екосистем характеризуються зниженим вмістом амоніфікаторів, мікроміцетів, азотобактера. Виявлено обернено пропорційну залежність між ступенем прояву ФЕ ґрунтів та відстанню від залізничної колії. Найвищий коефіцієнт кореляції виявлено між ФЕ та кількістю актиноміцетів у ґрунті (0,96), високий коефіцієнт кореляції характерний також для ФЕ та БГКП, олігонітрофілів і спорових мікроорганізмів.

Бібліографічні посилання

1. **Експериментальна ґрунтова мікробіологія** / В. В. Волкогон, О. В. Надкернична, Л. М. Толмакова та ін. – К. : Аграрна наука, 2010. – 464 с.

2. **Ибрагимова Э.** Экологическая и фитотоксическая оценка загрязнения сельскохозяйственных почв Крыма пестицидами и солями тяжелых металлов / Э. Ибрагимова, Д. Баличиева, Э. Алиев // *Экологія та ноосферологія*. – 2006. – Т. 17, № 1–2. – С. 113–121.
3. **Кабилов Р.** Разработка и использование многокомпонентной тест-системы для оценки токсичности почвенного покрова городской территории / Р. Кабилов, А. Сагитова, Н. Суханова // *Экологія*. – 1997. – № 6. – С. 408–411.
4. **Комплексне вивчення екологічного стану залізничних примігстральних екосистем Закарпаття** / В. І. Ніколайчук, М. В. Кривцова, Л. Ю. Симочко та ін. // *Ґрунтознавство*. – 2009. – Т. 10, № 3–4. – С. 13–21.
5. **Процько Я. І.** Проблема впливу залізничного транспорту на екологію // *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. – 2009. – № 3. – С. 168–170.
6. **Функціонування мікробних угруповань в умовах антропогенного навантаження** / К. І. Андреев, Г. О. Іутинська, А. Ф. Античук та ін. – К. : Обереги, 2001. – 240 с.
7. **Юхновський І. Р.** Транспортний комплекс України. Залізничний транспорт: Проблеми та перспективи / І. Р. Юхновський, Г. Б. Лебеда, Т. І. Попова. – К. : ФАДА ЛТД, 2006. – 288 с.
8. **Якість ґрунту.** Відбір проб: ДСТУ ISO 10381-6-2001. – К. : Держспоживстандарт України, 2006. – 181 с.
9. **Lockwood I. L.** Exploration and competition // *The Fungal Community: Its Orgazation and Rool in Ecosystem* / Eds. D. T. Wicklow, G. C. Carrol. – New York : Marsel Deccer, 1992. – P. 243–263.
10. **Renal** and neurologic effects of cadmium, lead, mercury, and arsenic in children: Evidence of early effects and multiple interactions at environmental exposure levels / C. de Burbure, J. P. Buchet, A. Leroyer et al. // *Environ. Health Perspect.* – 2006. – Vol. 114, N 4. – P. 584–590.
11. **Schnabel U.** Uncertainty assessment for management of soil contaminants with sparse data / U. Schnabel, O. Tietje, R. W. Scholz // *Environ. Manag.* – 2004. – Vol. 33, N 6. – P. 911–925.
12. **Targosz J.** Vibroisolation of railway crossing // *Archives of Transport.* – 2006. – Vol. 18. – P. 67–80.
13. **Uricchio V. F.** Toxicological database of soil and derived products (BDT) // *Ann Ist Super Sanita.* – 2008. – Vol. 44, N 1. – P. 81–87.

Надійшла до редколегії 14.07.2012

УДК 416.8:631.466

М. М. Вінічук

*Шведський університет сільськогосподарських наук, Уппсала, Швеція
Житомирський державний технологічний університет, Житомир, Україна*

ТОРИЙ ТА УРАН У ФРАКЦІЯХ ҐРУНТУ ТА ОКРЕМИХ ВИДАХ МАКРОМІЦЕТІВ БОРЕАЛЬНИХ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ

Досліджено вміст торію (*Th*) та урану (*U*) у фракціях ґрунту едафосфера, ризосфера, ризоплана, міцелії грибів та їх плодових тілах. Концентрація торію у фракції едафосфера, ризосфера та міцелії грибів суттєво не відрізняється (0,74–1,45 мг/кг сухої ваги), тоді як у фракції ризоплана вміст торію учетверо нижчий, ніж у загальній масі ґрунту – едафосфері. Концентрація урану у фракції едафосфера, ризосфера, ризоплана та міцелії грибів суттєво не відрізняється (3,11–9,36 мг/кг сухої ваги). Вміст обох природних ізотопів у плодових тілах грибів у 270 разів нижчий, ніж у загальній масі ґрунту: коефіцієнти біологічного поглинання урану та торію плодовими тілами грибів у середньому становлять 0,035 та 0,006 відповідно. Вміст торію та урану як у міцелії грибів, так і у плодових тілах зростає при підвищенні їх вмісту у ґрунті. У міцелії грибів верхнього (0–5 см) шару лісового ґрунту може бути зосереджено 2,0–5,0 та 1,4–2,7 % торію та урану від їх загального вмісту відповідно.

М. М. Виничук

*Шведський університет сільськогосподарських наук, Уппсала, Швеція
Житомирський державний технологічний університет, Житомир, Україна*

ТОРИЙ И УРАН ВО ФРАКЦИЯХ ПОЧВЫ И ОТДЕЛЬНЫХ ВИДАХ МАКРОМИЦЕТОВ БОРЕАЛЬНЫХ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Исследовано содержание тория (*Th*) и урана (*U*) во фракциях почвы эдафосфера, ризосфера, ризоплана, мицелии грибов и их плодовых телах. Концентрация тория во фракциях эдафосфера, ризосфера и мицелии грибов существенно не отличается (0,74–1,45 мг/кг сухого вещества), тогда как во фракции ризоплана концентрация тория в 4 раза ниже, чем в общей массе почвы – эдафосфере. Концентрация урана во фракции эдафосфера, ризосфера, ризоплана и мицелии грибов существенно не отличается (3,11–9,36 мг/кг сухого вещества). Содержание обоих природных изотопов в плодовых телах грибов в 270 раз ниже, чем в общей массе почвы: коэффициенты биологического поглощения урана и тория плодовыми телами грибов в среднем составляют 0,035 и 0,006 соответственно. Содержание тория и урана как в мицелии грибов, так и плодовых телах возрастает при повышении их концентрации в почве. В мицелии грибов верхнего (0–5 см) слоя лесной почвы может быть сосредоточено 2,0–5,0 и 1,4–2,7 % тория и урана от их общего содержания соответственно.

М. М. Vinichuk

*Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden
Zhytomyr State Technological University, Zhytomyr, Ukraine*

THORIUM AND URANIUM IN SOIL FRACTIONS AND CERTAIN MACROMYCETE SPECIES IN BOREAL FOREST ECOSYSTEMS

The content of thorium (*Th*) and uranium (*U*) in fractions of soil edaphosphere, rhizosphere, rhizoplane, fungal mycelium and fruit bodies were investigated. The concentrations of thorium in edaphosphere

and rhizosphere fractions and mycelia of fungi are not different significantly and vary in the range of 0.74–1.45 mg kg⁻¹ dry matter. The concentration of thorium in the rhizoplane fraction is 4 times lower than in the bulk soil – edaphosphere. The concentrations of uranium in edaphosphere, rhizosphere and rhizoplane fractions and fungi mycelium are not significantly different and vary between 3.11 and 9.36 mg kg⁻¹ dry matter. The content of the studied natural isotopes in fruit bodies of fungi is 270 times lower than in the bulk soil: biological absorption coefficients of uranium and thorium in fruit bodies are on average 0.035 and 0.006, respectively. The contents of thorium and uranium in fungal mycelium and fruit bodies increase with increasing their concentrations in the soil. It is shown that in the fungi mycelium of the upper (0–5 cm) layer of forest soil can be allocated 2.0–5.0 and 1.4–2.7 % of the total thorium and uranium soil content, respectively.

Вступ

Ектомікоризні гриби – характерні компоненти ґрунтів лісових екосистем бореальних хвойних лісів та лісів помірних широт. Міцелій цих грибів відіграє вирішальну роль у живленні вищих рослин завдяки формуванню симбіотичних асоціацій. Мікоризні гриби збільшують поглинальну поверхню коренів рослин і сприяють мобілізації поживних речовин з органічних решток унаслідок дії гідролітичних позаклітинних ферментів [7].

Міцелій мікоризних грибів також забезпечує поглинання з ґрунту широкого спектра елементів мінерального живлення [11], у тому числі макроелементів, таких як фосфор [4], та цілого ряду мікроелементів [7]. При цьому поглинаються як есенціальні (життєво необхідні), так і мікроелементи, які, будучи антропогенними забруднювачами, можуть при підвищених концентраціях бути токсичними для людини [15]. Науковий інтерес до вивчення грибів виявляється у тому числі і через здатність останніх до вибіркового поглинання елементів, небезпечних для людини. Добре відома здатність грибів накопичувати радіонукліди [16]), у тому числі і природні радіоізотопи [2]. Плодові тіла багатьох видів макроміцетів можуть містити важкі метали, у тому числі і кадмій, який накопичується грибами найінтенсивніше [9]. Деякими видами грибів (насамперед їх плодовими тілами) найбільшою мірою поглинаються уран та торій, хоча різні види ектомікоризних грибів відрізняються здатністю поглинати та накопичувати елементи [5; 14]. Плодові тіла ектомікоризних грибів становлять лише близько 1 % (0,5 %) біомаси усього міцелію у ґрунті [13]. Переважна частина біомаси тіла гриба (міцелій) міститься у верхніх, багатих на органічну речовину шарах лісового ґрунту. Здатність міцелію грибів накопичувати елементи, у тому числі радіоізотопи, досліджена недостатньо [16]. Відомі лише декілька праць, у яких зроблено спроби проаналізувати вміст мікроелементів у міцелії грибів, що зростають у природних умовах [3; 13]. Остаточного не встановлено, яким чином природні ізотопи, поглинені міцелієм ектомікоризних грибів, надходять із ґрунту по трофічних ланцюгах до плодових тіл. Важливі з погляду розуміння цих процесів функції таких фракцій ґрунту як ризосфера та ризоплана, в яких формуються найближчі трофічні взаємозв'язки. Співвідношення концентрації елементів у грибах до їх концентрації у ґрунті та окремих їх фракціях дає уявлення про акумуляційну здатність останніх.

Тому мета даної роботи – оцінити динаміку зміни концентрації торію та урану у трофічному ланцюзі: едафосфера, ризосфера, ризоплана, міцелій ектомікоризних грибів та плодові тіла. Крім того, у роботі наведено величини коефіцієнтів біологічного поглинання цих природних радіоізотопів ектомікоризними грибами та показано залежності між їх концентрацією у ґрунті та вмістом у грибах.

Матеріали і методи досліджень

Дослідження проводили у лісових екосистемах східного узбережжя Центральної Швеції (60° 22" пн. ш., 18° 13" сх. д.). Ґрунти глинисто-піщані, у трав'янистому покриві переважають чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.), орляк звичайний (*Pteridium aquilinum*

(L.) Kuhn), підбіл звичайний (*Tussilago farfara* L.), хвощ лісовий (*Equisetum silvaticum* L.). У насадженнях переважають ялина європейська (*Picea abies* (L.) H. Karst.) та сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) віком близько 100 років. Детальніший опис досліджуваних екосистем наведено у Lundin et al. [12]. Зразки ґрунту та плодові тіла грибів відбирали протягом вересня – листопада 2003 року з десяти ділянок (близько 10 м² кожна), розміщених на відстані 20–50 м одна від іншої на площі близько 2,0 га. На кожній ділянці відбирали чотири зразки ґрунту за допомогою циліндричного бора 5,7 см у діаметрі до глибини 10 см навколо та безпосередньо у місцях зростання плодових тіл грибів (з площі $\approx 0,5$ м²) у межах кожної ділянки. У тих же місцях відібрали плодові тіла 12 видів грибів, визначали їх видову належність, після чого висушили їх при температурі +35 °С до постійної ваги для визначення концентрації *U* та *Th*. Аліквотні частини зразків ґрунту (30–50 г), відібраних із глибини 0–5 та 5–10 см, були використані для хімічного аналізу та вилучення міцелію. Грибні структури вилучали з ґрунту під мікроскопом середнього ($\times 60$) збільшення з додаванням невеликої кількості дистильованої води. Приготовлений у такий спосіб зразок містив різні форми міцелію: окремі ниткоподібні відгалуження гриба, міцеліальні тяжі, ризоморфи, окремі склеротії та невелику кількість інфікованих мікоризних кінчиків коренів. Метод вилучення міцелію наведено у Vinichuk & Johanson [16]. Із ґрунтових зразків вилучали фракції ґрунту відповідно до методики, наведеної у Gorban & Clegg [6]. Фракцію едафосфера одержали шляхом просіювання лісового ґрунту, з якого попередньо вилучили великі корені дерев і каміння через сито з розміром отворів 2 мм. Фракцію ризосфера одержали шляхом відділення вручну часток ґрунту, асоційованого з дрібними та середнього розміру коренями, що залишились на ситі після просіювання. Фракція, що залишилась після цього (дрібні корені рослин і частки ґрунту безпосередньо на них), одержала назву ризоплана. Всього проаналізовано 9 зразків фракції едафосфера та міцелію, 12 зразків плодових тіл грибів, 6 зразків фракції ризосфера та 6 зразків ризоплана.

Вміст органічної речовини ґрунту визначали шляхом спалювання ґрунту при температурі 550 °С, *pH* ґрунту визначали у 1 : 5 «ґрунт : вода» суспензії (5 г ґрунту). Концентрацію елементів у зразках визначали масспектрометричним методом (ICP-MS) у лабораторії ALS Scandinavia AB, Luleå за методикою, наведеною у Rodushkin et al., [8]. Коефіцієнт біологічного поглинання (Кбп) визначали як відношення концентрації елемента (мг/кг сухої речовини) у грибах чи фракціях ґрунту до концентрації елемента (мг/кг сухої речовини) в едафосфері для шару ґрунту 0–10 см. Статистичну обробку даних проводили з використанням дисперсійного аналізу (ANOVA) і коефіцієнтів кореляції за Пірсоном. Програмне забезпечення Minitab (© 2010 Minitab Inc).

Результати та їх обговорення

Кислотність ґрунту дослідних ділянок була доволі високою: у шарі ґрунту 0–5 см показник *pH* становив 5,2 (діапазон 3,8–6,9), а в шарі 5–10 см – 5,1 (діапазон 3,6–7,1). Для всього досліджуваного ґрунтового профілю (0–10 см), найвищі показники *pH* (6,5–6,9) спостерігались на ділянках 1, 2 і 5. У зразках ґрунту інших ділянок значення *pH* варіювали у межах від 3,7 до 5,1.

Вміст органічних речовин у ґрунтах дослідних ділянок також високий: у шарі 0–5 см він становив 66,2 % (діапазон 36,4–97,7), а в шарі 5–10 см – 52,9 % (діапазон 21,2–96,6). Для всього (0–10 см) шару ґрунту високий вміст органічних речовин спостерігався на ділянках 5 (84,0 %), 8 (85,9 %) та 9 (97,7 %).

Вміст торію та урану у грибах залежить від кислотності ґрунту. Позитивний кореляційний зв'язок ($r = 0,91^{***}$ та $r = 0,50$) існує між величиною *pH* та вмістом ура-

ну, а також між величиною pH та вмістом торію ($r = 0,33$ та $r = 0,52$) у міцелії грибів та їх плодових тілах, відповідно. Відомості щодо впливу величини кислотності ґрунту на надходження торію та урану в ектомікоризних грибах відсутні. Разом із тим відомо, що біомаса цвілевих грибів з роду *Penicillium* адсорбує найбільші кількості урану при величині pH 3,0–7,5 [10]. Між вмістом органічних речовин у досліджуваних ґрунтах і концентрацією елементів у міцелії грибів залежність обернено пропорційна: $r = -0,66^*$ та $r = -0,51$ для торію та урану відповідно. У плодових тілах грибів концентрація урану слабо залежить від вмісту органічних речовин ($r = 0,42$), тоді як між концентрацією торію та вмістом органіки ґрунту залежність взагалі відсутня ($r = -0,17$). Імовірно, що крім кислотності ґрунту надходження урану та торію у гриби залежатиме і від ряду інших факторів, зокрема окисно-відновного потенціалу та концентрації елементів у ґрунті.

У загальній масі ґрунту вміст торію складає 0,13–2,94, а урану 0,07–36,7 мг/кг. Вміст торію у зоні ризосфери дещо вищий порівняно з вмістом його у ґрунті, але різниця знаходиться у межах варіації. Концентрація торію у міцелії грибів була дещо нижчою вмісту його у ґрунті, тоді як вміст його у плодових тілах на два порядки нижчий, ніж у ґрунті. Оскільки фракція ризоплана по суті являє собою дрібні корені рослин із частками ґрунту безпосередньо на них, можна стверджувати, що кореневою системою рослин (дерев) досліджувані природні ізотопи поглинаються, але не накопичуються. Особливо це стосується торію, концентрація якого у фракції ризоплана виявилась статистично достовірно нижчою порівняно з вмістом його у загальній масі ґрунту – едафосфері при рівні значимості $p < 0,026$. Імовірно, що у рослинах вміст цих природних радіоактивних елементів буде ще нижчим, оскільки метали після поглинання їх коренями акумулюються останніми. Концентрація урану у ґрунті ушестеро вища концентрації торію і також варіювала у досліджуваних фракціях ґрунту та міцелії, але несуттєво (табл. 1).

Вміст урану у плодових тілах виявився також на два порядки нижчим, ніж у едафосфері. Вміст торію та урану у плодових тілах грибів досить добре збігається з оцінками інших авторів. Вміст урану та торію у плодових тілах грибів, що зростали у незабруднених лісових екосистемах Чехії [14], був нижчий 30 та 125 мкг/кг сухої ваги відповідно.

Таблиця 1

Концентрація торію (Th) та урану (U) ($M \pm m$, мг/кг сухої ваги) у фракціях ґрунту та грибах

Елементи	Едафосфера ($n = 9$)	Ризосфера ($n = 6$)	Ризоплана ($n = 6$)	Міцелій ($n = 9$)	Плодові тіла ($n = 13$)
Th^*	$1,10 \pm 0,30^a$	$1,45 \pm 0,50^a$	$0,28 \pm 0,09^b$	$0,74 \pm 0,23^a$	$0,0041 \pm 0,0009$
U	$6,85 \pm 4,02^a$	$9,36 \pm 3,99^a$	$5,79 \pm 2,81^a$	$3,11 \pm 1,24^a$	$0,026 \pm 0,016$

Примітка: * – середні значення ряду з різними індексами (а, б) є статистично відмінними ($p < 0,026$).

Як видно з коефіцієнтів біологічного поглинання урану та торію у фракціях ґрунту та грибах до їх концентрації в едафосфері, концентрація торію у фракції ризоплана у 5–6 разів, а концентрація урану – удвічі нижча їх вмісту у загальній масі ґрунту – едафосфері. Коефіцієнти біологічного поглинання урану та торію плодовими тілами у середньому для досліджуваних видів грибів становлять 0,035 та 0,006 відповідно (табл. 2). Отже, вміст досліджуваних природних (U та Th) радіоізотопів у плодових тілах ектомікоризних грибів у 30 та 140 разів нижчий їх концентрації у ґрунті відповідно.

Уран і торій надходять у плодові тіла грибів, але накопичення їх не спостерігається. Аналогічних висновків дійшли і чеські дослідники, які проаналізували вміст цих природних ізотопів у плодових тілах грибів лісових екосистем, що не зазнали антропогенного забруднення [14]. Коефіцієнти біологічного поглинання урану та торію у

плодових тілах досліджуваних видів грибів варіюють у широкому діапазоні, але значно менше 1 (табл. 3).

Таблиця 2

Коефіцієнти біологічного поглинання ($M \pm m$) торію (Th) та урану (U) у фракціях ґрунту та грибах

Елементи	Ризосфера	Ризоплана	Міцелій	Плодові тіла
Th	$0,85 \pm 0,24$	$0,18 \pm 0,04$	$0,64 \pm 0,16$	$0,006 \pm 0,002$
U	$1,05 \pm 0,19$	$0,52 \pm 0,18$	$0,99 \pm 0,29$	$0,035 \pm 0,021$

Таблиця 3

Коефіцієнт біологічного Поглинання торію (Th) та урану (U) для плодових тіл грибів

Місця відбору зразків	Види грибів	Th	U
1	<i>Lactarius deterrimus</i> Gröger	0,0044	0,0012
2	<i>Suillus granulatus</i> (L.) Roussel	0,0007	0,0008
3	<i>Lactarius crobiculatus</i> (Britzelm.) Killerm.	0,0015	0,0103
4	<i>Boletus edulis</i> Bull.	0,0011	0,0296
5	<i>Cortinarius odorifer</i> Britzelm.	0,0100	0,0059
5–7	<i>Sarcodon imbricatus</i> (L.) P. Karst	0,0020	0,0049
6	<i>Cantharellus tubaeformis</i> Fr.	0,0029	0,0014
6	<i>Lactarius trivialis</i> (Fr.) Fr.	0,0029	0,0021
7	<i>Cortinarius armeniacus</i> Fr.	0,0059	0,0149
8	<i>Cortinarius</i> sp.	0,0119	0,2105
8–10	<i>Hypholoma capnoides</i> (Fr.) P. Kumm ^a	0,0149	0,0429
8–10	<i>Tricholoma equestre</i> (L.) P. Kumm.	0,0224	0,0714
10	<i>Collybia peronata</i> (Bolton) P. Kumm ^a	0,0746	0,0857

Примітка: ^a – сапротрофи.

Для більшості видів грибів $K_{\text{бп}}$ торію $\leq 0,01$. Коефіцієнти біологічного поглинання урану майже на порядок вищі, але не перевищують 0,2. Вміст урану у плодових тілах варіює у ширшому діапазоні, ніж вміст нікелю. Коефіцієнт варіації величини $K_{\text{бп}}$ урану у плодових тілах грибів майже утричі вищий коефіцієнта варіації $K_{\text{бп}}$ торію. Величини $K_{\text{бп}}$ урану та торію грибами, одержані у цьому дослідженні, збігаються із даними інших авторів. Величини коефіцієнтів переходу торію та урану у плодові тіла грибів, що зростали у лісових екосистемах Іспанії, складали 0,03–0,62 та 0,04–0,49 відповідно [2]. Види роду *Cortinarius* поглинають уран на один – два порядки інтенсивніше, ніж інші досліджувані види. Щодо вмісту торію у грибах, сапротрофні види, такі як *Collybia peronata*, характеризуються найвищими $K_{\text{бп}}$ даного радіоактивного хімічного елемента. Види родини кортинарієвих (*Cortinariaceae*), зокрема *Gymnopilus hybridus* (Fr.) Maire, відомі як ті, для яких характерні підвищені рівні обох досліджуваних природних радіоактивних елементів [5]. Згідно з даними іспанських учених Baeza & Guillén [2], найвищі коефіцієнти біологічного поглинання торію та урану характерні для іншого представника родини кортинарієвих – ектомікоризного виду *Hebeloma cylindrosporum* Romagn., який часто зустрічається на піщаних лісових ґрунтах із низьким вмістом органічної речовини. Через виняткову здатність поглинати радіоактивні елементи даний вид використовується як біоіндикатор радіоактивного забруднення ґрунту. Хоча відомо, що обмінні процеси у грибах найінтенсивніше відбуваються у їх плодових тілах [1], наші дані показують, що концентрація торію та урану в міцелії грибів більше ніж на два порядки перевищує концентрацію у плодових тілах. Відмінності концентрації елементів у плодових тілах і міцелії грибів свідчать про те, що обидва

елементи поглинаються грибним міцелієм, але до плодових тіл грибів надходить лише їх незначна частка.

За величинами $K_{\text{бп}}$ торію досліджувані гриби та фракції лісового ґрунту можна розмістити у такий спадний ряд: ризосфера > едафосфера > міцелій > ризоплана > плодові тіла грибів. За величинами $K_{\text{бп}}$ урану досліджувані гриби та фракції лісового ґрунту можна розмістити у такий спадний ряд: ризосфера > едафосфера > ризоплана > міцелій > плодові тіла грибів. Однак статистично відмінною є лише концентрація торію у фракціях ризоплана та едафосфера.

Вміст урану та торію у грибах залежить від концентрації цих ізотопів у ґрунті (едафосфері). Статистично достовірною така залежність виявлена між вмістом урану у плодових тілах і концентрацією його у ґрунті ($r = 0,91^{***}$), а також між вмістом торію у міцелії грибів і концентрацією його у ґрунті ($r = 0,78^{**}$) (рис. 1, 2).

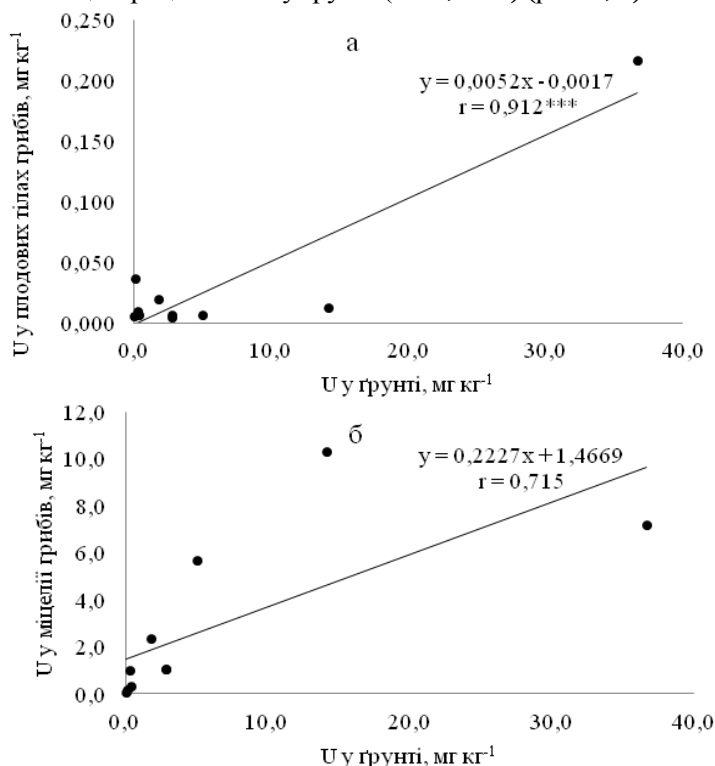


Рис. 1. Співвідношення між концентрацією урану у грибах та ґрунті, у якому вони зростали:
 а – концентрація урану у плодових тілах грибів і ґрунті;
 б – концентрація урану в міцелії грибів і ґрунті; *** – $p < 0,001$

Між вмістом урану у міцелії грибів і концентрацією цього природного ізотопу у ґрунті, а також між вмістом торію у плодових тілах грибів і концентрацією його у ґрунті зв'язок недостовірний (див. рис. 1, 2). Імовірна причина цього – варіювання вмісту досліджуваних природних ізотопів у широкому діапазоні як у ґрунті, так і у грибах. Концентрація урану у ґрунтових зразках змінювалась від 0,07 до 36,7 мг/кг сухої ваги.

Біомаса міцелію у верхніх (0–5 см) шарах досліджуваних лісових ґрунтів варіювала від 30 до 60 мг сухої ваги в одному грамі ґрунту. При щільності ґрунту у районі досліджень 0,4 г/см [12], питомий вміст міцелію у цьому шарі становитиме 3–6 % за об'ємом. При такому вмісті міцелію у ґрунті у ньому може бути зосереджена лише незначна частина загальної кількості торію та урану едафосфери. При концентрації торію

та урану у міцелії 0,74 та 3,11 мг/кг сухої ваги в ньому може бути зосереджено 2,0–5,0 та 1,4–2,7 % торію та урану від їх загального вмісту у ґрунті відповідно.

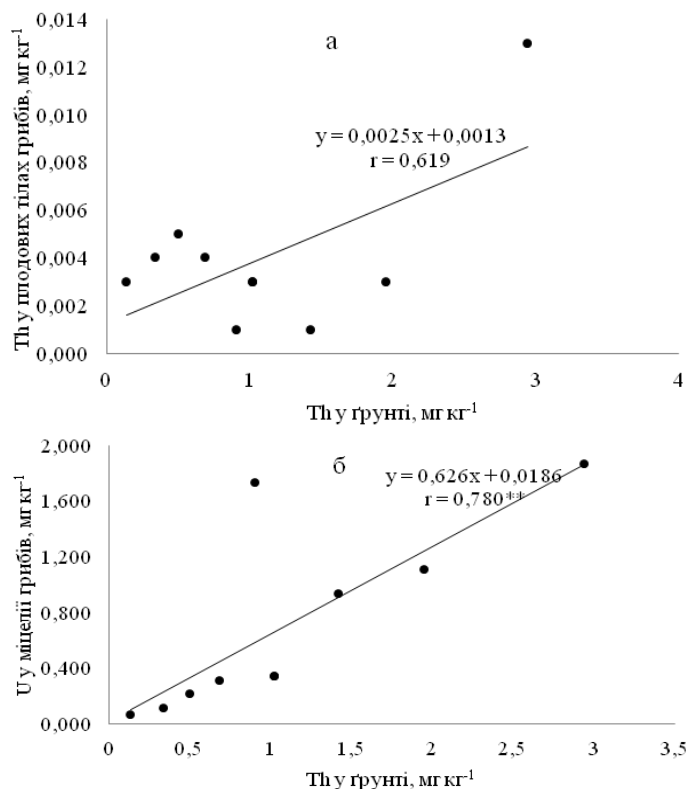


Рис. 2. Співвідношення між концентрацією торію у грибах і ґрунті, у якому вони зростали:

а – концентрація торію у плодових тілах грибів і ґрунті;
б – концентрація торію в міцелії грибів і ґрунті; ** $p < 0,01$

Наведені оцінки досить добре збігаються з даними інших досліджень. Berthelsen et al. [3] показано, що в міцелії грибів, які зростають у ґрунтах лісових екосистем Норвегії, може бути зосереджено близько 2 % свинцю (*Pb*) від загального його вмісту у ґрунті. Разом із цим відомо, що міцелій грибів може вміщувати у собі 15,5–31,7 % загального вмісту кадмію (*Cd*) верхнього (0–5 см) шару лісового ґрунту (неопубліковані дані автора). Слід зауважити, що прямий метод оцінки біомаси міцелію, використаний нами, імовірно, не забезпечував повного вилучення міцелію ґрунту. Особливо це стосується верхніх, збагачених органікою ґрунтових шарів, де гіфи міцелію тісно переплетені з напіврозкладеними органічними рештками. Тому наведені дані щодо вмісту торію та урану у міцелії грибів швидше недооцінені, ніж переоцінені.

Висновки

Концентрація торію варіює в межах від 0,0041 мг/кг сухої ваги у плодових тілах грибів до 1,45 мг/кг сухої ваги у фракції ризосфера. Концентрація урану змінюється від 0,026 мг/кг сухої ваги у плодових тілах грибів до 9,36 мг/кг сухої ваги у фракції ризосфера. Обидва природні ізотопи не накопичуються ані міцелієм грибів, ані їх плодовими тілами: коефіцієнти біологічного поглинання урану та торію плодовими тілами у середньому становлять 0,035 та 0,006 відповідно. Вміст досліджуваних ізотопів торію та урану у плодових тілах грибів у 270 разів нижчий, ніж у загальній масі ґрунту – еда-

фосфері. Вміст торію та урану як у міцелії грибів, так і плодових тілах залежить від концентрації цих елементів у ґрунті: зі збільшенням концентрації цих елементів у ґрунті їх вміст у грибах також підвищується. У міцелії грибів верхнього (0–5 см) шару лісового ґрунту може бути зосереджено 2,0–5,0 та 1,4–2,7 % торію та урану від їх загального вмісту у ґрунті відповідно.

Автор висловлює подяку проф. К. Йохансону, д-ру І. Ніколова та А. Тейлору за допомогу у проведенні експериментів, а також співробітникам лабораторії Analytica, ALSScandinaviaAB, Luleå. Фінансову підтримку проекту одержано від SKB (Агентство з питань ядерної безпеки Швеції).

Бібліографічні посилання

1. **Цветнова О. Б.** Накопление радионуклидов и тяжелых металлов грибным комплексом лесных экосистем / О. Б. Цветнова, Н. Е. Шатрова, А. И. Щеглов // Науч. тр. Ин-та ядерных исследований. – К., 2001. – № 3 (5). – С. 171–176.
2. **Baeza A.** Influence of the soil bioavailability of radionuclides on the transfer of uranium and thorium to mushrooms / A. Baeza, J. Guillén // Appl. Radiat. Isotop. – 2006. – Vol. 64 (9). – P. 1020–1026.
3. **Berthelsen B. O.** Ectomycorrhizal heavy metal accumulation as a contributing factor to heavy metal levels in organic surface soils / B. O. Berthelsen, R. A. Olsen, E. Steinnes // Sci. Total Environ. – 1995. – Vol. 170 (1–2). – P. 141–149.
4. **Burgess T. I.** The ability of 16 ectomycorrhizal fungi to increase growth and phosphorus uptake of *Eucalyptus globulus* Labill. and *E. diversicolor* F. Muell / T. I. Burgess, N. Maljczuk, T. S. Grove // Plant Soil. – 1993. – Vol. 153. – P. 155–164.
5. **Campos J. A.** Substrate role in the accumulation of heavy metals in sporocarps of wild fungi / J. A. Campos, N. A. Tejera, C. J. Sánchez // Biometals. – 2009. – Vol. 22 (5). – P. 835–841.
6. **Gorban G. R.** A conceptual model for nutrient availability in the mineral soil-root system / G. R. Gorban, S. Clegg // Can. J. Soil Sci. – 1996. – Vol. 76. – P. 125–131.
7. **Leake J. R.** Mycorrhizal fungi in terrestrial habitats / J. R. Leake, D. J. Read // D. T. Wicklow, B. Söderström, Eds., The Mycota IV: Environmental and Microbial Relationship. – Berlin: Springer-Verlag, 1997. – P. 281–301.
8. **Levels** of inorganic constituents in raw nuts and seeds on the Swedish market / I. Rodushkin, E. Engström, D. Sörlin, D. Baxter // Sci. Total Environ. – 2008. – Vol. 392. – P. 290–304.
9. **Mushrooms** from two metal-contaminated areas in Norway: Occurrence of metals and metallothionein-like proteins / C. Collin-Hansen, K. E. Yttri, R. A. Andersen et al. // Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis. – 2002. – Vol. 2 (2). – P. 121–130.
10. **Recovery** of uranium (VI) from solution using precultured *Penicillium* biomass / M. Galun, P. Keller, D. Malki et al. // Water Air Soil Pollut. – 1983. – Vol. 20. – P. 221–232.
11. **Smith S. E.** Mycorrhizal symbiosis / S. E. Smith, D. J. Read. – London : Academic Press, 1997. – 605 p.
12. **Soils** and site types in the Forsmark area / L. Lundin, E. Lode, J. Stendahl et al. // SKB-rapport. P-04-243. – Stockholm, Sweden : Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., 2004. – 102 p.
13. **Thomet U.** The uptake of cadmium and zinc by mycelia and their accumulation in mycelia and fruiting bodies of edible mushrooms / U. Thomet, E. Vogel, U. Krähenbühl // Eur. Food Res. Technol. – 1999. – Vol. 209 (5). – P. 317–324.
14. **Uranium**, thorium and rare earth elements in macrofungi: What are the genuine concentrations? / J. Borovička, J. Kubrová, J. Rohovec et al. // Biometals. – 2011. – Vol. 24 (5). – P. 837–845.
15. **Vetter J.** Zinc content of sporocarps of basidiomycetous fungi / J. Vetter, I. Siller, Z. Horváth // Mycologia. – 1997. – Vol. 89. – P. 481–483.
16. **Vinichuk M. M.** Accumulation of ¹³⁷Cs by fungal mycelium in forest ecosystems of Ukraine / M. M. Vinichuk, K. J. Johanson // J. Environ. Radioact. – 2003. – Vol. 64 (1). – P. 27–43.

Надійшла до редколегії 14.07.2012

УДК 58.086:582

Г. М. Денчиля-Сакаль, В. І. Ніколайчук, А. В. Колесник, М. М. Вакерич

Ужгородський національний університет

РЕАКЦІЇ РОСЛИН КОНЮШИНИ НА ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТУ СОЛЯМИ ЦИНКУ

Вивчено вплив іонів цинку на ріст, масу та стан пігментної системи листків *Trifolium pratense* L. Розвиток кореневої системи проростків більше пригнічується, ніж надземної частини. За перевищення МДК у 10 разів площа листків зменшувалася порівняно з контролем на 65–70 %. З'ясовано закономірності акумуляції та розподілу цинку в органах конюшини. При збільшенні концентрації елемента у ґрунті його концентрація в рослині зростає до певної межі, а при низьких концентраціях зростає лінійно. При концентрації цинку у ґрунті (1, 5, 10 МДК) вміст політанта в коренях зростає в 2, 3, у надземній частині – в 1,5–2,0 раза.

Г. М. Денчиля-Сакаль, В. И. Николайчук, А. В. Колесник, М. М. Вакерич

Ужгородский национальный университет

РЕАКЦИИ РАСТЕНИЙ КЛЕВЕРА НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВЫ СОЛЯМИ ЦИНКА

Изучено влияние ионов цинка на рост, массу и состояние пигментной системы листьев *Trifolium pratense* L. Развитие корневой системы проростков больше подавляется, чем надземной части. При превышении МДК в 10 раз площадь листьев уменьшалась по сравнению с контролем на 65–70 %. Выявлены закономерности аккумуляции и распределения цинка в органах клевера. При увеличении концентрации элемента в почве концентрация в растении вырастает до определенного предела, а при низких концентрациях растет линейно. При концентрации цинка в почве (1, 5, 10 МДК) содержание поллютанта в корнях увеличивается в 2, 3, в надземной части – в 1,5–2 раза.

H. M. Denchilja-Sakal, V. I. Nikolaychuk, A. V. Kolesnik, M. M. Vakerich

Uzhgorod National University

REACTIONS OF CLOVER PLANTS TO SOIL CONTAMINATION WITH ZINC SALTS

It is studied the influence of zinc ions on growth, weight, and pigment system state of leaves of *Trifolium pratense* L. It is revealed that the root development of seedlings is suppressed more than above-ground parts. It is shown that under tenfold excess of MAC the leaves area decreased by 65–70 % in comparison with the control. It is ascertained the regularities of accumulation and distribution of zinc in the clover organs. It was found that with increasing concentration of the element in soil, its concentration in the plant grows to a certain extent, but under low concentrations it increases linearly. Thus, under the concentrations of zinc in soil (1, 5 and 10 MAC) its content in the roots increases 2–3 times and in the above-ground parts – by 1.5–2 times.

Вступ

Погіршення екологічної ситуації – одна з найважливіших проблем, що зумовлює необхідність вивчення механізмів адаптації та резистентності рослинних організмів до

важких металів як найнебезпечніших забруднювачів [13]. Високий рівень їх надходження спричиняє істотні порушення обміну речовин та пригнічення ростових процесів, що викликає зниження продуктивності рослин [15]. Серед великої кількості речовин, що потрапляють до навколишнього середовища, особливе місце посідають важкі метали. Найпоширеніше джерело забруднення – автотранспорт, вихлопні гази якого дають основну масу свинцю, кадмію, міді, цинку [1; 8].

Хоча деякі з важких металів у низьких концентраціях – життєво важливі компоненти рослинної клітини, необхідні для проходження процесів метаболізму, у високих концентраціях вони спричиняють багато фізіологічних та біохімічних порушень. Проте в конкретних умовах рослини можуть проявляти певну резистентність і адаптивність до дії полутантів [6]. Адаптація рослин до токсичного впливу забруднювачів можлива лише у вузькому діапазоні концентрацій і в умовах зовнішнього середовища, коли природні фактори не створюють додаткових стресових ситуацій [11].

Токсичними, залежно від граничних концентрацій, можуть бути будь-які речовини, у тому числі й життєво необхідні. Так, мідь та цинк належать до мікроелементів, однак підвищення їх концентрацій у клітині зумовлює генерацію оксидантного стресу [16]. Вміст пігментів та їх стан визначають розвиток і активність фотосинтетичного апарату, а також продуктивність, життєздатність і стійкість рослин [2; 7; 9].

Мета цієї роботи – оцінити ріст, розвиток, стан пігментної системи та акумуляцію цинку в органах рослин за умов забруднення середовища важкими металами.

Матеріал і методи досліджень

Об'єкт наших досліджень – конюшина лучна (*Trifolium pratense* L., Fabaceae) сорту Спарта. Вибір як тест-об'єкта саме цієї культури зумовлений, насамперед, її широким сільськогосподарським використанням. Конюшина лучна – багаторічна кормова культура. Коренева система стрижнева, добре розвинена, дуже розгалужена. Листки складні, трійчасті, черешкові. Суцвіття – кулясті або овальні голівки: 2–6 на одному стеблі, від 10–15 до 80–100 і більше на одній рослині. Квітки малі, сидячі, з червоно-фіолетовим віночком. Кожна квітка має чашечку з п'ятьма чашолистками, віночок із п'ятьма пелюстками, маточку та 10 тичинок. Плід – однонасінний, рідко двонасінний біб. Насіння дрібне, видовжено-округлої форми, жовте, фіолетове чи строкате.

У природних умовах Ботанічного саду Ужгородського національного університету закладено серію експериментів. У модельні ділянки вносили солі цинку в таких концентраціях: 1, 5, 10 МДК, що у перерахунку на елемент становило 300, 1 500, та 3 000 мг/кг ґрунту. Контролем слугували рослини, вирощені на ґрунті без унесення солей цинку. При відборі варіантів експерименту користувалися таблицями максимально допустимих рівнів вмісту важких металів у ґрунтах і рослинній продукції (табл. 1) [14].

Таблиця 1

Максимально допустимі рівні вмісту важких металів у ґрунтах і рослинній продукції [13]

Метал	МДК, мг/кг	МДК валового вмісту в рослинній продукції, мг/кг сухої речовини
Цинк	300	≤ 10
Мідь	100	≤ 0,5
Хром	100	≤ 0,3
Ртуть	2	≤ 0,02
Кадмій	3	≤ 0,003
Свинець	32	≤ 0,3

Вимірювали біометричні параметри проростків, площу листової поверхні, отримані результати обробляли статистично. Вміст металів визначали атомно-абсорбційним методом на спектрофотометрі С115М1 у пропан-бутановому полум'ї з використанням дейтерієвого коректора неселективної абсорбції [10].

Результати та їх обговорення

Ріст – один із найважливіших параметрів, які характеризують відповідну реакцію рослин на стрес. Довжина проростків залежить від вмісту у ґрунті сульфату цинку (рис. 1). На ділянках, де досліджувану сіль вносили в концентраціях, що не перевищували 1 МДК, розміри рослин були більшими, ніж у контролі, однак за концентрації 5 МДК спостерігали значне пригнічення лінійного росту проростків конюшини. За умов унесення 10 МДК проростки з'являлися зі значним запізненням у строках проростання, були слабкішими, меншими за розмірами, а через певний період зовсім припиняли свій ріст.

Таблиця 2

Вплив сульфату цинку на ростові показники проростків *Trifolium pratense* L.

Варіант експерименту	Довжина проростків, см		Маса проростків, мг		Площа листової поверхні, см ²	
	М	Сv, %	М	Сv, %	М	Сv, %
10 МДК	6,9	31,3	156,2	7,1	0,24	21,4
5 МДК	18,9	18,1	198,5	6,6	0,47	28,3
1 МДК	20,6	13,1	273,7	5,8	0,63	16,9
Контроль	15,6	24,8	212,1	6,3	0,72	12,8

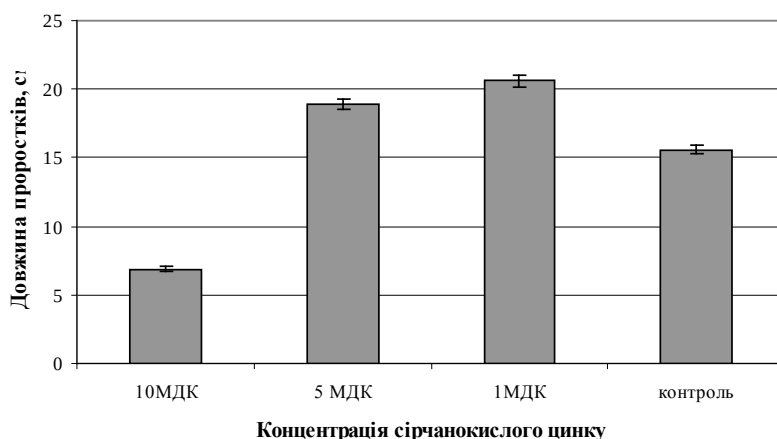


Рис. 1. Довжина проростків *Trifolium pratense* L. (см) за різних концентрацій $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$

Маса окремого органа або всієї рослини – інтегральний показник ростових процесів за різних умов навколишнього середовища. Виходячи з цього визначали масу проростків, вирощених за різної концентрації сульфату цинку. Отримані результати в загальних рисах виявляли ту саму тенденцію, що й у першому варіанті експерименту. З отриманих результатів видно (рис. 2), що маса варіювала під впливом різних концентрацій сірчанокислого цинку.

Середнє значення маси проростків, вирощених за дії 1 МДК сульфату цинку, було дещо вищим, ніж у контрольному досліді (вирощування на дистильованій воді). За всіх інших випробуваних у досліді концентрацій (1–10 МДК) маса проростків була

нижчою, ніж у контролі та за дії 1 МДК. Одержані дані – свідчення того, що підвищення концентрацій сульфату цинку спричиняє істотне гальмування не тільки лінійного росту, а й ростових процесів у цілому.

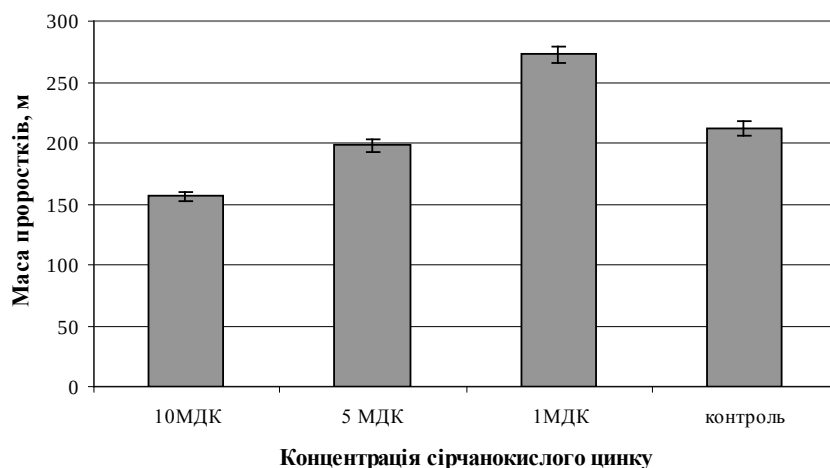


Рис. 2. Маса проростків *Trifolium pratense* L. (мг), вирощених за різних концентрацій $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$

Важливий показник, який характеризує асиміляційний апарат рослин, – розміри листків та їх площа. В усіх варіантах експерименту виявлено лінійну залежність: зі зростанням концентрації металу у ґрунті площа листкових пластинок зменшується (рис. 3).

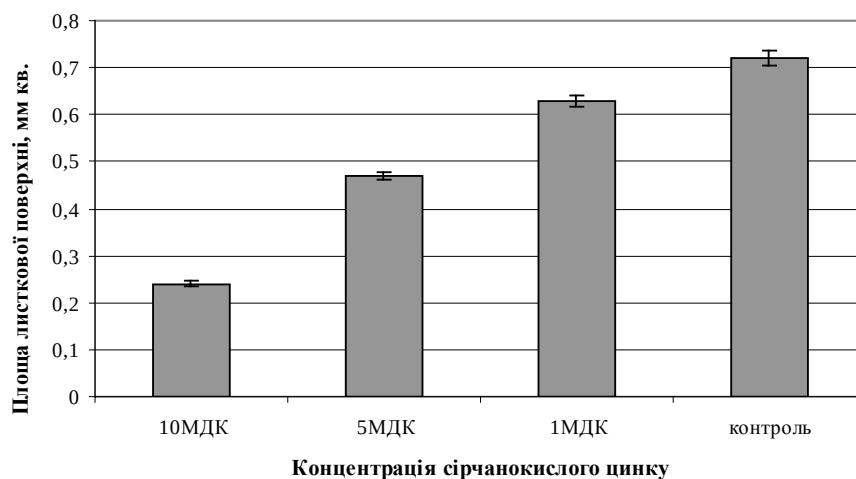


Рис. 3. Зміна площі листової поверхні *Trifolium pratense* L. залежно від рівня забруднення ґрунту солями цинку

За перевищення МДК у 10 разів площа листків зменшувалася порівняно з контролем на 65–70 %. Незважаючи на чітко виражений дозозалежний ефект при одно- та п'ятикратному перевищенні МДК, реакції рослин на стрес відрізнялися залежно від типу полютанта. При десятикратному перевищенні допустимих рівнів забруднень стрес-реакція зумовлювала зменшення площі листків до 0,24 мм². Із літературних даних відомо, що при вивченні ряду сільськогосподарських рослин (гороху, кукурудзи,

соняшника, ячменю) спостерігалася чітко виражена видова специфіка реакції асиміляційного апарату при надлишку цинку [5].

Надмірні концентрації ВМ у ґрунті викликають не тільки зміни морфологічних параметрів, а і виникнення різноманітних тератологічних відхилень будови вегетативних і генеративних органів рослин. Подібні, видимі часто неозброєним оком, зміни зовнішнього вигляду рослин не завжди пов'язуються саме зі впливом поллютантів і тому тривалий період часу цьому питанню не надавалося належної уваги.

За концентрації 1 МДК сірчаноокислої міді ніяких видимих змін у зовнішньому вигляді листків не спостерігалось. За наступного збільшення вмісту металу у ґрунті (5 МДК) на епідермі починали з'являтися точкові некрози у вигляді плям бурого кольору, що швидко темніли й засихали.



Рис. 4. Точкові некрози на листках *Trifolium pratense* L. за концентрації цинку у ґрунті 5 МДК

За концентрації 10 МДК некроз вражав майже всю поверхню листків. Площа некротичних плям у деяких випадках досягала майже третини від розмірів листкових пластинок. Ділянки між плямами залишалися зеленими, але набували світлішого кольору. Спостерігалось незначне опадання листків. Аналіз даних літератури свідчить, що при накопиченні важких металів у листках розвивався міжжилковий хлороз, некроз країв і кінчика листка, наставав ранній листопад. Отже, наші результати узгоджуються з літературними даними [2; 3].



Рис. 5. Точкові некрози на листках *Trifolium pratense* L. за концентрації цинку у ґрунті 10 МДК

Показано, що внесення в ґрунт цинку, концентрація якого перевищує ГДК, спричинює значну його акумуляцію у вегетативних органах рослин (рис. 6). При дослідженні акумуляції цинку конюшиною виявлено здатність рослин до накопичення досить значних кількостей цього токсичного іона. Зі збільшенням концентрації еле-

мента у ґрунті його концентрація в рослині зростає до певної межі, а за низьких концентрацій зростає лінійно (рис. 6).

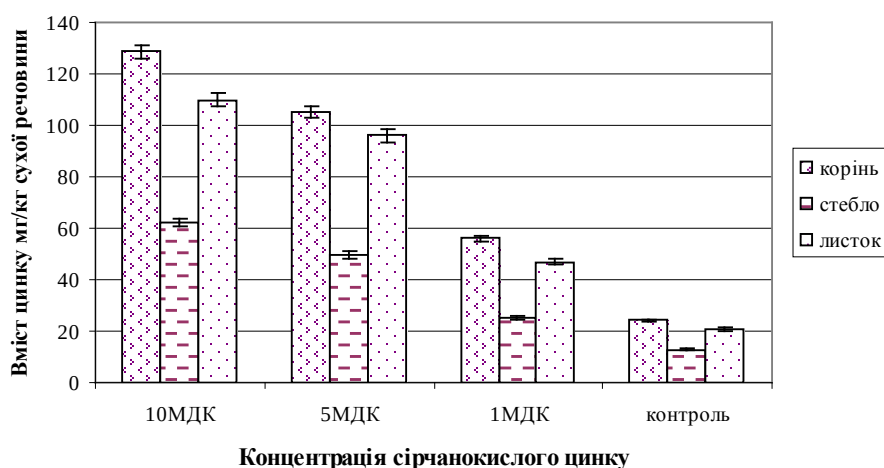


Рис. 6. Акумуляція цинку в органах *Trifolium pratense* L.

За концентрації цинку у ґрунті (1, 5, 10 МДК) вміст поллютанта в коренях зростає в 2, 3, у надземній частині – в 1,5–2 рази. З літературних джерел відомо, що ріст коренів більш чутливий до дії важких металів порівняно з ростом пагонів [4; 12; 17; 18]. Це пояснюється тим, що важкі метали у більшості видів рослин накопичуються саме в коренях.

Висновки

У низьких концентраціях солі цинку проявляли значний стимулювальний ефект на довжину та масу проростків рослин конюшини, а негативний вплив спостерігався тільки за перевищення 5 МДК. Зі зростанням концентрації металу у ґрунті площа листових пластинок зменшується, листки втрачають тургор, в'януть. Надлишок цинку у поживному середовищі викликав міжжилковий хлороз. При збільшенні концентрації елемента у ґрунті його концентрація в рослині зростає до певної межі, а за низьких концентрацій зростає лінійно.

Бібліографічні посилання

1. Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. – Л. : Агропромиздат, 1987. – 142 с.
2. Бессонова В. П. Пассивный мониторинг загрязнения среды тяжелыми металлами с использованием растений // Украинський ботанічний журнал. – 1991. – Т. 48, №2. – С. 77–80.
3. Бессонова В. П. Влияние тяжелых металлов на пигментную систему листа // Украинський ботанічний журнал. – 1992. – Т. 49, № 2. – С. 63–66.
4. Бойко Л. А. Физиология корневой системы растений в условиях засоления: Автореф. дисс. ... д-ра биол. наук. – К., 1970. – 42 с.
5. Влияние избытка цинка на рост проростков, ячменя, подсолнечника, гороха, кукурузы / О. Р. Михайлов, В. П. Бессонова, И. И. Лыженко, О. Д. Карасева // Интродукция и экспериментальная экология растений. – Днепропетровск : ДГУ, 1985. – С. 3–11.
6. Гуральчук Ж. З. Механизмы устойчивости растений к тяжелым металлам // Физиология и биохимия культ. растений. – 1994. – Т. 26, № 2. – С. 107–117.
7. Ильин В. Б. К оценке массопотока тяжелых металлов в системе почва – сельскохозяйственная культура // Агрохимия. – 2006. – № 3. – С. 52–65.
8. Ильинский А. В. Биологическая очистка почв, загрязненных тяжелыми металлами // Агрохим. вестн. – 2003. – № 5. – С. 30–32.

9. **Ильсун Г. М.** Газоустойчивость растений. – К. : Наук. думка, 1971. – 146 с.
10. **Методические** указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. – М. : ЦИНАО, 1992. – 53 с.
11. **Пацула О. І.** Кatalаза та адаптація рослин соняшника до дії кадмію та свинцю / О. І. Пацула, О. Т. Демків // Вісник Львівського ун-ту. Серія біологічна. – 2003. – Вип. 34. – С. 225–230.
12. **Серегин И. В.** Является ли барьерная функция эндодермы единственной причиной устойчивости ветвления корней к солям тяжелых металлов / И. В. Серегин, В. Б. Иванов // Физиология растений. – 1997. – Т. 44. – С. 922–925.
13. **Усманов Т. Ю.** Экологическая физиология растений / Т. Ю. Усманов, З. Ф. Рахманкулова, А. Ю. Кулагин. – М. : Логос, 2001. – 224 с.
14. **Фоновий** вміст мікроелементів у ґрунтах України / За ред. А. І. Фатєєва, Я. В. Пашенка. – Харків : ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського», 2003. – 120 с.
15. **Baker A. J. M.** Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals // J. Plant Nutr. – 1981. – Vol. 3. – P. 643–654.
16. **Mitchell C. D.** Cadmium and zinc toxicity in white pine, red malp and norway spruce / C. D. Mitchell, T. A. Fretz // J. Soc. Hort. Sci. – 1977. – Vol. 102. – P. 25–42.
17. **Nolan A. L.** Prediction of zinc, cadmium, lead, and copper availability to wheat in contaminated soils using chemical speciation, diffusive gradients in thin films, extraction, and isotopic dilution techniques / A. L. Nolan, H. Zhang, M. J. McLaughlin // J. Environ. Qual. – 2005. – Vol. 34. – P. 496–507.
18. **Rengel Z.** Wheat genotypes differ in zinc efficiency when grown in the chelate-buffered nutrient solution / Z. Rengel, R. D. Graham // I. Growth. Plant Soil. – 1995. – Vol. 176. – P. 307–316.

Надійшла до редколегії 14.07.2012

УДК 579.22

І. В. Жерносекова

Дніпропетровський національний університет ім. Олеса Гончара

ОСОБЛИВОСТІ БІОСИНТЕТИЧНИХ ПРОЦЕСІВ СТРЕПТОМИЦЕТУ ЗА ПРИСУТНОСТІ РОСЛИННИХ ОЛІЙ

Установлено підвищення біосинтетичної здатності стрептомицету штаму *Streptomyces recifensis* var. *lyticus* 2P-15 за присутності рослинних олій. Максимальні показники накопичення біомаси та активності стафілолітичних ферментів штаму 2P-15 більші на 19 та 20 %, а концентрація екзогенного білка – у 9 разів при культивуванні стрептомицету на змішаному субстраті (глюкоза та олія соняшника), ніж на бісубстратному середовищі (глюкоза та маслинова олія). Середовище, що містило олію соняшника або маслинову (моносубстрат), не сприяло інтенсифікації біосинтетичної активності стрептомицету. Проте максимальні показники моносубстратних варіантів дослідів вищі за присутності олії соняшника, ніж маслини.

И. В. Жерносекова

Днепропетровский национальный университет им. Олеса Гончара

ОСОБЕННОСТИ БИОСИНТЕТИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ СТРЕПТОМИЦЕТА В ПРИСУТСТВИИ РАСТИТЕЛЬНЫХ МАСЕЛ

Установлено повышение биосинтетической способности стрептомицета штамма *Streptomyces recifensis* var. *lyticus* 2P-15 в присутствии растительных масел. Максимальные накопление биомассы и активность стафилолитических ферментов штамма 2P-15 выше на 19 и 20 %, а концентрация экзогенного белка – в 9 раз при культивировании стрептомицета на смешанном субстрате (глюкоза и масло подсолнечника), чем на бисубстратной среде (глюкоза и оливковое масло). Среда, содержащая масло подсолнечника либо оливковое (моносубстрат), не способствовала интенсификации биосинтетической активности стрептомицета. Однако максимальные показатели моносубстратных вариантов опытов были выше в присутствии масла подсолнечника, чем оливкового.

I. V. Zhernosekova

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University

STREPTOMYCETES BIOSYNTHESIS PROCESSES IN THE PRESENCE OF VEGETABLE OILS

The rise of biosynthesis activity of the strain *Streptomyces recifensis* var. *lyticus* 2P-15 induced by vegetable oil was established. When cultivating the streptomycetes in the mixed medium (glucose and sunflower oil) the maximum biomass accumulation and staphylolytic enzymes' activity of the strain 2P-15 increased by 19 and 20 % respectively in comparison with the streptomycetes grown in the medium of glucose and olive oil. The concentration of exogenic protein was also 9 times more for glucose and sunflower oil substrate. Monosubstrate of sunflower or olive oil didn't increase the biosynthetic activity of the strain. However, the maximal indices were higher for sunflower oil than for olive one.

Вступ

Продуценти біологічно активних речовин давно привертають увагу вчених у зв'язку з можливістю отримання на їх основі мікробних препаратів, які як альтернатива хімічним безпечні для навколишнього середовища [8; 10]. Хімічні препарати накопичуються у ґрунті, воді, продуктах харчування та шкодять здоров'ю людини. Тому розробка біопрепаратів мікробного походження залишається актуальним питанням сучасності [1; 4; 5]. Одержання ефективних препаратів потребує підтримання штамів мікроорганізмів в активному фізіологічному стані. Підвищити біосинтетичну здатність продуцентів біологічно активних речовин без втручання в геном можливо за рахунок зміни складу живильного середовища, а також шляхом унесення до нього додаткових, або вторинних джерел вуглецю [6; 7].

У літературі широко показано прийом заміни одного джерела вуглецю іншим, або присутність обох джерел у середовищі, що дозволяє значно підвищити синтез активних речовин продуцентом [7; 13; 17]. Джерелом вуглецю та енергії для мікробної клітини можуть виступати рослинні олії. Відомості про ріст мікроорганізмів із використанням олій і продукцію ними активних речовин обмежені. Невелика кількість праць із використанням рапсової, соєвої олій і складових жирів присвячена синтезу ліпаз, лимонної кислоти, спіраміцину [11; 15–17]. У зв'язку зі здатністю штаму *Streptomyces recifensis* var. *lyticus* 2P-15 синтезувати біологічно активні сполуки, на основі яких можливе створення біопрепарату, стало цікавим дослідити можливість підвищити активність продуцента шляхом використання рослинних олій як джерела вуглецю. Мета цієї роботи – оцінити біосинтетичні процеси стрептоміцету штаму 2P-15 в умовах глибинного культивування за присутності у середовищі рослинних олій соняшника або маслини.

Матеріал і методи досліджень

Об'єкт дослідження – штам *S. recifensis* var. *lyticus* 2P-15, стійкий до рифампіцину, який синтезує літичні ферменти. Культивування штаму здійснювали протягом 72 годин при +28 °C, 220 об./хв на ферментаційному середовищі, склад якого наведено у публікації [9]. Додатково до середовища вносили олію соняшника або маслини в концентрації 0,5 % на фоні основного джерела вуглецю – глюкози (бісубстратне середовище), використовували ті ж самі олії, але на фоні виключення глюкози (моно-субстратне середовище). За контроль брали середовище, що містило тільки глюкозу. Накопичення біомаси стрептоміцетом визначали ваговим методом і виражали в мг/мл, активність стафілолітичних ферментів – як показано в [9], концентрацію екзогенного білка в культуральній рідині – методом Bradford [14].

Результати та їх обговорення

Вивчення впливу рослинних олій на накопичення біомаси стрептоміцетом показало, що у контрольному середовищі, де джерелом вуглецю слугувала глюкоза, максимальний показник біомаси становив 72 мг/мл на 48-му годину культивування. Комбінація глюкози та олії соняшника (бісубстратне середовище) збільшила приріст біомаси до 74 мг/мл, але це спостерігалось на 12 годин раніше за контроль (табл. 1). Подібний результат накопичення максимальної кількості клітин бактеріями на середовищі з різними типами вуглецю, яке зміщене уперед на добу, показано авторами на *B. subtilis* IMB B-7023 [13]. Проте олія, як єдине джерело вуглецю, сприяла повільному накопиченню біомаси, яке набуло найбільшого значення тільки на третю добу (див. табл. 1). Це – наслідок неможливості оптимального використання олії продуцентом.

У літературі повідомляється, що різноманітні олії можуть частково замінити у середовищі глюкозу. Продуцент окситетрацикліну – *A. rimosus* – використовує соняшникову олію на 60 %. Проте вага міцелію за наявності олії вища за контроль [3]. Повільніше біомаса зростала на бісубстратному середовищі з маслиновою олією. У даних умовах дослідіу максимальне значення біомаси спостерігали наприкінці культивування продуценту, але її кількість знижено на 19 % порівняно з експериментами, де використано комбінований субстрат з олією соняшника. Відомо, що маслинова олія важко засвоюється мікроорганізмами через її низьке йодне число, що зумовлює густішу консистенцію, важке окислення та складну метаболізацію [2].

Таблиця 1

Накопичення біомаси штаму *Streptomyces recifensis* var. *lyticus* 2P-15 за присутності жирів у середовищі культивування

Варіант дослідіу	Термін культивування, години											
	12		24		36		48		60		72	
	<i>M</i> ± <i>m</i> , мг/мл	<i>K</i> , %	<i>M</i> ± <i>m</i> , мг/мл	<i>K</i> , %	<i>M</i> ± <i>m</i> , мг/мл	<i>K</i> , %	<i>M</i> ± <i>m</i> , мг/мл	<i>K</i> , %	<i>M</i> ± <i>m</i> , мг/мл	<i>K</i> , %	<i>M</i> ± <i>m</i> , мг/мл	<i>K</i> , %
Контроль (глюкоза)	36 ± 0,02	100	43 ± 0,03	100	50 ± 0,01	100	72 ± 0,88	100	47 ± 0,01	100	50 ± 0,23	100
Глюкоза + соняшникова олія	54 ± 0,31*	150	57 ± 0,51*	133	74 ± 0,05*	148	49 ± 1,02*	68	64 ± 0,06*	136	60 ± 0,31*	120
Соняшникова олія	47 ± 0,46*	131	50 ± 0,32*	116	55 ± 0,21*	110	59 ± 0,04*	82	54 ± 0,18*	115	70 ± 0,04*	140
Глюкоза + маслинова олія	43 ± 0,81*	119	45 ± 1,01	105	60 ± 0,12*	120	49 ± 0,05*	68	62 ± 0,12*	132	51 ± 0,07*	102
Маслинова олія	37 ± 0,12*	103	40 ± 0,03*	93	40 ± 0,32*	80	43 ± 0,13*	60	48 ± 0,61	102	49 ± 0,25*	98

Примітка: * – $p < 0,05$.

Використання бісубстратних середовищ порівняно з моносубстратними позитивно вплинуло на активність літичних ферментів, які руйнують клітинну стінку стафілокока (табл. 2). Пік активності стафілолізінів на бісубстратному середовищі (глюкоза та олія соняшника), виявлений на 60-ту годину культивування, перевищив значення контролю на 92 %. На іншому бісубстраті пік активності ферментів був нижчим за перший на 20 %, однак активність стафілолізінів перевищувала контрольний рівень на 39 %. Отже, надлишок вуглецевого живлення для стрептоміцету достовірно збільшив активність даної групи ферментів. Культивування стрептоміцету на моносубстратних середовищах за присутності тільки олії (або соняшника, або маслини) не викликало підвищення активності ензимів.

Аналогічні результати щодо збільшення кількості або активації синтезу біологічно активних сполук в умовах комбінованих бісубстратних середовищ наведено в низці праць [12; 17; 18]. Автори підкреслюють, що наявність двох субстратів у середовищі стимулювала продукцію спіраміцину, а його кількість збільшено на 62 % за наявності соєвої олії та пропілового спирту [16]. Присутність гліцеролу та соєвої олії у середовищі дозволила авторам підвищити синтез поверхнево-активних речовин [18].

Існують дані про можливість активувати синтез целюлітичних ферментів у бактерій *B. subtilis* завдяки присутності джерела вуглецю Na-КМЦ та індуктора целюлаз (кукурудзяний екстракт) [12].

Комбіноване середовище із соняшниковою олією викликало збільшення концентрації екзогенного білка у культуральній рідині штаму, значення якого сягнуло

2,3 мг/мл. Цей показник зріс у 9 разів порівняно з подібним, але отриманим на бісубстраті з маслиновою олією.

Таблиця 2

**Літична активність штаму *Streptomyces recifensis* var. *lyticus* 2P-15
за присутності жирів у середовищі культивування**

Варіант досліджу	Термін культивування, години											
	12		24		36		48		60		72	
	$M \pm m$, од./мл	K, %	$M \pm m$, од./мл	K, %	$M \pm m$, од./мл	K, %	$M \pm m$, од./мл	K, %	$M \pm m$, од./мл	K, %	$M \pm m$, од./мл	K, %
Контроль (глюкоза)	119 ± 0,7	100	146 ± 0,8	100	166 ± 0,6	100	255 ± 2,1	100	278 ± 1,5	100	311 ± 0,8	100
Глюкоза + соняшникова олія	185 ± 0,5*	155	199 ± 0,4*	136	294 ± 0,9*	177	355 ± 0,4*	144	533 ± 2,0*	192	507 ± 0,9*	163
Соняшникова олія	115 ± 0,4*	97	150 ± 0,3*	103	173 ± 1,7*	104	246 ± 0,3*	97	249 ± 0,6*	90	268 ± 1,1*	98
Глюкоза + маслинова олія	110 ± 2,2*	92	117 ± 1,7*	80	205 ± 0,2*	124	444 ± 0,2*	139	366 ± 0,3*	132	422 ± 1,9*	136
Маслинова олія	148 ± 2,7*	99	106 ± 2,1*	73	123 ± 1,8*	74	164 ± 1,2*	64	205 ± 1,2*	74	266 ± 0,5*	86

Примітка: * – $p < 0,05$.

Олія соняшника як моносубстрат сприяла повільному збільшенню концентрації білка, але його показник був меншим на 10 % проти комбінованого середовища з цією олією. Використання маслинової олії як у комплексному середовищі, так і моносубстраті не забезпечило підвищення концентрації позаклітинного білка у штаму 2P-15.

Висновки

Показано позитивну дію бісубстратних середовищ, що містили глюкозу та олію соняшника або маслини над моносубстратними, при культивуванні стрептоміцету штаму *Streptomyces recifensis* var. *lyticus* 2P-15. В умовах надлишку вуглецевого живлення (за присутності олії соняшника) збільшуються накопичення біомаси штаму на 19 %, активність стафілолітичних ферментів – на 20 %, а концентрація екзогенного білка – у 9 разів. Маслинова олія як моно- та бісубстрат не сприяла інтенсифікації активності продуцента.

Бібліографічні посилання

1. **Бега З. Т.** Вплив бентоніту на ефективність бактеризації насіння рослин / З. Т. Бега, І. К. Курдиш // Мікробіол. журн. – 2011. – Т. 73, № 4. – С. 54–61.
2. **Безбородов А. М.** Биосинтез биологически активных веществ микроорганизмами. – Л. : Медицина, 1969. – 246 с.
3. **Биотехнология:** Уч. пособ. для вузов в 8 кн. / Под ред. Н. С. Егорова. – Кн. 1. – М. : Высш. шк., 1987. – 159 с.
4. **Влияние** биопрепаратов на динамику численности бактерий и фитопатогенных грибов в агроэкосистеме картофеля / Н. В. Патика, В. В. Бородай, Н. В. Житкевич и др. // Мікробіол. журн. – 2012. – Т. 74, № 2. – С. 82–35.
5. **Вплив** бактеріального препарату комплексної дії на ріст декоративних рослин / Н. В. Чуйко, З. Т. Бега, Л. В. Булаченко, І. К. Курдиш // Мікробіологія і біотехнологія. – 2010. – № 2. – С. 43–50.
6. **Вплив pH** поживного середовища на біосинтез гідролітичних ферментів у бацил / Л. В. Авдєєва, А. І. Осадча, Л. А. Сафронова та ін. // Мікробіол. журн. – 2010. – Т. 72, № 5. – С. 3–7.

7. **Вплив** лимонної кислоти на синтез поверхнево-активних речовин *Rhodococcus erythropolis* IMB Ас – 5017 / Т. П. Пирог, Т. А. Шевчук, М. О. Шулякова, Д. О. Тарасенко // Мікробіол. журн. – 2011. – Т. 73, № 5. – С. 21–27.
8. **Курдиш І. К.** Інтродукція мікроорганізмів у агроєкосистеми. – К. : Наукова думка, 2010. – 255 с.
9. **Методы** планирования экспериментов при оптимизации питательной среды для стрептомицета / И. В. Жерносекова, Н. П. Черногор, А. А. Тымчук, А. И. Винников // Вісник Дніпропетр. ун-ту. Біологія. Екологія. – 2010. – Вип. 18, т. 1. – С. 20–28.
10. **Мікробні** препарати у землеробстві / За ред. В.М. Волгогона. – К. : Аграрна наука, 2006. – 311 с.
11. **Особенности** роста на рапсовом масле и синтеза лимонной и изолимонной кислот у дрожжей *Yarrowia lipolytica* / С. В. Камзолова, Т. В. Финогонова, Ю. Н. Лунина и др. // Микробиология. – 2007. – Т. 76, № 1. – С. 26–31.
12. **Скрининг** штаммов бактерий с высокой целлюлазной активностью / А. И. Осадчая, Л. А. Сафронова, Л. В. Авдеева, В. М. Иляш // Мікробіол. журн. – 2009. – Т. 71, № 5. – С. 41–48.
13. **Церковняк Л. С.** Синтез амінокислот *Bacillus subtilis* IMB В-7023 у середовищі з гліцерофосфатом / Л. С. Церковняк, А. О. Рой, І. К. Курдиш // Мікробіол. журн. – 2009. – Т. 71, № 5. – С. 18–23.
14. **Bradford M. M.** A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye-binding // Anal. Biochem. – 1976. – Vol. 721. – P. 1117–1123.
15. **Characterization** of an extracellular lipase encoded by *Lip2* in *Yarrowia lipolytica* / G. Pignede, H. Wang, F. Fudalej et al. // J. Bacteriol. – 2000. – Vol. 182. – P. 2802–2810.
16. **Influence** of short-chain fatty acids on the production of spiramycin by *Streptomyces ambofaciens* / S. Khaona, A. Lebrihi, M. Laakel et al. // Appl. Microbiol. Biotechnol. – 1992. – Vol. 36. – P. 763–767.
17. **Jin Z. H.** Improved production of spiramycin by mutant *Streptomyces ambofaciens* / Z. H. Jin, P. L. Cen // J. Zhejiang Univ. SCI. – 2004. – Vol. 5, N 6. – P. 689–695.
18. **Production** of rhamnolipids in solid-state cultivation using a mixture of sugarcane bagasse and corn bran supplemented with glycerol and soybean oil / D. C. Neto, C. Bugay, A. P. de Santana-Filho et al. // Appl. Microbiol. Biotechnol. – 2011. – Vol. 89, N 5. – P. 1395–1403.

Надійшла до редколегії 19.06.2012

УДК 591.5:631.4

Ю. Л. Кульбачко, О. А. Дидур

Днепропетровский национальный университет им. Олеся Гончара

**ТРОФИЧЕСКИЕ ПРЕДПОЧТЕНИЯ
ДВУПАРНОНОГИХ МНОГОНОЖЕК (DIPLOPODA)
ПРИ ВОССТАНОВЛЕНИИ ТЕРРИТОРИЙ, НАРУШЕННЫХ
ГОРНОДОБЫВАЮЩЕЙ ПРОМЫШЛЕННОСТЬЮ**

Изучалась пищевая избирательность представителей кивсяков (Diplopoda) на различных вариантах шахтной породы и насыпке гумусированного слоя чернозема обыкновенного, используемого в качестве почво-грунта. Насыпка гумусированного слоя чернозема обыкновенного в большей степени обуславливает формирование пищевых предпочтений по сравнению с шахтной породой. Существуют статистически достоверные отличия в питании кивсяков, зависящем от предлагаемого животным корма – листового опада древесных пород (клен остролистный, робиния псевдоакация, можжевельник виргинский), применяемых в лесной рекультивации нарушенных земель.

Ю. Л. Кульбачко, О. О. Дідур

Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара

**ТРОФІЧНІ ПЕРЕВАГИ ДВОПАРНОНОГИХ
БАГАТОНІЖОК (DIPLOPODA) ПІД ЧАС ВІДНОВЛЕННЯ ТЕРИТОРІЙ,
ПОРУШЕНИХ ГІРНИЧОДОБУВНОЮ ПРОМИСЛОВІСТЮ**

Вивчено трофічні переваги представників ківсяків (Diplopoda) на різних варіантах шахтної породи та гумусованому шарі чорнозему звичайного, який використовують у рекультивції як насипний ґрунт. Наявність гумусованого шару чорнозему звичайного значніше зумовлює формування трофічної вибірконості порівняно з шахтною породою. Існують статистично достовірні відмінності щодо трофічних пріоритетів ківсяків, що залежать від запропонованого тваринам корму – листового опаду деревних порід (клен гостролистий, робінія псевдоакація, ялівець віргінський), які застосовують у ході лісової рекультивції порушених земель.

Y. L. Kul'bachko, O. O. Didur

Oles' Honchar Dnipropetrovsk National University

**TROPHIC PRIORITIES OF MILLIPEDES (DIPLOPODA)
IN PROCESS OF REHABILITATION OF
THE TERRITORIES DISTURBED BY MINING INDUSTRY**

The food selectivity of millipedes (Diplopoda) was studied in different variants of mine spoils and chernozem fillings applied as topsoil. It was found that the ordinary chernozem fillings determines the formation of food priorities increasingly in comparison with the mine spoil. There are shown statistically significant differences between millipeds food priorities depending on the proposed feed: litter leaves of trees (*Acer platanoides*, *Robinia pseudoacacia*, *Juniperus virginiana*) used in forest revegetation of mining lands.

Введение

Исследование питания, трофических связей, обмена веществ и участие почвенных беспозвоночных в круговороте веществ входит в широкий круг проблем, связанных с изучением вторичной продуктивности наземных экосистем. В связи с этим непосредственный интерес вызывает выяснение роли почвообитающих животных в процессах разложения растительных остатков в почве и почвообразовании. Существенную роль на ранних этапах развития этого направления сыграли работы известных почвоведов (В. В. Докучаева [5], Г. Н. Высоцкого [2], П. А. Костычева [9], М. М. Кононовой [8]), которые связывали формирование гумуса с деятельностью животных. Биологическая характеристика типов гумуса в первой классификации, предложенной П. Мюллером (по [6]), включала данные по количеству и составу почвенных беспозвоночных.

Дальнейшие исследования, проведенные уже почвенными зоологами, способствовали тому, что М. С. Гиляровым [3; 4] была сформулирована концепция формирования в почвах разных природных районов специфических комплексов животного населения, характерных для определенного типа почвообразования. Позже появились работы, посвященные исследованию роли отдельных групп животных в процессах гумификации и минерализации растительного материала, создании водопрочной структуры почвы [1; 7; 11; 12; 15; 20]. Последующее развитие этих исследований базируется на изучении как различных групп животных, так и их структурно-функциональных комплексов [13; 14; 16–19].

Среди всех представителей функциональных групп почвообитающих беспозвоночных большое внимание уделяется представителям сапротрофного комплекса. Исследования питания сапрофагов выявили глубокие различия пищевой специализации почвенных беспозвоночных, определяемые уровнем их организации, размерами, характером освоения почвенной среды. Несмотря на это, объединяет их непосредственное участие в почвенных процессах, которое обуславливается, в большинстве случаев, характером их питания [11].

Среди представителей мезофауны большое значение в деструкции листового опада и подстилки имеют кивсяки. Их экскременты, смешиваясь с минеральной массой почвы, способствуют процессам минерализации и гумификации в биогеоценозах. Рассматривая кивсяков как одних из наиболее часто встречающихся и активных первичных разрушителей листового опада древесных пород на различных вариантах лесной рекультивации нарушенных территорий, следует отметить, что их трофическая активность в этих далеко не всегда оптимальных условиях обитания практически не исследовалась. Представляет интерес выявление пищевой избирательности (трофических приоритетов) в выборе листового опада древесных пород, использующихся при проведении фиторекультивационных мероприятий. Эти сведения позволят получить более полное представление о характере питания почвенных сапрофагов как неотъемлемой части почвенного зооценоза в искусственных лесных культурбиогеоценозах на нарушенных землях.

Цель данной работы – выявить трофические приоритеты двупарноногих многоножек (Diplopoda), входящих в состав почвенных беспозвоночных, населяющих восстановленные территории, нарушенные горнодобывающей промышленностью.

Материал и методы исследований

Для выявления экологической роли кивсяков как первичных деструкторов листового опада на рекультивированных территориях нами проведено экспериментальное изучение их трофических приоритетов. Животных в количестве 30 экз. помещали в

пластиковые контейнеры. Один контейнер не содержал почвенного субстрата, остальные три были им заполнены тонким слоем. В качестве субстратов использовали насыпной верхний гумусированный слой чернозема обыкновенного, перегоревшую и лежащую неперегоревшую шахтную породы. Во все контейнеры секторами размещали листовую опад можжевельника виргинского, робинии псевдоакалии и клена остролистного (слоем 4–5 см).

Неперегоревшая шахтная порода имеет серый цвет, при увлажнении приобретает свойства бесструктурной замазкоподобной массы. По гранулометрическому составу она относится к тяжелым суглинкам и по своим физико-химическим, водно-воздушным и механическим свойствам непригодна для произрастания растений и существования большинства почвенных животных. Реакция ее водной вытяжки характеризуется как сильноокислая ($pH = 3,5$). Перегоревшая шахтная порода представлена массой кирпичного цвета, по водно-физическим свойствам близка к неперегоревшей породе. Реакция водной вытяжки – кислая ($pH = 4,9$). Образцы насыпки верхнего гумусированного слоя чернозема обыкновенного представлены средними суглинками. Содержание гумуса – до 4 %, pH водной вытяжки – 6,8.

Отобранных для эксперимента животных выпускали в центр контейнера, давая им возможность свободно пространственно размещаться в зависимости от пищевого и топического приоритетов. В ходе эксперимента животных из разных секторов извлекали и пересчитывали, отмечая их количество в каждом виде листового опада, и выпускали в тот же бокс. Исследования были выполнены в 5–10-кратной повторности.

Полученные экспериментальные данные обрабатывали статистически с использованием критерия χ^2 Пирсона [10]. Он отвечает на вопрос о том, с одинаковой ли частотой встречаются разные значения признака в эмпирическом и теоретическом распределениях (или в двух и более эмпирических распределениях). Чем выше расхождение между двумя сопоставляемыми распределениями, тем больше эмпирическое значение χ^2 . Если эмпирический χ^2 равен критическому значению или превышает его, расхождения между распределениями статистически достоверны при выбранном уровне значимости, не превышающем значения 0,05.

Результаты и их обсуждение

Результаты изучения избирательности питания сапрофагов, в частности кивсяков, к исходному растительному материалу представлены ниже. Выявлено преобладание относительного числа особей кивсяка на можжевелевом опаде в 2,0 и 1,8 раза соответственно по сравнению с кленовым и робиниевым листовыми опадами в эксперименте без использования почвенного субстрата (табл. 1).

При отсутствии трофического и топического приоритетов частоты обнаружения животных на различных видах листового опада будут одинаковы. Если приоритет выявляется, то частоты уже не будут распределены равномерно. Этот подход реализован в статистическом критерии χ^2 -Пирсона. Применим этот критерий к оценке полученных результатов. Расчет вспомогательных величин приведен в таблице 2. Эмпирически вычисленная величина $\chi^2 = 26,4$ превышает табличную величину 13,82. Это означает, что нулевая гипотеза о совпадении эмпирического и теоретического (равномерного) распределения отвергается с 99,9 % вероятностью.

В таблице 3 приведено соотношение числа особей *Megaphyllum rossicum*, выявленных на можжевелевом, кленовом и робиниевом листовых опадах в эксперименте с насыпкой верхнего гумусированного слоя чернозема обыкновенного. Количество животных на можжевелевой подстилке в 2 раза больше по сравнению с другими видами листового опада.

Таблица 1

**Процентное соотношение особей кивсяков,
обнаруженных в листовом опаде в эксперименте без использования почвенного субстрата**

Повторности	Можжевельный опад	Кленовый опад	Робиниевый опад
1	53,3	33,3	13,3
2	56,7	23,3	20,0
3	46,7	26,7	26,7
4	58,6	17,2	24,1
5	44,8	31,0	24,1
6	62,1	10,3	27,6
7	41,4	24,1	34,5
8	27,6	20,7	51,7
Средний процент от общего количества особей в эксперименте	48,9	23,4	27,7

Таблица 2

**Распределение частот трофического предпочтения представителей *Julidae*
(*Megaphyllum rossicum*) в эксперименте без использования почвенного субстрата**

Листовой опад	Частоты (f)		$(f_{\text{эмпир}} - f_{\text{теор}})^2 / f_{\text{теор}}$
	эмпирические	теоретические	
Можжевельный	115	78,3	17,2
Кленовый	55	78,3	6,95
Робиниевый	65	78,3	2,27
Итого	235	235	26,4

Примечание: теоретическое значение χ^2 для степеней свободы $k = 2$ и 0,001 % уровня значимости p составляет 13,82; нулевая гипотеза отвергается при условии $\chi^2_{\text{эмпир}} \geq \chi^2_{\text{теор}} (k, p)$.

Таблица 3

**Процентное соотношение особей кивсяков, обнаруженных в листовой подстилке
в эксперименте с насыпкой гумусированного слоя чернозема обыкновенного**

Повторности	Можжевельный опад	Кленовый опад	Робиниевый опад
1	57,1	3,6	39,3
2	48,1	14,8	37,0
3	44,4	37,0	18,5
4	59,3	22,2	18,5
5	63,0	29,6	7,4
6	51,9	33,3	14,8
7	51,9	25,9	22,2
8	48,1	22,2	29,6
9	35,7	35,7	28,6
10	40,0	32,0	28,0
Средний процент от общего количества особей в эксперименте	50,0	25,6	24,4

Использование статистического критерия χ^2 Пирсона для оценки полученных результатов показало, что эмпирически вычисленная величина $\chi^2 = 33,8$ превышает табличную величину, равную 9,21. Это означает, что нулевая гипотеза о совпадении эмпирического и теоретического (равномерного) распределения отвергается с 99 % вероятностью (табл. 4).

В таблице 5 приведено соотношение числа особей кивсяка, выявленных на можжевельном, кленовом и робиниевом опадах в эксперименте с насыпкой из перегоревшей шахтной породы. Количество животных на можжевельном опаде в 1,4 и 1,7 раза больше по сравнению с кленовым и робиниевым листовыми опадами.

Таблица 4

Распределение частот трофического предпочтения представителей *Julidae* (*Megaphyllum rossicum*) в эксперименте с насыпкой гумусированного слоя чернозема обыкновенного

Листовой опад	Частоты (f)		$(f_{\text{эмфир}} - f_{\text{теор}})^2 / f_{\text{теор}}$
	эмпирические	теоретические	
Можжевельный	135	90	22,5
Кленовый	69	90	4,90
Робиниевый	66	90	6,40
Итого	270	270	33,8

Примечание: теоретический χ^2 для степеней свободы $k = 2$ и 0,01 % уровня значимости p равен 9,21; нулевая гипотеза отвергается при условии $\chi^2_{\text{эмфир}} \geq \chi^2_{\text{теор}} (k, p)$.

Таблица 5

Процентное соотношение особей кивсяков, обнаруженных в листовой подстилке в эксперименте с насыпкой из перегоревшей шахтной породы

Повторности	Можжевельный опад	Кленовый опад	Робиниевый опад
1	53,3	16,7	30,0
2	50,0	20,0	30,0
3	46,7	26,7	26,7
4	50,0	26,7	23,3
5	20,0	36,7	43,3
Средний процент от общего количества особей в эксперименте	44,0	25,3	30,7

Расчет вспомогательных величин и фактического значения критерия χ^2 Пирсона к оценке полученных результатов (табл. 6) показал, что эмпирически вычисленная величина $\chi^2 = 8,32$ превышает табличную величину 7,01. Это означает, что нулевая гипотеза о совпадении эмпирического и теоретического (равномерного) распределения отвергается с 97 % доверительной вероятностью.

Таблица 6

Распределение частот трофического предпочтения представителей *Julidae* (*Megaphyllum rossicum*) в эксперименте с насыпкой из перегоревшей шахтной породы

Листовой опад	Частоты (f)		$(f_{\text{эмфир}} - f_{\text{теор}})^2 / f_{\text{теор}}$
	эмпирические	теоретические	
Можжевельный	66	50	5,12
Кленовый	38	50	2,88
Робиниевый	46	50	0,32
Итого	150	150	8,32

Примечание: теоретический χ^2 для степеней свободы $k = 2$ и 0,03 % уровня значимости p равен 7,01; нулевая гипотеза отвергается при условии $\chi^2_{\text{эмфир}} \geq \chi^2_{\text{теор}} (k, p)$.

В таблице 7 приведено соотношение числа особей кивсяка, выявленных на можжевельном, кленовом и робиниевом листовом опадах в эксперименте с насыпкой из лежалой неперегоревшей шахтной породы. Количество животных на кленовом опаде в 1,2 и 1,6 раза больше по сравнению с робиниевым и можжевельным опадами.

Вычисленная величина χ^2 (10,51) превышает табличную величину (9,21). Это означает, что нулевая гипотеза о совпадении эмпирического и теоретического распределения отвергается с 99 % вероятностью (табл. 8). Таким образом, на кислой, неперегоревшей шахтной породе кивсяки отдают предпочтение в питании, прежде всего, кленовому опаду. Меньшая пищевая избирательность проявляется в отношении робиниевого опада, и наиболее слабая – в отношении опада можжевельника виргинского.

Таблица 7

**Процентное соотношение особей кивсяков, обнаруженных в листовой подстилке
в эксперименте с насыпкой из неперегоревшей шахтной породы**

№ повторности	Можжевельный опад	Кленовый опад	Робиниевый опад
1	3,3	43,3	53,3
2	20,7	44,8	34,5
3	26,7	46,7	26,7
4	40,0	43,3	16,7
5	26,7	50,0	23,3
6	26,7	43,3	30,0
7	20,7	37,9	41,4
8	20,7	31,0	48,3
9	39,3	28,6	32,1
Средний процент от общего количества особей в эксперименте	24,9	41,1	34,0

Таблица 8

**Распределение частот трофического предпочтения представителей *Julidae*
(*Megaphyllum rossicum*) в эксперименте с неперегоревшей шахтной породой**

Листовой опад	Частоты (f)		$(f_{\text{эмпир}} - f_{\text{теор}})^2 / f_{\text{теор}}$
	эмпирические	теоретические	
Можжевельный	66	88,3	5,65
Кленовый	109	88,3	4,84
Робиниевый	90	88,3	0,03
Итого	265	265	10,51

Примечание: теоретический χ^2 для степеней свободы $k = 2$ и 0,01 % уровня значимости p равен 9,21; нулевая гипотеза отвергается при условии $\chi^2_{\text{эмпир}} \geq \chi^2_{\text{теор}}(k, p)$.

Рассмотрим усредненные частоты обнаружения особей *Megaphyllum rossicum* в различном листовом опаде древесных пород и на разных субстратах (рис.).

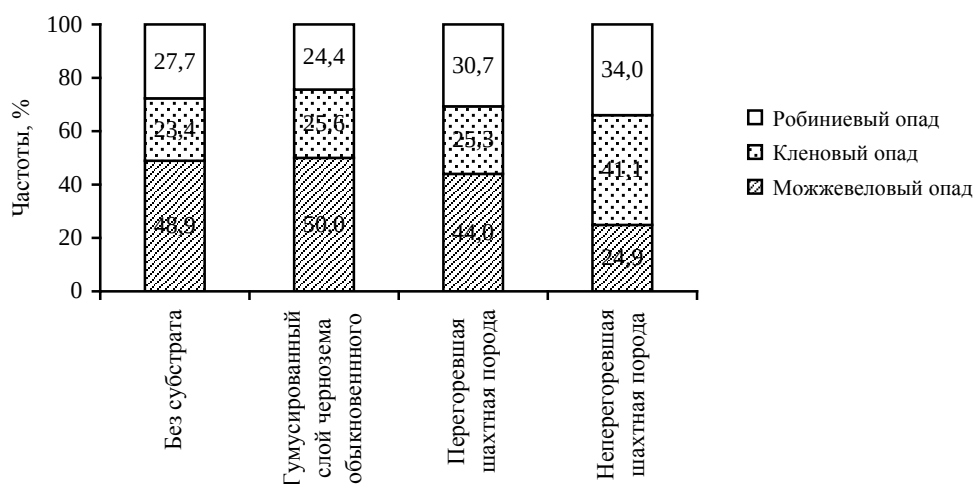


Рис. Пищевая избирательность кивсяков на различных субстратах

Результаты наблюдений показывают, что для кивсяков независимо от наличия таких субстратов как гумусированный слой чернозема обыкновенного, перегоревшая шахтная порода, а также при отсутствии субстрата как такового предпочтение отдается опадку можжевельника. Частота нахождения особей на этом кормовом объекте состав-

ляет 44–50 %. Практически поровну распределяется пищевая избирательность в отношении робиниевого и кленового листовых опадов. Ситуация меняется в случае неперегоревшей, сильнокислой шахтной породы, когда кивсяки предпочитают кленовый (41,1 %) и робиниевый (34 %) листовые опады. Доля пищевой избирательности можжевельного опада составляет 24,9 %.

На гумусированном слое чернозема обыкновенного ($pH = 6,9$) частота нахождения особей кивсяка на можжевельном опаде максимальна (50 %), в то время как на неперегоревшей шахтной породе, имеющей кислотность 3,5, она минимальна (24,9 %). Это говорит о том, что листовой опад можжевельника виргинского как пищевой объект в случае резкого уменьшения актуальной кислотности субстрата может использоваться кивсяком не в полной мере, а предпочтение отдается опаду клена остролистного и робинии псевдоакации.

Выводы

Пищевые потребности двупарноногих многоножек в условиях степной зоны Украины на восстановленных территориях с использованием лесной рекультивации зависят от такого физико-химического показателя насыпных почво-грунтов как актуальная кислотность. При изменении реакции почвенного раствора искусственных почво-грунтов от нейтральной (чернозем обыкновенный) до кислой (перегоревшая шахтная порода) частота нахождения сапрофагов на листовом опаде клена остролистного и робинии псевдоакации по сравнению с можжевельником виргинским низкая и колеблется от 23,4 до 30,7 %. При использовании более кислого субстрата (неперегоревшая шахтная порода) трофический приоритет многоножек изменяется: кивсяки начинают проявлять большую пищевую избирательность к кленовому (41,1 %) и робиниевому (34,0 %) листовым опадам, а доля пищевой избирательности к можжевельному опаду при этом снижается (24,9 %).

Библиографические ссылки

1. **Всеволодова-Перель Т. С.** Об участии сапрофагов (мезофауны) в разложении листового опада / Т. С. Всеволодова-Перель, Л. О. Карпачевский, С. Э. Надточий // Почвоведение. – 1991. – № 8. – С. 48–56.
2. **Высоцкий Г. Н.** Избранные труды. – М. : Сельхозгиз, 1960. – 435 с.
3. **Гиляров М. С.** Особенности почвы как среды обитания и ее значение в эволюции насекомых. – М.; Л. : Изд-во АН СССР, 1949. – 279 с.
4. **Гиляров М. С.** Зоологический метод диагностики почв. – М. : Наука, 1965. – 276 с.
5. **Докучаев В. В.** Русский чернозем: отчет Императорскому Вольному экономическому обществу. – СПб. : Имп. Вольное эконом. о-во, 1883. – 376 с.
6. **Дюшофур Ф.** Основы почвоведения. Эволюция почв (опыт изучения динамики почвообразования). – М. : Прогресс, 1970. – 591 с.
7. **Зражевский А. И.** Дождевые черви как фактор плодородия лесных почв. – К. : АН УССР, 1957. – 272 с.
8. **Кононова М. М.** Органическое вещество почвы, его природа, свойства и методы изучения. – М. : Изд-во АН СССР, 1963. – 315 с.
9. **Костычев П. А.** Избранные труды. – М. : АН СССР, 1951. – 670 с.
10. **Лакин Г. Ф.** Биометрия. – М. : Высш. шк., 1990. – 352 с.
11. **Разложение растительных остатков в почве** / Под ред. М. С. Гилярова, Б. Р. Стригановой. – М. : Наука, 1965. – 144 с.
12. **Стриганова Б. Р.** Локомоторная и трофическая активность беспозвоночных как фактор формирования почвенной структуры // Почвоведение. – 2000. – № 10. – С. 1247–1254.

13. **Eisenhauer N.** The action of an animal ecosystem engineer: Identification of the main mechanisms of earthworm impacts on soil microarthropods // *Pedobiologia*. – 2010. – Vol. 53, is. 6. – P. 343–352.
14. **Fonte S. J.** Earthworm impacts on soil organic matter and fertilizer dynamics in tropical hillside agroecosystems of Honduras / S. J. Fonte, E. Barrios, J. Six // *Pedobiologia*. – 2010. – Vol. 53, is. 5. – P. 327–335.
15. **Loranger-Merciris G.** Soil aggregation in a laboratory experiment: Interactions between earthworms, woodlice and litter palatability / G. Loranger-Merciris, K.-R. Laossi, F. Bernhard-Reversat // *Pedobiologia*. – 2008. – Vol. 51, is. 5–6. – P. 439–443.
16. **Orazova M. K.** The microfungal community of *Lumbricus terrestris middens* in a linden (*Tilia cordata*) forest / M. K. Orazova, T. A. Semenova, A. V. Tiunov // *Pedobiologia*. – 2003. – Vol. 47, is. 1. – P. 27–32.
17. **Relationships** among spatial distribution of soil microarthropods, earthworm species and soil properties / M. Gutiérrez-López, J. B. Jesús, D. Trigo et al. // *Pedobiologia*. – 2010. – Vol. 53, is. 6. – P. 381–389.
18. **The effects** of earthworm functional group diversity on earthworm community structure / C. Sheehan, L. Kirwan, J. Connolly, T. Bolger // *Pedobiologia*. – 2007. – Vol. 50, is. 6. – P. 479–487.
19. **Wolters V.** Gastropods, isopods, diplopods, and chilopods: Neglected groups of the decomposer food web / V. Wolters, K. Ekschmitt // *Fauna in Soil Ecosystems* / G. Benckiser (ed.). – New York, Basel, Hong Kong : Marcel Dekker Inc., 1997. – P. 265–306.
20. **Zicsi A.** Leaf litter acceptance and cast deposition by peregrine and endemic european lumbricids (Oligochaeta: Lumbricidae) / A. Zicsi, K. Szlavecz, C. Csuzdi // *Pedobiologia*. – 2011. – Vol. 54. – P. 145–152.

Надійшла до редколегії 27.07.2012

УДК 581.1:632.954

Л. М. Михальська, В. В. Швартау

Інститут фізіології рослин і генетики НАН України

ВПЛИВ ГЕРБИЦИДІВ ДЕРБІ ТА АКсіАЛ НА НАКОПИЧЕННЯ ЕЛЕМЕНТІВ ЖИВЛЕННЯ РОСЛИНАМИ ОЗИМОЇ ПШЕНИЦІ

Досліджували вплив гербіцидів Дербі та Аксіал на накопичення елементів живлення рослинами озимої пшениці при позакореневій обробці композиціями гербіцидів та амідного азоту. Одночасне внесення противодудольного гербіциду Дербі та грамініциду Аксіал із карбамідом сприяло накопиченню мікроелементів – компонентів редокс-систем рослин (заліза, міді), а також магнію, калію та бору, що важливо для розробки інтегрованих систем захисту та живлення посівів культури.

Л. М. Михальская, В. В. Швартау

Институт физиологии растений и генетики НАН Украины

ВЛИЯНИЕ ГЕРБИЦИДОВ ДЕРБИ И АКСИАЛ НА НАКОПЛЕНИЕ ЭЛЕМЕНТОВ ПИТАНИЯ РАСТЕНИЯМИ ОЗИМОЙ ПШЕНИЦЫ

Исследовали влияние гербицидов Дерби и Аксиал на накопление элементов питания растениями озимой пшеницы при внекорневой обработке композициями гербицидов и амидного азота. Одновременное внесение противодудольного гербицида Дерби и граминицида Аксиал с карбамидом способствовало накоплению микроэлементов – компонентов редокс-систем растений (железа, меди), а также магния, калия и бора, что является важным для разработки интегрированных систем защиты и питания посевов культуры.

L. M. Mykhalska, V. V. Shvartau

Institute of Plant Physiology and Genetics, NAS of Ukraine

INFLUENCE OF HERBICIDES DERBY AND AXIAL ON THE ACCUMULATION OF NUTRIENT ELEMENTS BY WINTER WHEAT

The effect of foliar treatment with herbicides Derby and Axial and amide nitrogen on the elements accumulation by winter wheat was studied. The simultaneous applying of Derby and Axial with carbamide contributed to higher accumulation of the trace elements – components of plants redox-system (iron and copper) as well as magnesium, potassium and boron which are important for the development of integrated systems of protection and nutrition of cultural plant.

Вступ

Боротьба з бур'янами є одним із найскладніших і найзатратніших елементів технології захисту посівів озимої пшениці. Для отримання високого рівня урожайності необхідно створити комфортні умови для розвитку культури. У той же час конкуренція із бур'янами – фактор зниження врожайності пшениці протягом усієї вегетації, починаючи із фази сходів і, практично, до жнив.

У практиці рослинництва фон живлення рослин є одним із факторів, які визначають ефективність використання гербіцидів. Удосконалення засобів хімічного прополювання посівів нерозривно пов'язане з вивченням їх взаємодії з компонентами переважно мінерального та, певною мірою, органічного живлення як культурних видів рослин, так і бур'янів. Одночасно із запровадженням препаратів групи феноксіалканкарбонових кислот у практику сільського господарства у 1940-х роках виявлене підвищення ефективності гербіцидів при спільному їх застосуванні з азотними добривами [19].

В Україні дослідження взаємодії добрив і гербіцидів проводили з початку 1950-х років у відділі фізіології дії гербіцидів Інституту фізіології рослин і генетики НАН України під керівництвом Ю. Г. Мережинського, що відображено у багатьох публікаціях, патентах і підсумовано у низці монографій [5; 9; 11–13]. Багаторічними роботами українських і російських дослідників встановлено, що між живленням рослин і хімічним прополюванням посівів існують численні взаємодії, які значною мірою впливають на ріст, розвиток і, у загальному підсумку, – на врожайність рослин [3; 4].

Дослідження взаємодії фону живлення та гербіцидів актуальне у зв'язку з підвищенням вимог до ефективності використання агрохімікатів і зниженням екологічного навантаження при використанні засобів хімізації в рослинництві. При застосуванні сучасних високоселективних гербіцидів із низькими нормами витрат, дія яких заснована на інгібуванні окремих ферментативних реакцій чи активності окремих ферментів, які є металопротеїдами, значення досліджень впливу фону живлення на активність токсикантів і особливості функціонування ферментів – сайтів дії набуває підвищеного інтересу. Вже у 1983 році опубліковано детальний огляд щодо взаємодії елементів фону живлення рослин і особливостей функціонування ферментів та білків [27]. У той же час дана особливість взаємодії фону живлення та гербіцидів щодо інтегрального впливу на функціонування ферментних систем і білків рослин залишається практично не дослідженою.

Установлено низку відмінностей між бур'янами та культурними рослинами в ефективності використання поживних речовин, у реакції рослин на дію гербіцидів залежно від фону живлення. Показано, що на засмічених полях добрива не мають позитивної дії, а іноді дають негативний ефект, тобто добрива сприяють підвищенню врожаю на чистих від бур'янів полях і практично не ефективні на засмічених, що встановлено ще Д. Прянишниковим [6; 7]. Цей напрям досліджень залишається актуальним і продовжує активно розвиватися сьогодні [16].

Відомо, що однією з передумов отримання оптимальних та високих врожаїв є збалансоване за елементним складом живлення. Потреба рослин в основних елементах живлення формується з початку вегетації та настає в період інтенсивного приросту вегетативної маси та формування репродуктивних органів. Підживлення рослин озимої пшениці мінеральними добривами дає можливість отримати приріст урожайності. Але досить часто за нестабільного зволоження та посушливих умов, особливо на ранніх етапах росту та розвитку рослин, ефективність основного внесення виявляється недостатньою. Тому для одержання кращих результатів рекомендують одночасно позакоренево використовувати водорозчинні технологічно збалансовані комплексні добрива з мікроелементами, які придатніші для створення бакових сумішей із гербіцидами. Роботами австралійських дослідників на прикладі хлорсульфурону показано, що в ряду широко застосованих на посівах зернових колосових культур гербіцидів – селективних інгібіторів ацетолактатсинтази містяться сполуки, які викликають зниження вмісту мікроелементів (мідь, цинк тощо) у рослинах пшениці [22; 23; 25; 26]. Численні результати досліджень впливу гербіцидів різних хімічних класів описано у працях [3; 9; 11–13].

Тому дослідження фізіологічних особливостей взаємодії фону живлення, з'ясування ролі окремих елементів у реалізації фітотоксичності гербіцидів актуальні для розробки ефективних технологій вирощування культурних рослин.

Хімічний аналіз ґрунту на вміст доступних рослинам форм мікроелементів показав, що рослини засвоюють менше 1 % мікроелементів, які містяться у ґрунті. Із цього можна зробити висновок, що не всі рухомі форми доступні для рослин. Навіть на ґрунтах із високим вмістом мікроелементів рослини за різних причин можуть відчувати нестачу тих чи інших елементів [15]. Тому необхідно дослідити вплив основних чинників, у тому числі препаратів для контролювання бур'янів, на накопичення мікроелементів рослинами, що є важливим фактором у створенні інтегрованих технологій живлення та захисту посівів озимої пшениці.

Ґрунтово-кліматичні умови можуть впливати на рухомість і засвоюваність мікроелементів рослинами. Так, на рухомість і засвоюваність заліза впливає висока вологість ґрунту, велика кількість фосфору, органічної речовини та нестача калію, низька або висока температура повітря, надлишок розчинних солей важких металів у кислих ґрунтах; марганцю – суха погода, низька температура ґрунту, низька інтенсивність освітлення, високий вміст іонів *P*, *Fe*, *Cu*, *Zn*, органічної речовини; цинку – високі дози фосфорних і азотних добрив, сильне вапнування, низька температура, висока щільність ґрунту, низький вміст органічної речовини; міді – висока концентрація іонів *P*, *N* та *Zn* у ґрунті, надлишок розчинних сполук важких металів у ґрунті, високі температури повітря, високий вміст органічної речовини; бору – посуха, надлишкова вологість, інтенсивне освітлення, велика кількість азотних і калійних добрив; молібдену – високий вміст іонів *Mn*, *Fe*, *Cu* та сульфату у ґрунті, високі дози нітратного азоту, високий вміст органічної речовини.

Мідь, цинк і марганець – надзвичайно важливі мікроелементи при вирощуванні ряду сільськогосподарських культур. Цинк бере участь в окисно-відновних реакціях, входить до складу багатьох ферментів (протеази, амінопептидази, карбоксипептидази, дегідрогенази, ізомерази, альдолази, РНК- і ДНК-полімерази, енолази, карбоангідрази, кислі фосфатази), по-різному впливаючи на їх активність. Цинк контролює активність ферментів, які беруть участь у диханні та окисленні вуглеводів, підвищує посухо-, жаро- та холодостійкість рослин. Під його впливом у рослині підвищується кількість зв'язаної води, значно зростає вміст цукрів у вузлах кущіння, збільшується вміст загального та білкового азоту, що сприяє поліпшенню зимостійкості озимих зернових культур.

В умовах високих температур позакореневе підживлення рослин цинком знижує інтенсивність гідролізу білків і накопичення у тканинах аміаку та інших токсичних речовин. Також цинк підвищує стійкість до багатьох грибкових хвороб (кореневі гнилі та бура іржа зернових колосових культур, кореней цукрових буряків, фітофтора картоплі). Він має слабку фітотоксичність, що проявляється тільки при значному збільшенні його вмісту у ґрунті [18; 21; 22].

Переважає більшість ґрунтів України має низький рівень забезпечення рухомими формами цинку. Вміст визначається його концентрацією у ґрунотвірних породах. Підвищений вміст у ґрунті кальцію та фосфатів (наприклад, при внесенні високих доз добрив) знижує надходження цинку у рослини. При цьому утворюються нерозчинні форми, які впливають на адсорбцію цинку кореневою системою, що в кінцевому результаті викликає припинення циркуляції цинку між кореневою системою та листям. Симптоми дефіциту проявляються у першу чергу в низинах, особливо навесні на ділянках зі значеннями *pH*, близькими до нейтрального. Дефіцит цинку спричинює багато негативних наслідків. Водночас підвищений вміст цинку у вегетативних орга-

нах рослин пригнічує ростові процеси та знижує урожай сільськогосподарських культур, негативно впливає на активність транспорту асимілятів та пригнічує активність цитохром- і поліфенолоксидази.

Мідь відіграє важливу роль у процесах фотосинтезу, беручи активну участь у синтезі хлорофілу, входить до складу найважливіших окислювальних ферментів (поліфенолоксидази, аскорбіноксидази, цитохромоксидази, супероксиддисмутази та інших). У листках вміст міді значно вищий, ніж у коренях рослин.

Завдяки регуляторній дії на вміст у рослинах інгібіторів фенольної природи, мідь підвищує стійкість рослин до полягання. Характерна особливість впливу міді – підвищення посухо-, морозо-, жаростійкості рослин, їх стійкості проти грибкових і бактеріальних хвороб. Це пояснюється позитивним впливом від внесення міді на вміст у рослинах аскорбінової кислоти, кількості зв'язаної води, вмісту цукрів, білкового та загального азоту. Цей елемент посилює зв'язування молекулярного азоту з атмосфери внаслідок впливу на біосинтез леггемоглобіну і синтезу білків у рослинах, що пов'язано з участю *Si* в нуклеїновому обміні; значно сприяє засвоєнню підвищених доз азоту та фосфору з добрив, одночасно ці добрива можуть викликати ефект «зникнення» засвоюваної міді. Доведено зв'язок між поглинанням міді зі зміною активності *Si*-хелатредуктази (АМХР), що полегшує рослинам відновлення хелатів міді та заліза.

Пшениця дуже чутлива до дефіциту міді. Встановлено високу потребу рослин у міді вже на початкових фазах росту. Її нестача викликає затримку росту, хлороз, втрату тургору та в'янення рослин, затримання цвітіння, пустозерність колосків. Рослини відчувають нестачу міді вже при концентрації цього елемента 2,5–3,0 мг/кг сухого ґрунту.

Мідь у ґрунтах, як правило, представлена у двовалентній формі. Їй притаманна висока міграційна здатність у кислому середовищі. У лужному середовищі мідь закріплюється у важкодоступній формі у вигляді комплексних органо-мінеральних сполук. Ґрунти Полісся, як і деякі ґрунти Західного Лісостепу з легким гранулометричним складом і промивним типом водного режиму, характеризуються як дефіцитні, особливо при високій вологості ґрунту. Вапнування кислих ґрунтів зменшує надходження міді в рослину внаслідок її фіксації ґрунтом. Вапно діє як абсорбент міді, а також шляхом підлужування створює умови для утворення важкорозчинних сполук із міддю. Культурні рослини щорічно виносять з ґрунту з урожаєм від 100 г на 1 га цього елемента. Потрібно зазначити, що за умов нестачі вологи та підвищення температури повітря, рухомість міді та цинку у ґрунті зменшується у декілька разів. Від забезпеченості рослин цими елементами залежить розвиток кореневої системи та збереження фотосинтезувального листкового апарату та їх узгодженої роботи, особливо в умовах негативного впливу стресових факторів.

Таким чином, необхідно відзначити особливий вплив цих елементів на розвиток озимих і ярих зернових культур як в осінній період (при підготовці озимих до перезимівлі), так і в період від прапорцевого листка до цвітіння.

Комплексні добрива із правильно підібраним співвідношенням саме цинку та міді, відповідно до потреб конкретної культури, дозволяють з однаковою високою ефективністю використовувати їх як для протруювання насіння, так і для позакоренових підживлень. Зниження вмісту компонентів редокс-систем рослин (заліза, міді, цинку, марганцю) може зумовлювати відповідне зниження стійкості рослин до стресових факторів довкілля (посуха, високі температури тощо) та сприяти підвищенню захворюваності посівів [17; 18; 21; 24; 28].

Питання впливу технологій вирощування озимої пшениці (у тому числі і пестицидів) на вміст неорганічних елементів у рослинах активно досліджуються.

Вирішення цих питань має значення для отримання урожаїв, зерна високої якості та біофортificaції культури. Встановлено, що засоби хімізації впливають на накопичення мінеральних елементів рослинами озимої пшениці в онтогенезі [1; 10]. Тому до важливого завдання слід віднести розробку засобів боротьби з бур'янами, які не знижують вміст основних макро- та мікроелементів у рослинах культури.

Серед сучасних протидводольних препаратів – інгібіторів ацетлактатсинтази необхідно відзначити композицію флорасуламу та флуметсуламу (Дербі 175 SC, с. к.; 100 г/л флуметсуламу, 75 г/л флорасуламу), а також перспективну суміш Дербі з грамініцидом Аксіал (Аксіал 045 ЕС к. е.; 45 г/л піноксадену + антидот клоквінтосет-мексил). У численних польових дослідженнях встановлено відсутність прояву фітотоксичності Дербі до рослин пшениці, навіть при застосуванні у другій половині вегетації у генеративну фазу розвитку. Композиція препарату дозволяє контролювати широкий перелік дводольних видів бур'янів [14]. Дербі має обмежену активність лише до лободи білої (*Chenopodium album* L.). Також показано перспективність композиції Дербі з Аксіалом, хоча відомо, що грамініцид, який за механізмом дії відносять до інгібіторів ацетил-КоА-карбоксилази, може втрачати частину активності при застосуванні одночасно з іншими агрохімікатами (наприклад, похідні феноксіоцтової кислоти, нітрат кальцію, сульфат магнію знижують протизлакову активність). При цьому питання впливу композиції гербіцидів Дербі та Аксіал на елементний склад пшениці відносять до недосліджених.

Таким чином, мета нашої роботи – оцінити вплив гербіцидів Дербі та Аксіал, які широко застосовуються на посівах озимої пшениці в Україні, на накопичення елементів живлення рослинами.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження впливу гербіцидів Дербі та Аксіал на накопичення елементів живлення рослинами озимої пшениці високоінтенсивного сорту при позакоренових обробках у фазу виходу в трубку баковими сумішами амідного азоту та гербіцидів проводили на виробничих посівах озимої пшениці (*Triticum aestivum* L.) сорту Смуглянка Дослідного сільськогосподарського виробництва Інституту фізіології рослин і генетики НАН України у смт Глеваха Васильківського району Київської області у 2009–2012 роках. У таблицях наведено дані дослідів 2012 року.

Ділянки в досліді займали загальну площу 10 га, облікові – 10 м², повторність – 5–8-кратна. Ґрунт темно-сірий опідзолений, піщано-легкосуглинковий за механічним складом. У зоні досліджень за вегетаційний період сума активних температур (понад +10 °С) становила близько 2 600–2 900 °С. Опадів протягом року випало 460–520 мм, за літній період – у середньому 200–220 мм.

Веgetаційний сезон 2010–2011 років відрізнявся тривалими високими температурами та сильною посухою у генеративну фазу розвитку пшениці. Влітку температура піднімалася до +42 °С. Інтенсивні дощі у період збирання також зумовили зниження врожаю. За цих умов спостерігався вищий, ніж зазвичай, вміст білка та клейковини у зерні. Середня місячна температура повітря у травні 2012 року становила +13...+16 °С, місячна кількість опадів – 40–60 мм: погодні умови були сприятливішими для формування врожаю зернових.

Протягом вегетації проводили підживлення рослин, боротьбу зі шкідниками та хворобами та фенологічні спостереження. Насіння обробляли перед посівом протруйником Селест Топ (1,5 л/т). До робочого розчину додали комплексні добрива на основі монокалійфосфату (2 кг/т насіння). Протягом вегетації обробляли рослини

фунгіцидами Альто Супер (0,5 л/га) і Амістар Екстра (0,7 л/га), інсектицидом Енжіо (0,2 л/га), зокрема у фазу кушіння, цвітіння та по прапорцевому листку. Гербіциди Дербі (0,070 л/га) та Аксіал (1,0 л/га) вносили у фазу виходу в трубку озимої пшениці, у вечірні години, за температури повітря +22...+24 °С та відсутності вітру ранцевим обприскувачем.

Елементний склад у прапорцевих листках рослин озимої пшениці визначали методом ІСР-спектронетрії на емісійному спекетронетрі ІСАР 6300 Duo MFC (США) після озолення в азотній кислоті (осч) за допомогою мікрохвильової пробопідготовки Multiwave 3000 фірми Anton Paar (Австрія). Результати обробляли статистично [2].

Результати та їх обговорення

В умовах польових дослідів оцінено вплив гербіцидів Дербі та Аксіал на накопичення елементів живлення рослинами озимої пшениці при позакореновому внесенні бакових сумішей гербіцидів і амідного азоту. За допомогою методу ІСР-спектронетрії перед проведенням досліджень визначили вміст елементів живлення у ґрунті (екстракція амонійно-ацетатним буфером, *pH* 4,8). Результати аналізів свідчать про низький рівень забезпечення посіву доступними макро- та мікроелементами, що характерно для ґрунтових відмін Полісся – дерново-слабо- та середньопідзолисті неоглеєні та глеюваті супіщані відміни.

Відомо, що за рахунок спільного застосування гербіцидів із добривами скорочується кількість обробок посівів, рослини озимої пшениці значно краще переносять стрес, завданий застосуванням хімічних препаратів, і одночасно отримують додатково елементи мінерального живлення. Елементи живлення використовуються при цьому з вищими коефіцієнтами засвоєння, що сприяє кращій виповненості зерна, підвищенню маси 1 000 зерен – одного з важливих показників структури врожаю. При цьому не тільки активізується розвиток рослин і дозрівання насіння, а і підвищується їх стійкість до негативного впливу факторів навколишнього середовища та патогенів.

У посівах озимої пшениці при позакореновому підживленні переважно застосовуються водорозчинні форми *NPK*, часто разом із мікроелементами, а також сечовина, аміачна селітра, $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, MgSO_4 . Відоме застосування сульфату амонію або аміачної селітри (2–5 кг/га) і розчинів *KAC*ів (2 л/га) для сумішей з Аксіалом. Показано зниження ефективності Аксіалу при спільному застосуванні з нітратом кальцію та магнієм сірчанокислим. Мідь, цинк, марганець при спільному застосуванні з гербіцидами знижують активність Аксіалу та не змінюють активності Дербі. У численних дослідях нами визначено, що при додаванні амідного азоту до даної композиції гербіцидів спостерігалось підвищення ефективності препаратів, що свідчить про доцільність внесення композиції Дербі та Аксіалу разом з амідним азотом [14].

Гербіциди Дербі та Аксіал по-різному впливають на накопичення елементів живлення в рослинах озимої пшениці. Спільне застосування цих гербіцидів і азоту сприяє кращому накопиченню ряду мезо- та мікроелементів рослинами пшениці (табл.). Вміст фосфору за дії Аксіалу, композицій Аксіалу, Дербі та сечовини не змінюється у прапорцевих листках. За дії Дербі вміст фосфору дещо знижується.

Відзначимо високий вміст калію, магнію та кальцію у прапорцевих листках озимої пшениці. Вміст калію за дії Аксіалу зростає. Внесення Дербі та його композиції з Аксіалом знижує вміст елемента. Встановлено зростання вмісту калію у листках за одночасного внесення протидводольного гербіциду та грамініциду з азотом.

Вміст магнію за дії гербіцидів та азоту помітно підвищується. Вміст кальцію зростає за дії Дербі та його композиції з Аксіалом. Вміст міді, заліза – компонентів ре-

докс-систем рослин – суттєво зростає за одночасного застосування із сечовиною. Вміст цинку у прапорцевих листках знижується за дії гербіцидів та підвищується до рівня контрольного варіанта за одночасного застосування композиції гербіцидів з амідним азотом. Вміст марганцю за одночасного застосування із сечовиною дещо знижується. Відзначимо занижений загальний вміст мікроелементів у прапорцевому листку, що може бути пов'язано з низьким умістом цих елементів у ґрунті та їх обмеженою доступністю для кореневої системи рослин культури.

Таблиця

**Вміст елементів живлення (мг/кг) у прапорцевих листках
рослин озимої пшениці сорту Смуґлянка за дії гербіцидів Аксіал і Дербі**

Варіанти, дози	P	K	Mg	Ca	Cu	Fe	Mn	Zn	B
Контроль	1952 ^a	16270 ^a	1380 ^a	6415 ^a	7,2 ^a	101 ^a	96 ^a	29 ^a	6,1 ^a
Аксіал, 1,0 л/га	2001 ^a	18430 ^b	1712 ^b	6340 ^a	6,9 ^a	97 ^a	96 ^a	16 ^b	5,3 ^a
Дербі, 0,070 л/га	1836 ^b	15330 ^b	1746 ^b	6608 ^b	7,8 ^b	102 ^a	97 ^a	25 ^a	4,3 ^b
Дербі, 0,070 л/га + Аксіал, 1,0 л/га	1931 ^a	15460 ^b	1751 ^b	6694 ^b	6,9 ^a	98 ^a	95 ^a	18 ^b	4,7 ^b
Дербі, 0,070 л/га + Аксіал, 1,0 л/га + Сечовина, 10 кг/га	1954 ^a	18300 ^c	1618 ^b	6308 ^a	12,0 ^c	114 ^b	74 ^b	23 ^a	7,3 ^b

Примітка: однаковими буквами позначено варіанти, що не відрізняються при $p < 0,05$.

Зростання вмісту міді та заліза за позакореневого внесення гербіцидів і амідного азоту може бути пов'язане з відомим за внесення азотних добрив посиленням виділення кореневою системою рослини сполук із хелатувальними властивостями, наприклад мугеїнової кислоти, цитрату, малату тощо.

Висновки

На основі досліджень вмісту мінеральних елементів методом ІСР-спектрометрії встановлено зміни ряду макро- та мікроелементів у прапорцевих листках озимої пшениці сорту Смуґлянка. Позакореневе застосування гербіцидів Дербі та Аксіал та амідного азоту суттєво змінює вміст елементів живлення у рослинах озимої пшениці, що потребує відповідних змін у технології живлення культури. Незначне зниження вмісту фосфору за дії Дербі може бути компенсоване внесенням добрив на основі водорозчинних монокалійфосфату або амонійфосфату.

Застосування елементів живлення у фізіологічно збалансованому співвідношенні спільно з гербіцидами, які не викликають суттєвого зниження вмісту основних макро- та мікроелементів у рослинах культури, є підставою для розробки наукових основ інтегрованих систем живлення та захисту високопродуктивних сортів озимої пшениці. Це дозволить забезпечити рослини елементами живлення та захистити посіви при мінімальних економічних затратах і підвищити урожайність озимої пшениці.

Бібліографічні посилання

1. **Булгакова Н. Н.** Биологические аспекты оптимизации минерального питания пшеницы / Н. Н. Булгакова, Н. Т. Ниловская. – М. : ВНИИА, 2006. – 224 с.
2. **Доспехов Б. А.** Методика полевого опыта. – М. : Агрохимиздат, 1985. – 351 с.
3. **Ладонин В. Ф.** Комплексное использование гербицидов и удобрений в современном земледелии / В. Ф. Ладонин, А. М. Алиев. – М. : Агропромиздат, 1991. – 271 с.
4. **Мережинский Ю. Г.** Биохимия действия гербицидов при комплексном применении // Физиол. и биохим. культ. раст. – 1971. – Т. 3, вып. 4. – С. 339–349.
5. **Мережинський Ю. Г.** Гербіциди. Механізми дії та практика застосування / Ю. Г. Мережинський, Є. Ю. Мордерер. – К. : Логос, 2009. – Т. 1. – 379 с.

6. **Прянишников Д. Н.** Обмен азотистых веществ и питание растений. – М. : Изд. АН СССР, 1951. – Т. 1. – 495 с.
7. **Прянишников Д. Н.** Свойства почвы в связи с питанием растений и применением удобрений. – М. : Колос, 1952. – Т. 3. – С. 112–115.
8. **Радов А. С.** Практикум по агрохимии / А. С. Радов, И. В. Пустовой, А. В. Корольков. – М. : Агрохимиздат, 1985. – 312 с.
9. **Сосновая О. Н.** Гербициды и минеральное питание растений. – К. : Наук. думка, 1983. – 168 с.
10. **Сычев В. Г.** Приемы управления продукционным процессом для достижения потенциальной продуктивности пшеницы / В. Г. Сычев, Н. Т. Ниловская, Л. В. Осипова. – М. : ВНИИА, 2009. – 192 с.
11. **Швартау В. В.** Физиологическая реакция сахарной свеклы на действие гербицидов в зависимости от уровня азотного питания: Дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.12 / Ин-т физиологии растений и генетики. – К., 1988. – 215 с.
12. **Швартау В. В.** Регуляція активності гербіцидів за допомогою хімічних сполук. – К. : Логос, 2004. – 222 с.
13. **Швартау В. В.** Гербіциди. Основи регуляції фітотоксичності та фізико-хімічні і біологічні властивості. – К. : Логос, 2009. – Т. 2. – 1046 с.
14. **Швартау В. В.** Вплив азотних добрив на активність гербіцидів аксіал і дербі / В. В. Швартау, Л. М. Михальська // Вісник аграрної науки. – 2012. – № 5. – С. 19–22.
15. **Ягодин Б. А.** Проблемы микроэлементов в биологии / Б. А. Ягодин, Е. Н. Максимова, С. М. Каблина // Агрохимия. – 1988. – № 7. – С. 126–134.
16. **Froud-Williams R. J.** Wheat yields as affected by weeds // *Wheat: Ecology and Physiology of Yield Determinations*. – 1999. – P. 161–182.
17. **Grotz N.** Molecular aspects of Cu, Fe and Zn homeostasis in plants / N. Grotz, M. L. Guerinot // *Biochimica et Biophysica Acta*. – 2006. – Vol. 1763. – P. 595–608.
18. **Grusaka M. A.** The physiology of micronutrient homeostasis in field crops / M. A. Grusaka, J. N. Pearson, E. Marentes // *Field Crops Research*. – 1999. – Vol. 60, N 1. – P. 41–56.
19. **Harris L. E.** Selective sprays for weed control in crops / L. E. Harris, G. R. Hyslop // *Oreg. Agric. Exp. Stn. Bull.* – 1942. – Vol. 403. – P. 1–31.
20. **Hatzios K. K.** Interaction of herbicides with other agrochemicals in higher plants / K. K. Hatzios, D. Penner // *Rev. Weed Sci.* – 1985. – Vol. 1. – P. 1–63.
21. **Kosman D. J.** Redox cycling in iron uptake, efflux, and trafficking // *J. Biol. Chem.* – 2010. – Vol. 285. – P. 29–35.
22. **Rengel Z.** Herbicide chlorsulfuron decreases growth of fine roots and micronutrient uptake in wheat genotypes / Z. Rengel, M. S. Wheal // *J. Exp. Bot.* – 1997. – Vol. 48, N 309. – P. 927–934.
23. **Tang C.** Cultivar variation in the effect of chlorsulfuron in depressing the uptake of copper in wheat / C. Tang, A. Robson // *Plant and Soil*. – 2000. – Vol. 225, N 1–2. – P. 11–20.
24. **Turski M. L.** New roles for copper metabolism in cell proliferation, signaling, and disease / M. L. Turski, D. J. Thiele // *J. Biol. Chem.* – 2009. – Vol. 284, N 2. – P. 717–721.
25. **Wheal M.** Chlorsulfuron reduces rates of zinc uptake by wheat seedlings from solution culture / M. Wheal, Z. Rengel // *Plant and Soil*. – 1997. – Vol. 188, N 2. – P. 309–317.
26. **Wheal M. S.** Chlorsulfuron reduces extension of wheat root tips in low-zinc solution culture / M. S. Wheal, Z. Rengel, R. D. Graham // *Annals of Botany*. – 1998. – Vol. 81, N 3. – P. 385–389.
27. **Wyn Jones R. G.** Proteins, enzymes and inorganic ions / R. G. Wyn Jones, A. Pollard // *Inorganic Plant Nutrition* / Ed. A. Läuchli, R. L. Bielecki. – Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo : Springer-Verlag, 1983. – P. 528–562.
28. **Zhang A.-S.** Iron homeostasis: Recently identified proteins provide insight into novel control mechanisms / A.-S. Zhang, C. A. Enns // *J. Biol. Chem.* – 2009. – Vol. 284, N 2. – P. 711–715.

Надійшла до редколегії 21.07.2012

УДК 581.524:630*181:630*187(477.63)

Н. М. Назаренко

Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ

ЕКОЛОГО-ЦЕНОТИЧНА СТРУКТУРА БАЙРАЧНИХ ДІБРОВ ПІВНІЧНОГО СТЕПУ УКРАЇНИ

Охарактеризовано еколого-ценотичну структуру байрачних дібров Північного Степу України, обґрунтовано наявність рядів еколого-ценотичного заміщення. Уточнено та деталізовано типологію байрачних дібров проф. О. Л. Бельгарда. Показано комплексний характер дії абіотичних факторів на формування байрачних дібров.

Н. Н. Назаренко

Национальный университет биоресурсов и природопользования Украины, г. Киев

ЭКОЛОГО-ЦЕНОТИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА БАЙРАЧНЫХ ДУБРАВ СЕВЕРНОЙ СТЕПИ УКРАИНЫ

Охарактеризована еколого-ценотическая структура байрачных дубрав Северной Степи Украины. Обосновывается существование рядов эколого-ценотического замещения. Уточнена и детализирована типология байрачных дубрав проф. А. Л. Бельгарда. Показан комплексный характер влияния абиотических факторов на формирование байрачных дубрав.

N. N. Nazarenko

National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Kyiv

ECOLOGICAL AND COENOTICAL STRUCTURE OF GULLY OAK WOODS IN NORTHERN STEPPE OF UKRAINE

Gully oak woods ecological and coenotical structure in Northern Steppe of Ukraine has been described. The natural occurrence of ecological and coenotical substitution series has been grounded. The typology of gully oak woods developed by Professor O. L. Belgard has been specified in detail. Complex nature of abiotic factors effect on gully oak woods forming has been shown.

Вступ

Природні байрачні діброви Північного Степу України формуються в межах привододільно-балкових степових ландшафтів, де спостерігається екологічна відповідність лісу умовам місцезростання.

Для північно-степових байрачних дібров О. Л. Бельгардом [1] виділено чотири їх варіанти – Присамарські, Верхньодніпровські, перехідні до лісостепу Олександрійські та байраки колишньої порожистої частини р. Дніпро. Зазначені варіанти байрачних дібров як типові широко представлені на території Дніпропетровської області. Типологія природної байрачної лісової рослинності північного Степу України детально досліджена О. Л. Бельгардом [1; 2], а сучасний стан байрачних бересто-пакленових дібров – автором [6].

Мета цієї роботи – проведення класифікації та ординації лісових екосистем байрачних дібров північного Степу України (Дніпропетровська область).

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проведено на території лісництва Дніпропетровського обласного управління лісового та мисливського господарства. Закладення дослідних ділянок проводили за фітокатенами [4] у максимально можливій кількості типових місць із найменшими антропогенними порушеннями, визначеними за результатами маршрутних обстежень і аналізу лісовпорядних матеріалів. У межах фітокатен закладали пробні ділянки за трансектним принципом розміром 400 м² (20 × 20 м) [3]. Опис деревних ярусів на профілях і ділянках виконували за загальноприйнятою методикою [5].

Під час опису визначали чисельність видів травостою, чагарників і самосіву, сходів і підросту деревних порід, висота яких не перевищувала висоту трав'янистого ярусу. Як облікові одиниці визначали парціальні пагони або кущі [9], особина – для моноцентричних видів і компактний клон – для щільнокущових злаків [10]. Визначали види за «Определителем высших растений Украины» [7].

Аналіз рослинності складав декілька етапів [11]: 1) попередня класифікація описів за деревно-чагарниковою рослинністю; 2) кластеризація описів за чисельністю видів із використанням коефіцієнта С'єренсена – Чекановського та організація кластерів за бета-гнучкою стратегією Ланса; 3) непряма ординація описів методом неметричного багатовимірного шкалювання (Non-metric Multidimensional Scaling) [8] та інтерпретація осей NMS [12] із використанням коефіцієнта тау Кендала; 4) перевірка кластеризації методом MRPP [13] та оцінка виділених груп із використанням дискримінантного аналізу. Розрахунки виконували в пакетах Statistica 6.0 та PC-ORD 5.0.

Результати та їх обговорення

Попередня класифікація та кластеризація описів дозволила визначити 48 кластерних груп, які були прив'язані до груп, виділених за характером деревно-чагарникової рослинності. Визначені групи відповідають асоціаціям у розумінні О. Л. Бельгарда [2].

1. Дивнофіалково-дїбровнозірочникові пакленово-ясеневі, гострокленово-ясеневі та гострокленово-пакленово-ясеневі дїброви.

2. Звичайнорозхїдниково-дїбровнозірочникові пакленово-ясеневі дїброви.

3. Шорсткорозхїдноково-дїбровнозірочникові чорнокленово-ясеневі, гострокленово-ясеневі, їльмово-ясеневі та їльмово-гострокленово-ясеневі дїброви.

4. Шорсткорозхїдникові гострокленово-ясеневі дїброви.

5. Дїбровнозірочникові чорнокленово-ясеневі дїброви.

6. Мікелеосоково-міськогравїлатові чорнокленово-ясеневі дїброви.

7. Терново-бородавчастобруслинові ясеневі дїброви.

8. Бородавчастобруслиново-рябоперїлїткові чорнокленово-пакленово-ясеневі дїброви.

9. П'янкубутеневі гострокленово-ясеневі, пакленово-ясеневі та пакленово-гострокленово-ясеневі дїброви.

10. Дїбровнозірочникові ясеневі дїброви.

11. Високофіалкові пакленово-ясеневі дїброви.

12. Дїбровнозірочниково-копитняково-високофіалкові пакленові та пакленово-ясеневі дїброви.

13. Високофіалково-п'янкубутеневі пакленово-ясеневі, чорнокленово-ясеневі, чорнокленово-пакленово-ясеневі та ясеневі дїброви.

14. Дїбровнозірочникові чорнокленові, гострокленові та пакленові ясенники.

15. В'язо-ясеневі діброви мертвопокровні.
16. Чистотілові пакленово-ясеневі діброви.
17. Копитнякові ільмо-ясеневі та ільмо-пакленово-ясеневі діброви.
18. Дібровнозірочниково-копитняково-звичайнорозхідникові чорнокленово-ясеневі, пакленово-ясеневі та чорнокленово-пакленово-ясеневі діброви.
19. Конвалієві ільмо-пакленово-ясеневі діброви.
20. Конвалієві гострокленово-ясеневі, пакленово-ясеневі та гострокленово-пакленово-ясеневі діброви.
21. Копитнякові-міськогравілатово-звичайнорозхідникові пакленово-ясеневі діброви.
22. Міськогравілатові пакленово-ясеневі діброви.
23. Бересто-ясеневі та бересто-пакленово-ясеневі діброви мертвопокровні.
24. Липо-ясеневі діброви мертвопокровні.
25. Гострокленово-липо-ясеневі та пакленово-липо-ясеневі діброви мертвопокровні.
26. Бруслинові в'язо-липо-ясеневі діброви.
27. Звичайнорозхідникові ясеневі діброви.
28. Запашнофіалкові пакленово-ясеневі діброви.
29. Бересто-чорнокленово-ясеневі діброви мертвопокровні.
30. Чорнокленово-ясеневі та чорнокленово-пакленово-ясеневі діброви мертвопокровні.
31. Копитняково-кропивні пакленово-ясеневі діброви.
32. Кропивні гострокленово-ясеневі, пакленово-ясеневі та гострокленово-пакленово-ясеневі діброви.
33. Копитняково-яглицеві пакленово-ясеневі діброви.
34. Яглицеві пакленово-ясеневі діброви.
35. Копитнякові пакленово-ясеневі діброви.
36. Копитняково-кропивні пакленово-ясеневі діброви.
37. Дібровнозірочникові чорнокленово-пакленово-ясеневі та чорнокленово-гострокленово-ясеневі діброви.
38. Дібровнозірочникові липо-ясеневі діброви.
39. Конвалієво-дібровнозірочникові гострокленово-ясеневі, пакленово-ясеневі та гострокленово-пакленово-ясеневі діброви.
40. Дібровнозірочникові в'язово-пакленово-ясеневі та в'язово-гострокленово-ясеневі діброви.
41. Дібровнозірочникові пакленово-ясеневі та гострокленово-ясеневі діброви.
42. Високофіалково-дібровнозірочникові пакленово-ясеневі діброви.
43. Високофіалково-дібровнозірочникові в'язово-пакленово-ясеневі діброви.
44. Дібровнозірочникові гострокленово-пакленово-ясеневі діброви.
45. Дібровнозірочникові чорнокленово-берестово-пакленово-ясеневі та берестово-пакленово-ясеневі діброви (із глодом у другому ярусі).
46. Запашнофіалково-колючковатоосоково-дібровнозірочникові чорнокленово-берестово-пакленово-ясеневі, чорнокленово-берестово-гострокленово-ясеневі, берестово-пакленово-ясеневі, чорнокленово-пакленово-ясеневі, чорнокленово-берестово-ясеневі діброви.
47. Колючковатоосоково-дібровнозірочникові чорнокленово-берестово-пакленово-ясеневі, чорнокленово-берестово-гострокленово-ясеневі, берестово-пакленово-ясеневі, чорнокленово-пакленово-ясеневі, чорнокленово-берестово-ясеневі діброви.

48. Запашнофіалково-дібровнозірочникові чорнокленово-берестово-пакленово-ясеневі, чорнокленово-берестово-гострокленово-ясеневі, берестово-пакленово-ясеневі, чорнокленово-пакленово-ясеневі, чорнокленово-берестово-ясеневі діброви.

У результаті перевірки правильності класифікації методом MRPP визначено коефіцієнт коригування внутрішньогрупової згоди (Chance-corrected within-group agreement, A) який дорівнював 0,88, тобто, визначені угруповання характеризуються високою гомогенністю видового складу та показників чисельності видів, статистично достовірні.

Дискримінантний аналіз рослинності байрачних дібров виконано: 1) в екологічному просторі – за бальними фітоіндикаційними показниками провідних екологічних режимів (10 змінних); 2) в еколого-ценотичному просторі – за показниками ординації неметричним багатовимірним шкалюванням (NMS) та фітоіндикаційними характеристиками провідних режимів екологічних факторів (13 змінних). Усі змінні виявилися в моделі статистично значимими. Найбільший внесок у дискримінацію типів лісу дають сольовий режим ґрунту (*Tr*), ценотична структура (перша вісь NMS), вміст гумусу (*Hm*) та режим ґрунтового зволоження (*Hd*). Загальний відсоток правильно класифікованих угруповань – 86 %. 28 асоціацій класифіковано абсолютно правильно (100 % правильності), решта характеризується високим відсотком правильності. Тобто всі визначені угруповання характеризуються особливостями видового складу, показників чисельності та чітко відрізняються за ценотичними та екотопічними показниками.

Розташування асоціацій у просторі абіотичних факторів (табл. 1) показує, що найбільша варіабельність характерна для едафічних режимів, зокрема, ґрунтового зволоження, сольового та азотного режиму. Визначені асоціації характеризуються особливостями кліматичних і едафічних показників, виходячи з яких можна уточнити їх типи лісорослинних умов (ТЛУ) (табл. 2).

Співставлення типології та фітоіндикації свідчить, що сольовий режим і режим вмісту гумусу не завжди відповідають визначеним трофотопам. Однакові трофотопи характеризуються різними фітоіндикаційними показниками цих режимів і, навпаки, деякі угруповання зі схожими значеннями едафічних режимів належать до різних трофотопів. Це свідчить про певну умовність використання зазначених фітоіндикаційних показників для оцінки трофотопів. З іншого боку, поняття «трофіність» – комплексне, не вичерпується показниками вмісту гумусу чи мінералізації ґрунтового розчину. Використання інших фітоіндикаційних режимів цілком виправдовується і є слушним для визначення типу лісорослинних умов у байрачних дібровах. Окрім того, в ході аналізу гігрогенного ряду типу лісорослинних умов виявилося, що до типологічної схеми додатково треба вводити варіант гігрогенних умов зволоження градації 3–4.

За матрицею квадрата відстані Махаланобіса методом максимального кореляційного шляху побудовано дендрограму близькості визначених екотопів (рис. 1), які формують складну систему взаємопов'язаних рядів екотопічного заміщення.

Починається ряд (зверху вниз) гігрофільними асоціаціями з осокою колючковою і, далі, двома компактними групами гігрофільних чорнокленових і липо-ясеневих і пакленово-ясеневих дібров із фіалкою запашною та зірочником дібровним і мертвопокровних. Далі йде компактна група мезогігрофільних кальцефільних високофіалково-дібровнозірочникових угруповань, від якої спостерігаються кілька рядів екотопічного заміщення (зліва направо зверху вниз), які характеризуються зростанням посушливості умов або зростанням (зменшенням) освітленості під лісовим наметом і відмінними показниками вмісту гумусу:

Таблиця 1

Фітоіндикаційні бальні характеристики екотопів асоціацій байрачних дібров

Асоціація	<i>Tm</i>	<i>Kп</i>	<i>Om</i>	<i>Cr</i>	<i>Hd</i>	<i>Tr</i>	<i>Rc</i>	<i>Nt</i>	<i>Lc</i>	<i>Hm</i>
1	8,7	8,1	7,8	8,0	12,9	7,3	8,2	6,4	4,5	3,2
2	8,5	7,9	7,9	7,9	12,8	7,4	8,1	6,6	4,5	3,2
3	8,6	8,1	7,9	8,0	13,0	7,7	8,3	6,5	4,5	3,3
4	8,8	8,0	8,0	8,1	12,7	7,3	8,2	6,4	4,5	3,1
5	8,8	8,2	7,8	8,2	12,4	7,2	7,8	6,6	4,2	3,4
6	8,9	8,2	7,7	8,3	12,1	6,5	7,8	6,2	3,9	3,2
7	8,8	8,2	7,8	7,9	12,4	7,0	8,4	6,1	4,4	3,1
8	8,7	8,3	7,7	8,1	12,5	7,4	8,4	5,4	4,6	3,2
9	8,7	8,3	7,7	8,1	12,2	7,3	7,7	6,8	4,1	2,9
10	8,7	8,1	7,8	8,0	12,5	7,4	8,2	6,5	4,2	3,0
11	8,6	7,9	7,8	8,0	12,3	6,8	8,3	5,7	4,2	3,2
12	8,8	8,0	7,8	7,9	12,4	6,8	8,5	5,7	4,6	3,2
13	8,8	7,9	7,8	8,3	12,5	6,9	8,0	6,3	4,0	3,4
14	8,9	7,7	7,9	8,2	13,2	7,3	8,4	6,6	4,2	3,2
15	9,0	7,8	7,9	8,3	13,1	7,0	8,2	6,9	4,2	3,3
16	8,8	8,0	8,0	7,9	12,5	6,8	7,8	7,1	3,9	3,1
17	8,9	7,9	8,0	8,0	12,9	7,0	8,4	6,6	4,8	3,4
18	8,6	8,2	7,8	7,8	12,7	7,2	7,7	6,8	4,8	3,4
19	8,9	7,8	8,2	8,3	12,8	6,4	7,8	6,2	4,7	3,2
20	8,8	8,0	8,0	8,4	12,6	6,8	7,6	6,1	4,4	3,3
21	8,7	8,4	7,7	7,9	12,7	6,8	7,4	7,0	4,5	3,3
22	8,9	8,4	7,6	8,1	12,8	6,7	7,4	7,1	4,2	3,2
23	8,9	7,9	7,8	8,5	12,8	7,1	8,1	6,7	4,1	3,2
24	9,0	7,7	7,9	8,7	13,4	7,2	7,9	6,9	4,2	3,1
25	9,1	7,6	7,9	8,6	13,4	7,1	8,0	6,8	4,1	3,1
26	9,1	7,9	7,9	8,4	12,9	6,7	8,0	6,2	4,2	3,2
27	8,4	8,1	8,0	7,6	12,7	7,3	7,7	7,3	4,2	3,0
28	9,0	8,0	7,7	8,8	13,0	7,2	7,7	7,2	4,4	3,1
29	8,8	7,8	7,8	8,5	13,5	7,4	7,9	6,8	4,4	3,2
30	9,1	7,5	7,9	8,7	13,6	7,3	7,8	6,8	4,1	3,0
31	8,4	8,6	7,7	7,4	13,0	6,2	7,0	7,7	4,8	3,9
32	8,6	8,4	7,8	7,7	13,2	6,6	7,4	7,4	4,6	3,7
33	8,7	8,6	8,0	7,8	12,8	6,0	8,0	7,6	4,9	3,8
34	8,7	9,1	8,3	8,0	12,3	5,4	8,1	8,1	4,7	3,9
35	8,9	8,3	8,0	7,8	12,9	6,2	8,1	7,3	5,0	3,7
36	8,7	8,4	7,9	7,6	12,9	6,2	7,8	7,5	5,1	3,9
37	8,7	7,8	7,9	8,4	13,5	7,5	8,0	6,7	4,4	3,3
38	8,6	7,9	7,9	8,1	13,0	7,5	8,2	6,5	4,4	3,4
39	8,6	7,8	8,0	8,0	13,0	7,2	8,0	6,3	4,6	3,4
40	8,7	7,9	7,9	8,0	12,9	7,5	8,3	6,3	4,3	3,2
41	8,7	8,0	8,0	8,3	12,6	7,4	7,9	6,2	4,4	3,5
42	8,6	7,9	7,8	7,9	12,7	7,4	8,6	5,5	4,3	3,3
43	8,6	7,8	7,9	8,1	12,9	7,5	8,3	6,2	4,3	3,3
44	8,5	7,9	7,9	8,0	13,2	7,8	8,4	6,1	4,6	3,4
45	8,5	8,1	7,8	7,9	12,9	7,9	8,6	5,7	4,6	3,4
46	8,7	8,0	7,8	8,5	13,4	7,0	7,6	6,6	4,5	3,2
47	8,5	7,8	7,9	8,3	13,7	7,1	7,9	6,6	4,5	3,3
48	8,7	8,0	7,8	8,4	13,3	7,5	7,9	6,8	4,5	3,2

Примітка: тут і далі нумерація асоціацій відповідає наведеній у тексті.

Едатопи байрачних дібровних лісових екосистем

Асоціація	Трофотоп	Гігротоп
1	D	мезогігрофільний (3)
2	D	мезогігрофільний (3)
3	D, кальцефільний	мезогігрофільний (3)
4	D	гігромезофільний (2–3)
5	E	мезофільний (2)
6	E	мезофільний (2)
7	D кальцефільний	мезофільний (2)
8	D–E, бідний на азот, кальцефільний	гігромезофільний (2–3)
9	D	мезофільний (2)
10	D	гігромезофільний (2–3)
11	D, бідний на азот, кальцефільний	мезофільний (2)
12	D, бідний на азот, кальцефільний	мезофільний (2)
13	D	гігромезофільний (2–3)
14	D, кальцефільний	мезогігрофільний (3)
15	D	мезогігрофільний (3)
16	D	гігромезофільний (2–3)
17	D, кальцефільний	мезогігрофільний (3)
18	E	гігромезофільний (2–3)
19	D	мезогігрофільний (3)
20	D	гігромезофільний (2–3)
21	D	гігромезофільний (2–3)
22	D	мезогігрофільний (3)
23	D	мезогігрофільний (3)
24	D	гігрофільний (3–4)
25	D	гігрофільний (3–4)
26	D	мезогігрофільний (3)
27	D	гігромезофільний (2–3)
28	D	мезогігрофільний (3)
29	D–E	гігрофільний (3–4)
30	D–E	гігрофільний (3–4)
31	D, бідний на солі	мезогігрофільний (3)
32	D	мезогігрофільний (3)
33	D, нітрофільний, бідний на солі	мезогігрофільний (3)
34	D, нітрофільний, бідний на солі	мезофільний (2)
35	D, бідний на солі	мезогігрофільний (3)
36	D, нітрофільний, бідний на солі	мезогігрофільний (3)
37	E	гігрофільний (3–4)
38	D	мезогігрофільний (3)
39	D	мезогігрофільний (3)
40	D, кальцефільний	мезогігрофільний (3)
41	D	гігромезофільний (2–3)
42	D, кальцефільний	гігромезофільний (2–3)
43	D, кальцефільний	мезогігрофільний (3)
44	D, кальцефільний	мезогігрофільний (3)
45	D–E, кальцефільний, бідний на азот	мезогігрофільний (3)
46	E	гігрофільний (3–4)
47	E	гігрофільний (4)
48	E	мезогігрофільний (3)

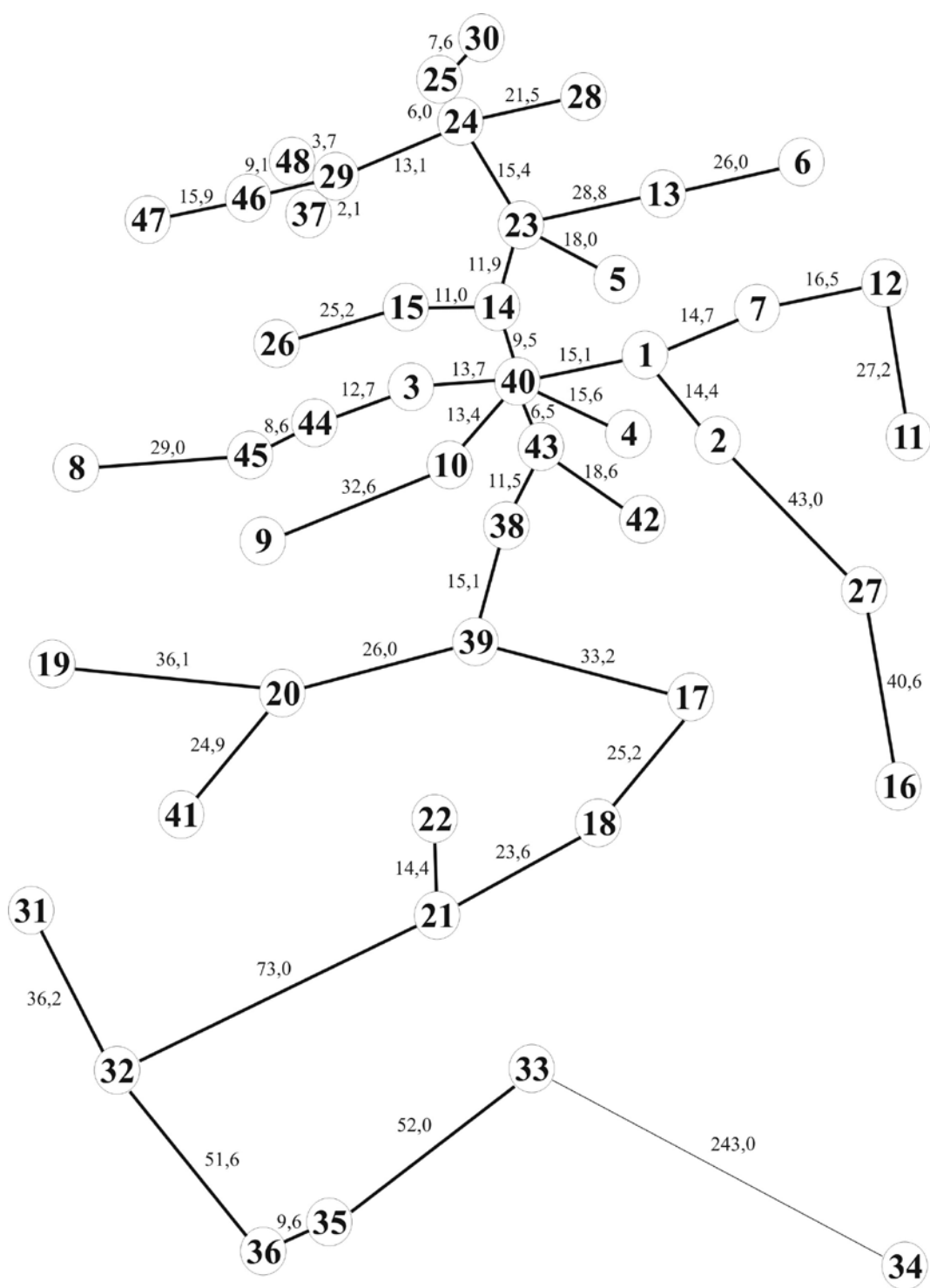


Рис. 1. Дендрограма близькості екотопів лісових екосистем байрачних дібров

1) в'язо-ясеневих і в'язо-липо-ясеневих дібров мезогігрофільних; 2) мезофільний ряд високофіалково-п'янкубутеневих, мікелеосокових і чорнокленово-ясеневих дібров-нозірочникових дібров; 3) мезогігрофільний ряд переважно кальцефільних та бідних на азот екотопів схилів південної експозиції; 4) мезофільний ряд п'янкубутеневих та дібровнозірочникових дібров; 5) ряд звичайнорозхідникових мезогігрофільних і гігромезофільних дібров і гігромезофільний – мезофільний ряд дібров високофіалкових. Наприкінці ряд переходить до групи конвалієвих і копитнякових угруповань, далі, міськогравілатових дібров мезогігрофільних та гігромезофільних.

Таким чином, визначені типи лісорослинних умов формують складну комплексну систему рядів гігрогенного заміщення та зростання режиму освітлення під лісовим наметом. Завершує дендрограму система слабо пов'язаних між собою кропивних, копитнякових і яглицевих угруповань тальвегів балок, які формуються на багатих на гумус і бідних на солі едафотопях. Окрему, слабо пов'язану з іншими екотопами, групу за типами лісорослинних умов також формують мезофільні нітрофільні яглицеві діброви тальвегів балок.

Результати ординації методом багатовимірного неметричного шкалювання наведено на рисунку 2 (представлені центроїди груп). Як видно з рисунка, байрачні діброви в переважній більшості досить чітко відокремлюються у просторі двох перших осей NMS. З іншого боку, для більшості визначених угруповань за першою – третьою осями NMS чітко визначається ординаційний ряд екосистем на байрачних схилах. Другий ординаційний ряд розташований «перпендикулярно» схиловому ряду, менш чітко виражений і формується угрупованнями тальвегів балок. Отже, екосистеми байрачних схилів і тальвегів балок мають принципово різну ценотичну структуру, формуючи окремі ординаційні ряди.

Як видно з даних кореляційного аналізу (табл. 3), провідними факторами формування ценотичної структури є режим термоклімату (перша вісь NMS), ґрунтове зволоження (друга вісь NMS) та освітленість (третья вісь NMS).

Таблиця 3

Ідентифікація осей NMS лісових екосистем байрачних дібров

Ось	<i>Tm</i>	<i>Kn</i>	<i>Om</i>	<i>Cr</i>	<i>Hd</i>	<i>Tr</i>	<i>Rc</i>	<i>Nt</i>	<i>Lc</i>	<i>Hm</i>
NMS-1	-0,49	0,09	-0,19	-0,19	-0,06	0,40	0,28	-0,44	0,19	0,13
NMS-2	0,19	0,26	–	-0,33	-0,44	-0,38	–	0,12	-0,05	–
NMS-3	0,34	-0,23	–	0,24	-0,15	0,09	0,06	-0,08	-0,58	-0,42

Примітка: показано лише значущі коефіцієнти тау Кендала.

Отже, ценотична структура байрачних дібров формується під впливом у першу чергу температурного режиму (радіаційного балансу різних третин схилів і схилів різної експозиції) і пов'язаних із факторами схилу режимів ґрунтового зволоження та освітленості. При цьому ценотичну ординацію визначають саме терморегим і освітленість (див. рис. 2 знизу). Режим ґрунтового зволоження, сольовий і азотний режими ґрунту впливають на типологічне різноманіття в межах подібних за терморегимом і освітленістю угруповань і визначають типологічне різноманіття в межах певної третини схилу.

Вищенаведене підтверджується даними ординації байрачних дібров в еколого-ценотичному просторі (рис. 3). Чітко визначається ряд еколого-ценотичного заміщення дібров на схилах, кропивні, копитнякові та яглицеві гігромезофільні та мезогігрофільні угруповання тальвегів балок формують окремий еколого-ценотичний ряд, практично не пов'язаний із рядом схилових дібров.

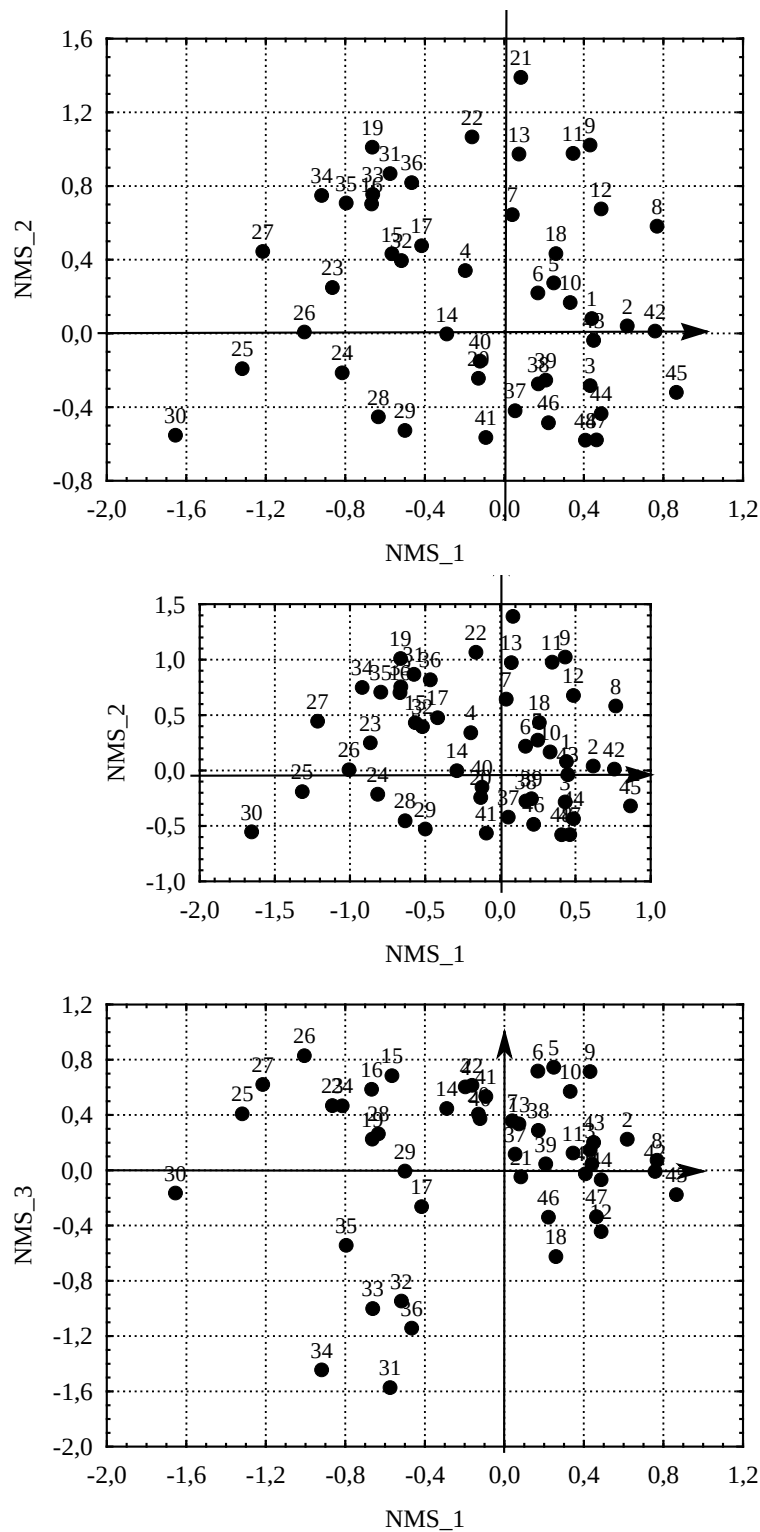


Рис. 2. Ординація екосистем байрачних дібров у просторі осей неметричного багатовимірного шкалювання (NMS_1 , NMS_2 – осі шкалювання)

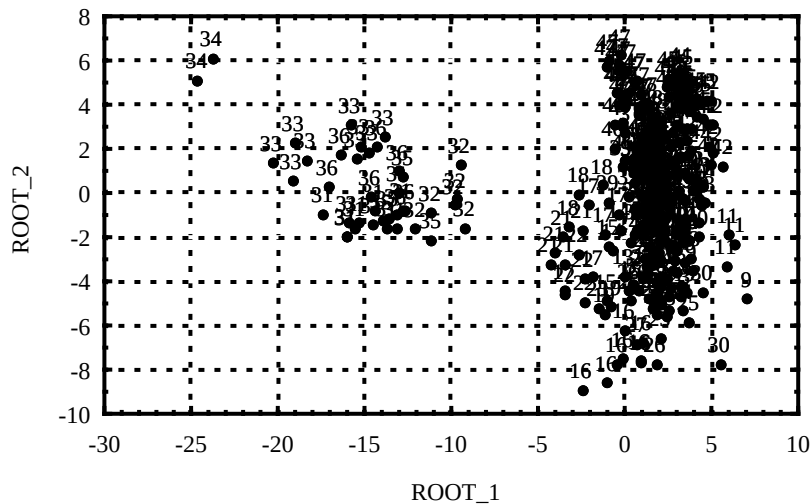


Рис. 3. Розподіл байрачних дібровних екосистем в еколого-ценотичному просторі (ROOT_1 і ROOT_2 – осі перших дискримінантних функцій)

Яглицеві мезофільні діброви характеризуються специфічними типами лісорослинних умов і ценотичною структурою, відмінною від інших байрачних дібров не тільки схилів, а і тальвегів балок.

Висновки

Аналіз лісової рослинності байрачних дібров північностепового Придніпров'я методами багатовимірної статистики та фітоіндикації дозволяє визначати типологічні одиниці, деталізувати та уточнити типологію байрачних лісів О. Л. Бельгарда. Визначені лісотипологічні одиниці розрізняються за умовами екотопу та ценотичними характеристиками та формують декілька рядів екотопічного заміщення, що визначаються у першу чергу впливом термічних факторів, освітленості та режиму ґрунтового зволоження. Для досліджених байрачних дібров визначаються два різко відмінні еколого-ценотичні ряди – екосистем байрачних схилів і екосистем тальвегів балок. Зазначені ряди чітко розрізняються як за типом лісорослинних умов, так і за ценотичною будовою рослинності. Едафічні фітоіндикаційні показники дібровних лісів не завжди відповідають визначенням у типологічній схемі О. Л. Бельгарда рядам трофотопів. За режимами гумусу та сольовим трофотоп *E* фітоіндикаційними методами не визначається.

Бібліографічні посилання

1. **Бельгард А. Л.** Лесная растительность юго-востока УССР. – К. : КГУ, 1950. – 263 с.
2. **Бельгард А. Л.** Степное лесоведение. – М. : Лесн. пром-сть, 1971. – 336 с.
3. **Емшанов Д. Г.** Методы пространственной экологии в изучении лесных экосистем / Д. Г. Емшанов. – К. : Меркьюри Глоуб Юкрейн, 1999. – 220 с.
4. **Заугольнова Л. Б.** Иерархический подход к анализу лесной растительности малого речного бассейна (на примере Приокско-Террасного заповедника) // Ботан. журн. – 1999. – Т. 84, № 8. – С. 42–56.
5. **Методы изучения лесных сообществ.** – СПб : НИИХимии СПбГУ, 2002. – 240 с.
6. **Назаренко Н. М.** Екологічні особливості бересто-пакленових дібров в підзоні чорнозему звичайного: Автореф. дис. ... канд. с.-г. наук: 06.03.03. – Х. : Укр. наук.-дослід. ін-т ліс. госп-ва та агролісомеліорації ім. Г. М. Висоцького, 2003. – 20 с.

7. **Определитель** высших растений Украины / Д. Н. Доброчаева, М. И. Котов, Ю. Н. Прокудин и др. / Под ред. Ю. Н. Прокудина. – К. : Наук. думка, 1987. – 548 с.
8. **Пузаченко Ю. Г.** Анализ организации растительного покрова методами ординации / Ю. Г. Пузаченко, А. Г. Санковский // Журнал общей биологии. – 1992. – Т. 53, № 6. – С. 757–773.
9. **Смирнова О. В.** Объем счетной единицы при изучении ценопопуляций растений различных биоморф // Ценопопуляции растений (Основные понятия и структура). – М. : Наука, 1976. – С. 72–80.
10. **Смирнова О. В.** Структура травяного покрова широколиственных лесов. – М. : Наука, 1987. – 208 с.
11. **Ханина Л. Г.** Новый метод анализа лесной растительности с использованием многомерной статистики (на примере заповедника Калужские Засеки) / Л. Г. Ханина, В. Э. Смирнов, М. В. Бобровский // Бюлл. МОИП. Отд. биол. – 2002. – Т. 107, вып. 1. – С. 40–47.
12. **Persson S.** Ecological indicator values as an aid in the interpretation of ordination diagrams // Journ. of Ecol. – 1981. – Vol. 69, N 1. – P. 71–84.
13. **Zimmerman G. M.** Use of an improved statistical method for group comparisons to study effects of prairie fire / G. M. Zimmerman, H. Goetz, P. W. Mielke // Ecology. – 1985. – Vol. 66, N 2. – P. 606–611.

Надійшла до редколегії 15.05.2012

УДК 581.526.45:631.559(292.485)(477.5)

Л. Д. Орлова

Полтавський національний педагогічний університет ім. В. Г. Короленка

ВРОЖАЙНІСТЬ ЛУЧНИХ ФІТОЦЕНОЗІВ ЛІВОБЕРЕЖНОГО ЛІСОСТЕПУ УКРАЇНИ

Показано наслідки дослідження врожайності різних типів лучних фітоценозів Лівобережного Лісостепу України. Накопичення сіна залежить від типу лук, їх частини та погодних умов. Накопичення сіна розподілене на три групи. Більша частина обстежених лук формувала надземну масу на рівні середніх значень. У випадку заплавлених – це практично половина, суходільних і низинних – від третини до половини вивчених угідь. Доведено збільшення врожайності за умов установа охоронного режиму та зменшення господарського навантаження.

Л. Д. Орлова

Полтавский национальный педагогический университет им. В. Г. Короленко

УРОЖАЙНОСТЬ ЛУГОВЫХ ФИТОЦЕНОЗОВ ЛЕВОБЕРЕЖНОЙ ЛЕСОСТЕПИ УКРАИНЫ

Представлены результаты изучения урожайности разных типов луговых фитоценозов Левобережной Лесостепи Украины. Накопление сена зависит от типа луга, его части и погодных условий. Накопление сена распределено на три группы. Большая часть исследованных лугов формировала надземную массу на уровне средних значений. В случае заливных лугов – это практически половина, суходольных и низинных – от трети до половины. Доказано увеличение урожайности при введении режима охраны и уменьшении хозяйственного использования.

L. D. Orlova

V. G. Korolenko Poltava State Pedagogical University

PRODUCTIVITY OF POIC PLANT COMMUNITIES OF THE LEFT-BANK FOREST-STEPPE OF UKRAINE

Research results on the productivity of different types of poic plant communities of the left bank forest-steppe of Ukraine are presented. It is shown that the accumulation of aboveground mass depends on the type of a meadow, its part and weather conditions. The accumulation rate can be divided into three groups. Most of the studied meadows had the mean value of aboveground mass: a half of water meadows and from a third to a half of upland and lowland meadows. The conservation status and reducing the economic burden increase the productivity.

Вступ

Вивчення продуктивності рослинного покриву як сукупності процесів утворення органічної речовини, накопичення та її перетворення залишається однією з головних проблем науковців і практиків. Особливе значення має вивчення цього боку життєдіяльності лучних фітосистем – природної бази розвитку тваринництва, інших напрямів життя суспільства [18]. Лучні травостої являють собою природні утворення,

які у структурно-функціональному відношенні адаптивно пов'язані, та водночас внутрішньо суперечливі результати єдності абіотичних і біотичних компонентів: клімату, ґрунтів, фітоценозу, зооценозу та мікробіоценозу. Останні в них, вступаючи між собою, як правило, «за допомогою серії ланок проміжного порядку» у складну взаємодію, характеризуються на тій або іншій території певним типом обміну речовин і енергії, утворюючи складні екологічні системи, що розрізняються за багатьма параметрами.

До лук як своєрідного типу біогеоценозів і невід'ємного елемента сучасних ландшафтів відносять такі природні утворення, автотрофний блок яких складається в основному з угруповань багаторічних мезофітів (рослин, які для свого нормального існування вимагають середніх умов родючості, зволоження, аерації, теплового режиму та інших факторів), що вегетують протягом усього теплого періоду року без явно вираженої літньої депресії. У лісостеповій зоні України на луках помітно посилюється ксерофітизація трав'янистої рослинності, а у пониженнях із поширенням типових солонців і солончаків – галофітизація [3]. Але в таких фітоценозах багаторічні мезофіти також складають панівну або содомінантну групу. Тому врожайність різних типів лучних фітоценозів (заплавних, суходільних, низинних) буде неоднаковою, великою мірою залежатиме від умов зовнішнього середовища.

Г. І. Дурнев і В. В. Сичов [8] при сінокісному використанні суходільних лук наводять запаси сіна на рівні 19,5–36,9 ц/га залежно від експозиції. Для лук північного заходу нечорноземної зони СРСР дається врожайність 23,5–29,8 ц/га на супіщаних ґрунтах та 19,4–33,5 ц/га на важких суглинках [18]. О. С. Аtkін і Л. І. Аtkіна [1] наводять продуктивність лісових лук в інтервалі 2,0–106,0 ц/га. Фітомаса лучних біогеоценозів Карпат знаходиться в межах 30,0 ц/га для червонокостричників та 20,7 ц/га для біловусників [2]. Н. П. Дружиніна [7] дає максимальні показники продуктивності для різних представників у межах 0,74–89,0 г/м². К. А. Куркін [13] для заплавних лук наводить валову врожайність залежно від типу травостою, 3,0–82,0 ц/га повітряно-сухої маси, В. А. Мартиненко – 4,2–32,7 ц/га [16], Н. С. Котеліна – 2–38 ц/га [11]. Б. Є. Якубенко [22] для заплавних лучних угідь дає врожайність 4,0–6,0 т/га, суходільних – 1,4–3,0 т/га. Для різних типів лучних асоціацій Білорусі наводяться показники 34,4–48,7 ц/га [20]. На луках Північного Забайкалля продуктивність фітомаси складала 17,2–64,1 ц/га [17], Сибіру – 20–40 ц/га [15]. Продуктивність лучних травостоїв Нечорноземної зони коливається в інтервалі 3–50 ц/га залежно від флористичного складу [14]. Вказано, що продуктивність лучних угруповань дуже змінюється при їх деградації: наводяться приклади запасу фітомаси від 117,5 до 364,0 г/м² [5].

На продуктивність лук впливає багато факторів, як зовнішніх, так і внутрішніх. Зокрема, В. Сведерський [24] зміни флористичного складу угруповань, їх продуктивність пов'язує з рельєфом, у тому числі зі зміною товщини ґрунтового шару, механічним складом ґрунтів і вмістом у них гумусу, азоту та гумінових кислот, вологості ґрунту тощо. Також велику роль у підвищенні ефективності агропромислової галузі, за даними ФАО, відіграє азотфіксація [23], використання препаратів із різнобічною дією, добрив тощо [24–29].

Роботи щодо врожайності лучних фітоценозів регіону на сучасному етапі практично відсутні або обмежені невеликими територіями. Основна мета нашого дослідження – встановити врожайність лучних травостоїв Лівобережного Лісостепу України.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили на заплавних, суходільних і низинних луках Лівобережного Лісостепу України. Врожайність надземної частини лучних фітоценозів установ-

лювали шляхом прямого зважування або розраховували відповідно до рекомендацій Г. І. Дурнєва та В. В. Сичова [8], з урахуванням робіт В. С. Іпатова [10], В. І. Горіна, С. Н. Савкіної [4]. Результати опрацьовані методами варіаційної статистики [6].

Результати та їх обговорення

На обстежених луках урожайність сіна за роки спостережень перебувала в інтервалі 8,8–90,5 ц/га. На прикладі 2008–2011 рр. можна виявити різну інтенсивність утворення надземної маси лучних травостоїв. Середні показники врожайності на луках становили: у 2008 р. – $52,8 \pm 9,9$, у 2009 р. – $43,2 \pm 4,3$, у 2010 р. – $47,8 \pm 14,3$, 2011 р. – $44,8 \pm 13,4$ ц/га. Найменша врожайність спостерігалася у 2009 р., що можна пояснити складними погодними умовами порівняно з іншими роками досліджень.

Заплавні луки розташовуються у заплавах великих і малих річок із тривалими або короткими повеннями. Цей фактор істотно впливає на тривалість вегетації рослин поряд з іншими чинниками абіотичної та біотичної природи. На заплавних луках середня врожайність сухої надземної маси за всі роки спостережень була в межах 29,8–90,5 ц/га. За окремими роками встановили такі значення: 2008 р. – 41,2–85,1 ц/га, 2009 р. – 29,8–76,2 ц/га, 2010 р. – 34,2–90,5 ц/га, 2011 р. – 41,2–74,7 ц/га. Мінімальні крайні показники відрізнялися на 8,5–11,4 ц/га, а максимальні – на 1,5–15,8 ц/га.

Установлено залежність накопичення надземної маси у заплаві від температури та кількості опадів. Аналіз погодних умов 2007–2010 рр. (рис.) показав, що найгірші сезонні умови зими – весни – літа були у 2009 р., що і зумовило найменше накопичення надземної маси на луках. Зміну врожайності лучних угруповань залежно від погодних умов удвічі–учетверо спостерігали й інші автори [9; 12; 15].

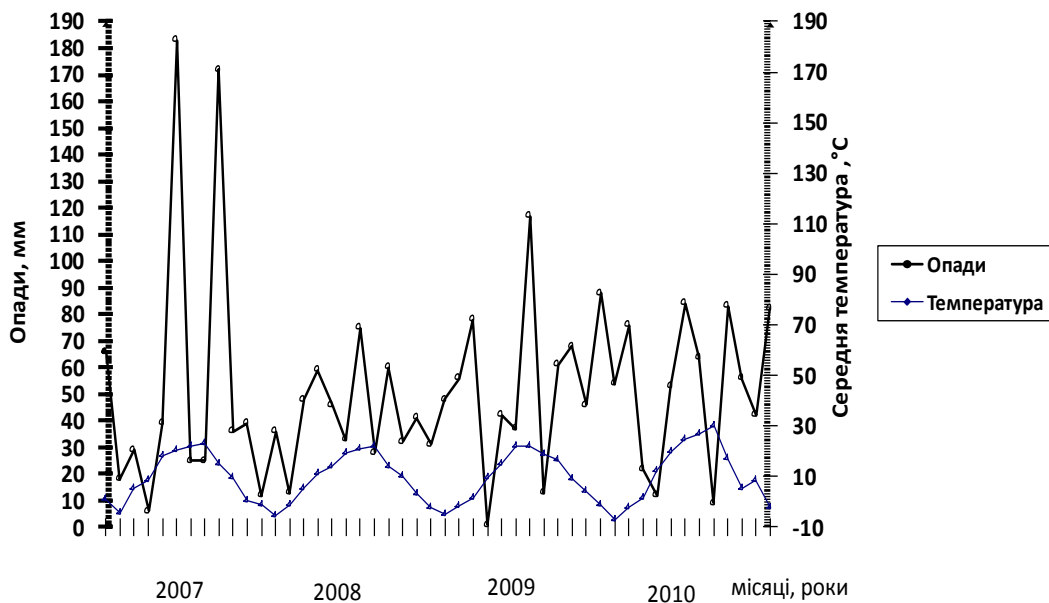


Рис. Клімадіаграма співвідношення температури та опадів у 2007–2010 рр. (за даними метеостанції м. Полтава)

Аналіз показника залежно від частини заплави показав типову картину. У прирусловій ділянці надземна маса коливалась в інтервалі 28,9–113,9 ц/га, у центральній – 30,0–113,9 ц/га, у притерасній – 21,6–79,9 ц/га. Коливання найменших значень було на рівні 1,1–8,4 ц/га, а максимальних – на 34,0 ц/га. Такі показники можна пояснити не тільки різним флористичним складом окремих частин заплави, а і неоднаковими ґрунтовими показниками.

Середня врожайність вивчених лук за частинами заплави на прикладі 2009–2011 рр. показала, що вища вона частіше на центральних ділянках. Абсолютна середня врожайність за всіма роками склала $53,4 \pm 12,3$ ц/га сіна.

Урожайність заплавлених лук умовно можна поділити на три групи. До першої ми віднесли накопичення надземної маси до 45,0, до другої – 45,0–60,0, до третьої – понад 60,0 ц/га. У 2009 р. співвідношення груп було таким: 31,3 : 56,3 : 12,4 %, у 2010 р. – 28,0 : 48,0 : 24,0 %, у 2011 р. – 28,6 : 42,8 : 28,6 %. Наведені значення показують, що найчастіше зустрічається врожайність другої групи (42,8–56,3 %). Практично половина обстежених травостоїв у заплаві мала показники другої групи.

Формування запасів сіна на охоронюваних лучних територіях перебувало в межах другої та третьої груп. На заплавлених луках різного ступеня охорони, як і в цілому по лучних травостоях у 2008–2011 рр., у 2009 р. врожайність була найменшою за наведені роки спостережень.

Суходільні луки розташовані на підвищених ділянках, часто на схилах балок. Тому ґрунтові води великої ролі у їх живленні не відіграють. Вони як за ґрунтами, так і за флористичним складом значно відрізняються від заплавлених. Такі луки близькі за флористичним складом до лучних степів і степових схилів. На суходолах за всі роки досліджень середня врожайність сіна була в інтервалі 8,8–66,2 ц/га. За роками були виявлені такі показники (на прикладі 2008–2011 рр.): 2008 р. – 28,4–66,2, 2009 р. – 8,8–47,0, 2010 р. – 23,8–52,1, 2011 – 17,1–55,4 ц/га. Як і на заплаві, мінімальні та максимальні значення відрізнялися: перші – на 8,3–11,3, другі – на 5,1–8,4 ц/га.

Установлено залежність накопичення надземної маси на суходолах від погодних умов. Найменша кількість надземної маси була (на прикладі 2008–2011 рр.) у 2009 р.

За окремими частинами (верхівка, середина, низ) суходільних лук отримали такі дані: верхні ділянки – 13,4–34,9, середні – 22,0–52,7, нижні – 27,1–66,5 ц/га. За роками (на прикладі 2008–2010 рр.) вони також суттєво відрізняються. Середня врожайність на суходільних луках була на рівні $38,0 \pm 8,8$ ц/га.

Нижні ділянки суходільних лук мали найвищу врожайність. Вона на окремих обстежених ділянках навіть наближалася до середніх значень заплавлених травостоїв.

На суходолах за всі роки спостережень також виділено три групи за врожайністю. Але інтервали груп нижчі, ніж на заплавах, що зумовлено їх нижчою здатністю до утворення надземної маси ксерофільною частиною їх флори. До першої категорії входили травостої з урожайністю до 30,0, другої – 30,0–45,0, третьої – понад 45,0 ц/га сіна. Співвідношення за групами у різні роки таке: у 2008 р. – 28,6 : 42,8 : 28,6 %, у 2009 р. – 30,8 : 38,4 : 30,8 %, у 2010 р. – 16,7 : 50,0 : 33,3 %, у 2011 р. – 37,5 : 37,5 : 25,0 %. Отримані дані свідчать, що на переважній кількості таких лук накопичується надземна маса другої групи. Але за роками спостерігаються деякі відмінності: від третини до половини досліджених лук.

У результаті заповідання у рослин підвищується врожайність надземної фітомаси [19]. На луках, які тією чи іншою мірою охороняються, виявили запаси сіна третьої групи або близькі до неї значення. Врожайність за наведеними роками на цих луках вища у 2011 р. Порівняння отриманих результатів із лучним степом

«Михайлівська цілина» (Сумська область) показало, що утворення надземної маси в нижніх частинах суходільних лук досить близьке до формування запасів травостою у степу на періодично викошуваних ділянках і перебуває на рівні третьої групи або близьких до неї значень.

Низинні луки, на відміну від раніше розглянутих, характеризуються постійним зволоженням. Показники врожайності на них частіше за все розташовуються між значеннями заплавних і суходільних травостоїв. На низинних луках врожайність була в межах 34,0–83,2 ц/га. За окремими роками отримали такі значення: 2008 р. – 54,9–76,3, 2009 р. – 34,6–75,4, 2010 р. – 34,0–55,5, 2011 р. – 36,1–83,2 ц/га. Тенденція щодо різниці мінімальних і максимальних показників, як і для заплавних і суходільних фітоценозів, зберігається. Найменші значення відрізнялися на 0,6–20,9 ц/га, найбільші – на 19,9–27,7 ц/га. Залежність від погодних умов виявляється і на низинних луках. Як і на раніше розглянутих луках, найменшою вона була у 2009 р.

Залежно від ділянки низинних травостоїв, також спостерігається диференціація за врожайністю. Вища врожайність виявилася поблизу понижень, де часто спостерігаються високорослі гігрофільні представники флори, яких на таких луках набагато більше (порівняно із заплавними та суходільними).

Три групи травостоїв за накопиченням сіна встановлені і на низинних травостоях. Вони також мали проміжний характер за інтервалом значень між заплавними та суходільними фітоценозами. Перша група включала луки з урожайністю до 40,0, друга – 40,0–60,0, третя – понад 60,0 ц/га. Співвідношення за роками дещо інше, ніж у раніше розглянутих: 2008 р. – 0,0 : 40,0 : 60,0 %, 2009 р. – 45,5 : 45,5 : 9,0 %, 2010 р. – 42,9 : 57,1 : 0,0 %, 2011 р. – 33,3 : 33,4 : 33,3 %. Такі дані можна пояснити більш-менш стабільним водним режимом, який менше залежить від опадів, ніж для інших травостоїв.

При порівнянні досліджених лук регіону з подібними травостоями у степовій частині, яка межує з лісостеповою, встановили певні відмінності. Низинні луки степової зони (Дніпропетровська обл., Царичанський р-н, поблизу сел. Шарівка та Рибалки) мали, в середньому, врожайність на $31,7 \pm 9,0$ % меншу.

На врожайність низинних лук (як і попередніх типів) впливає інтенсивність господарського використання. При встановленні режиму охорони накопичення надземної маси на них зростає, виявляються запаси сіна другої та третьої груп. Отримані показники врожайності на різних типах лук і в середньому по луках регіону свідчать про їх тісний зв'язок із погодними умовами років спостереження. Нами зроблено спробу виявити кореляцію між цими показниками (табл.).

Аналіз отриманих результатів показує чітку залежність між опадами та врожайністю. Коефіцієнт парної кореляції Пірсона перебуває в межах 0,60–0,99.

Таблиця

Кореляція між урожайністю та погодними умовами на досліджених луках

Показник	Опади	Температура
Урожайність заплавних лук	–0,6	0,8
Урожайність суходільних лук	–0,9	0,6
Урожайність низинних лук	–0,9	–0,3
Урожайність лук у цілому	0,99	–0,1

Між утворенням надземної маси лучних рослин і температурою також виявляється певна залежність. Вона менша, порівняно з опадами, але також суттєва.

Висновки

Спостерігається подібність у формуванні врожаю як у цілому по луках, так і за окремими типами, залежно від погодних умов. Максимальні та мінімальні показники по роках іноді відрізнялися досить суттєво. Більша частина обстежених лук накопичувала надземну масу на рівні середніх значень. У випадку заплавних це була практично половина, суходільних і низинних – від третини до половини вивчених угідь. На формування травостою суттєво впливають флористичний склад і частина лук. На заплаві найбільші запаси сіна – на прирусловій і, частіше, центральній частині, на суходолах – в основі схилу, на низинах – поблизу невеликих знижень. Установлення охоронного статусу та зменшення господарського навантаження сприяє збільшенню показників накопичення сіна на всіх луках.

Бібліографічні посилання

1. **Аткин А. С.** Структура и продуктивность лесных лугов / А. С. Аткин, Л. И. Аткина. – Новосибирск : Наука, 1986. – 129 с.
2. **Біологічна** продуктивність лучних біогеоценозів субальпійського поясу Карпат / За ред. К. А. Малиновського. – К. : Наук. думка, 1974. – 344 с.
3. **Боговін А. В.** Трав'янисті біогеоценози, їхнє поліпшення та раціональне використання / А. В. Боговін, І. Т. Слюсар, М. К. Царенко. – К. : Аграрна наука, 2005. – 360 с.
4. **Горин В. И.** К вопросу о корреляции между проективным покрытием и массой травянистых растений / В. И. Горин, С. Н. Савкина // Ботан. журн. – 1990. – Т. 75, № 1. – С. 111–115.
5. **Горчаковский П. Л.** Антропогенная трансформация и восстановление продуктивности луговых фитоценозов. – Екатеринбург : Изд-во «Екатеринбург», 1999. – 156 с.
6. **Доспехов Б. А.** Методика полевого опыта: (С основами статистической обработки данных). – М. : Колос, 1979. – 416 с.
7. **Дружинина Н. П.** Опыт применения статистических методов при определении продуктивности надземной части травостоя // Ботан. журн. – 1968. – Т. 53, № 8. – С. 1138–1145.
8. **Дурнев Г. И.** Определение биологической продуктивности травостоя без взвешивания / Г. И. Дурнев, В. В. Сычов // Кормопроизводство. – 1999. – № 6. – С. 11–12.
9. **Зайкова В. А.** Динамика луговых сообществ. – Л. : Наука, 1980. – 216 с.
10. **Ипатов В. С.** О корреляции между проективным покрытием и весом травянистых растений // Ботан. журн. – 1963. – Т. 42, № 7. – С. 991–992.
11. **Котелина Н. С.** Динамика луговой растительности долины реки Вычегды. – Л. : Наука, 1967. – 85 с.
12. **Куркин К. А.** Системные исследования динамики луговых биогеоценозов. – М. : Наука, 1976. – 284 с.
13. **Куркин К. А.** Методика оценки продуктивности Окской поймы на основе эколого-генетической классификации // Ботан. журн. – 2005. – Т. 90, № 5. – С. 768–778.
14. **Луга Нечерноземья** / Под ред. А. Г. Воронова. – М. : МГУ, 1984. – 160 с.
15. **Максимов А. А.** Структура и динамика биогеоценозов речных долин. – Новосибирск : Наука, Сиб. отд., 1974. – 26 с.
16. **Мартыненко В. А.** Флористический состав кормовых угодий европейского Северо-Востока СССР. – Л. : Наука, 1989. – 136 с.
17. **Осипов К. И.** Луга Северного Забайкалья. – Новосибирск : Наука, 1985. – 138 с.
18. **Продуктивность** луговых сообществ / Под ред. В. М. Понятковской. – Л. : Наука, 1978. – 287 с.
19. **Сезонная** динамика степных, лугостепных и луговых сообществ / Под ред. Е. В. Никитина. – Фрунзе : Илим, 1975. – 240 с.
20. **Шербач С. Р.** Эдафо-фитоценологическое изучение луговых биогеоценозов поймы верхнего течения р. Березины : Автореф. дисс. ... канд. биол. наук : 03.00.05 – Ботаника. – Мн., 1979. – 30 с.

21. **Якубенко Б. Є.** Природні кормові угіддя Лісостепу України : флора, рослинність, динаміка, оптимізація : Автореф. дис. ... д-ра біол. наук : 03.00.05 – Ботаніка. – К., 2007. – 47 с.
22. **A global** review of crop requirements, supply, and environmental impact on nutrient sulphur balance / S. P. Ceccotti, D. L. Messick, W. J. Cram et al. // Sulphur metabolism in higher plants: Molecular, ecological and nutritional aspects. – Leiden : Backhuys Publishers, 1997. – P. 153–163.
23. **FAO** solis bulletin № 3. Application of nitrogen fixing systems in soil management. – Roma : FAO, 1982. – 188 p.
24. **Hojjati S. M.** Amino acid patterns of kidney beans grown under different S and K regime // Agron. J. – 1976. – Vol. 68, N 6. – P. 668–671.
25. **Jena G. B.** Mutagenicity of an organophosphate insecticide acephate – an *in vivo* study in chicks / G. B. Jena, S. P. Bhunya // Mutagenesis. – 1994. – Vol. 9. – P. 319–324.
26. **Kosjan A. M.** Sulfur nutrition and sulfur organic compound accumulation in garlic bulb / A. M. Kosjan, A. V. Kharlamov, M. M. Mitsienko // 11th World Fertiliser Congress: Fertilisation for Sustainable Plant Production and Soil Fertility. – Vol. 2. – Gent, Belgium, 1997. – P. 201–208.
27. **Marschner H.** Mineral Nutrition of Higher Plants. – 2nd ed. – London : Academic Press, 1995. – 889 p.
28. **Physiological** functions and environmental relevance of sulfur-containing secondary metabolites / E. Chung, L. J. De Kok et al. // Sulfur nutrition and assimilation in higher plants: Regulatory agricultural and environmental aspects. – The Hauge: SPB Academic Publishing bv, The Hauge, 1993. – P. 179–190.
29. **Swederski W.** Dalsze badania nad podniesieniem wydajności polonin wschodniokarpackich / W. Swederski, B. Szafran // Nakładem Państw. Ins-tu nauk. gosp. wiejsk. w Puławach, 1937. – T. 14. – S. 267–308.

Надійшла до редколегії 05.06.2012

УДК 599:574.4+577.15

О. Є. Пахомов, О. М. Василюк

Дніпропетровський національний університет ім. Олеса Гончара

ВПЛИВ АНТРОПОГЕННИХ ФАКТОРІВ НА АКТИВНІСТЬ ТРАНСФЕРАЗ НА ФОНІ СЕРЕДОВИЩЕТВІРНОЇ ФУНКЦІЇ ССАВЦІВ

Середовищетвірна активність ссавців має велике значення для нейтралізації забруднення на техногенно трансформованих територіях. Екскреторна та рийна активність деяких видів ссавців проявляється зниженням активності аланінамінотрансферази (АлАТ) на 59–62 % на фоні стабілізації активності аспартатамінотрансферази (АсАТ). Показано токсичну дію іонів цинку на водорозчинну фракцію білка в умовах комбінованої дії антропогенних чинників. Комбінований вплив рийної активності ссавців і цинку сприяв підвищенню ($t/t_{0,05} = 1,15$ та $1,42$) активності АлАТ на фоні зниження активності АсАТ ($t/t_{0,05} = 1,22$ та $1,15$). В умовах антропогенного навантаження великого значення набувають прості та чутливі методи визначення змін навколишнього середовища з використанням трансаміназ.

А. Е. Пахомов, Е. М. Василюк

Днепрпетровский национальный университет им. Олеса Гончара

ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ НА АКТИВНОСТЬ ТРАНСФЕРАЗ НА ФОНЕ СРЕДООБРАЗУЮЩЕЙ АКТИВНОСТИ МЛЕКОПИТАЮЩИХ

Средообразующая активность млекопитающих имеет большое значение для нейтрализации загрязнения техногенно трансформированных территорий. Экскреторная и роющая активность млекопитающих проявляется снижением активности аланинаминотрансферазы (АлАТ) на 59–62 % на фоне стабилизации активности аспартатаминотрансферазы (АсАТ). Показан токсический эффект цинка на водорастворимую фракцию белков в условиях комбинированного действия антропогенных факторов. Комбинированное воздействие роющей активности млекопитающих и цинка повышает ($t/t_{0,05} = 1,15$ и $1,42$) активность АлАТ на фоне снижения активности АсАТ ($t/t_{0,05} = 1,22$ и $1,15$). В условиях антропогенных нагрузок на экосистемы большое значение имеют простые и чувствительные методы определения изменения факторов окружающей среды с использованием трансаминаз.

О. Е. Pakhomov, О. М. Vasylyuk

Oles' Honchar Dnipropetrovsk National University

ANTHROPOGENIC INFLUENCE ON THE TRANSAMINATION ENZYMES ACTIVITY UNDER THE ENVIRONMENTAL FORMING MAMMALS ACTIVITY

Mammals' environmental forming activity has great importance for the neutralisation of transformed technogenic and polluted soils. Mammals' fossorial activity and excretions inhibit alanine aminotransferase (ALT) activity by 59–62 % under the stabilizing effect of aspartate aminotransferase (AST). The toxic effect of zinc ions on water-soluble protein fraction under the combined effect of anthropogenic factors is shown. The combined effect of mammals fossorial activity and zinc increases the ALT activity ($t/t_{0,05} = 1.15$ and 1.42 respectively) against decreasing AST activity ($t/t_{0,05} = 1.22$ and 1.15). The great impor-

tance is given to simple and sensitive indicators of environmental changes: transaminases and water-soluble enzymes fractions connected with biosynthesis process.

Вступ

Цинк – есенціальний мікроелемент, кофактор багатьох ферментів, що беруть участь у метаболізмі нітрогену, фотосинтезі, біосинтезі нуклеїнових кислот, білків тощо. При підвищених концентраціях *Zn*, як і інші метали, токсично впливає на ріст і морфогенез рослин [11]. Велика кількість праць вивчає накопичення *Zn* у вимикачів і гіперакумуляторів двох контрастних груп рослин, що накопичують метал у підземних або надземних органах [7; 12].

Істотно менше відомо про розподіл *Zn* на тканинному рівні у кореневій системі [19], що необхідно для розуміння механізмів його токсичної дії, морфофізіологічних механізмів детоксикації. Зростання кореня визначається поділом клітин, їх розтягненням. Коріння рослин забезпечує першу ланку захисту від токсичної дії важких металів (ВМ) при їх надходженні до рослини (відбувається інгібування її росту та розвитку). Коріння рослин часто використовують як тест-об'єкт при вивченні токсичної дії різних ВМ [7; 22]. У попередніх дослідженнях з'ясовано розподіл цинку по тканинах паростків кукурудзи. Цинк виявлено в усіх тканинах кореня. У клітинних оболонках його більше [13; 14], ніж у протопластах. В апікальній і середній ділянках (меристема та зона розтягування), а також у зростаючих примордіях бічних коренів цинк виявлявся також у значних кількостях. Найменший вміст металу виявлено в клітинах серцевини. *Zn* впливав не тільки на розподіл, а і на розтягнення клітин. Результати гістохімічного та кількісного аналізу розподілу та накопичення *Zn* у коренях і пагонах паростків кукурудзи свідчать про належність кукурудзи до рослин-вимикачів, що накопичують *Zn* переважно у підземних органах, примордіях бічних коренів, у результаті надходження із провідних тканин, про що свідчить його низький вміст у клітинах, що оточують примордії. Пересування *Zn* у меристематичні клітини може пояснюватися його участю у ростових процесах, а, з іншого боку, побічно свідчить про можливі відмінності у внеску апопластного та симпластного шляху при його пересуванні по тканинах у різних ділянках кореня [7]. Зв'язування *Zn* із матеріалом клітинних оболонок може розглядатися як один із можливих механізмів детоксикації [2; 6; 13].

Співвідношення вмісту металу в апопласті та протопласті може бути різним у рослин – вимикачів та гіперакумуляторів, що, у свою чергу, може бути наслідком різної ефективності механізмів транспорту ВМ у вакуолі клітин кореня і їх завантаження в судини ксилеми [7; 19]. *Zn* обмежено надходить у вакуолі клітин кореня та значно – у судини ксилеми у гіперакумулятора *Thlaspi caerulescens* L. порівняно з вимикачем *T. arvense* L., тому що у *T. caerulescens* L. високий внутрішньоклітинний рівень гістидину [11]. Підвищений вміст металу у вакуолях клітин кореня *T. arvense* L. (вимикач) порівняно з *T. caerulescens* L. (гіперакумулятор) спостерігався і тоді, коли його вміст у апопласті обох видів був подібним [15]. Вміст *Zn* у цитоплазмі гіперакумуляторів дуже низький [14]. Таким чином, токсичний вплив ВМ порушує два основні процеси, що визначають ріст кореня: розподіл і розтягнення клітин [2; 8]. Зниженню токсичного впливу іонів цинку сприяють екологічні чинники, а саме екскреторна та рийна активність ссавців. Екскреторна та рийна активність *Mammalia* має велике значення для процесів ґрунтоутворення [1; 9; 10; 16; 18], сприяє формуванню видового різноманіття ґрунтового зооценозу [1]. Безпосередньо впливаючи на розвиток автотрофів, ґрунторії опосередковано формують ґрунтотвірні процеси та підвищують видове різноманіття

рослин [1]. Значний вміст ВМ стимулює вивчення їх впливу та міграції в умовах екскреторної та рийної активності ссавців [1].

Мета цієї роботи – оцінити вплив антропогенного навантаження на функціональну активність трансфераз на фоні середовищевірної активності ссавців в умовах степового Придніпров'я.

Матеріал і методи досліджень

У цьому дослідженні визначено вплив екскреторної (на прикладі *Sus scrofa* L. та *Capreolus capreolus* L.) та рийної активності (на прикладі малих ґрунторіїв) *Mammalia* на ріст і розвиток деяких рослин в умовах підвищеного вмісту солей цинку, що має велике значення для відновлення біорізноманіття в умовах антропогенного навантаження [3; 22; 23]. Для визначення ступеня впливу ВМ на навколишнє середовище потрібні досить чутливі індикатори – ферменти азотного метаболізму. У зв'язку з цим вивчено вплив екскреторної та рийної активності *Mammalia* на ріст і розвиток *Glechoma hederacea* L. (як домінантного виду травостою) за допомогою визначення динаміки активності ферментів азотного метаболізму (нМоль піровіноградної к-ти/мл·с) аспартатамінотрансферази (АсАТ, КФ 2.6.1.1) та аланінамінотрансферази (АлАТ, КФ 2.6.1.2) та вмісту білків водорозчинної фракції (мг/мл) в умовах підвищеного вмісту солей цинку. АсАТ і АлАТ – частина ферментативної системи, за допомогою якої утилізується первинний продукт фотосинтезу в аспартатної групи C_4 -рослин – аспартат. У роботі достовірно вважали різницю між вибірками при $p < 0,05$ [5].

Дослідження здійснювали в умовах Присамарського міжнародного біосферного стаціонару ім. О. Л. Бельгарда (с. Андріївка Новомосковського району Дніпропетровської області). Як контроль обрано територію без впливу ссавців і незабруднену цинком (липо-ясенева діброва із зірочником ланцетolistним (*Stellaria holostea* L.)). Цинк вносили у ґрунт у вигляді солі $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ – 1,15, 5,75 та 11,50 г/м², що відповідає 1, 5 та 10 ГДК. Через місяць після внесення солі цинку згідно з методикою визначено загальну активність ферментів АлАТ та АсАТ як індикаторів забруднення екосистем [3; 4; 16; 20; 21] та концентрацію водорозчинної фракції білка в листках *Glechoma hederacea* L., що домінувала у даному травостої. Дослід виконували за такою схемою:

– екскреторна функція: контроль (ділянка без забруднення *Zn* та активності ссавців) та ділянка з екскреторною активністю *Mammalia*;

– рийна функція: контроль (ділянка без забруднення *Zn* та активності *Mammalia*), порий *Mammalia*, контроль *Zn* 1 ГДК, комбінований вплив порию та *Zn* 1 ГДК, контроль *Zn* 5 ГДК, комбінований вплив порию та *Zn* 5 ГДК, контроль *Zn* 10 ГДК, комбінований вплив порию та *Zn* 10 ГДК.

Результати та їх обговорення

Екскреторна функція *Sus scrofa* L. та *Capreolus capreolus* L. сприяла зниженню активності АлАТ (на 60 та 62 %), АсАТ (на 23 та 35 %) та білка (на 5 та 35 % відповідно). В умовах рийної активності активність АлАТ знизилась на 75 %, АсАТ – на 20 %, концентрація білка достовірно не відрізнялась ($t/t_{0,05} = 0,35$) від контролю (без забруднення *Zn* та активності *Mammalia*) в усіх варіантах дослід. В умовах впливу екскрецій активність АлАТ зазнала інгібування на 60 %, АсАТ – на 20 %, концентрація білка знизилась на 10 %. Таким чином, чутливішою до зміни екологічних чинників виявилася АлАТ, але активність даного ензиму перекривалась підвищеною роботою АсАТ, що значно заощаджує ресурси організму в умовах стресу. Гальмування процесів метаболізму нітрогену активніше відбувалося в умовах екскреторної активності *Capreolus*

capreolus L., ніж під впливом *Sus scrofa* L. Рийна активність і екскреторна функція ссавців не сприяли відновленню активності трансаміназ, тобто нормалізації процесів метаболізму нітрогену, що пов'язано із незначним терміном екологічного впливу (рис.).

Визначаючи комбінований вплив рийної активності *Mammalia* та забруднення цинком на загальну активність АлАТ, спостерігали достовірне зниження показника відносно контролю (без забруднення *Zn* та активності *Mammalia*) на 50–81 %, тоді як для АсАТ відбувалось недостовірне підвищення активності на 13–35 % відносно контролю (табл. 1).

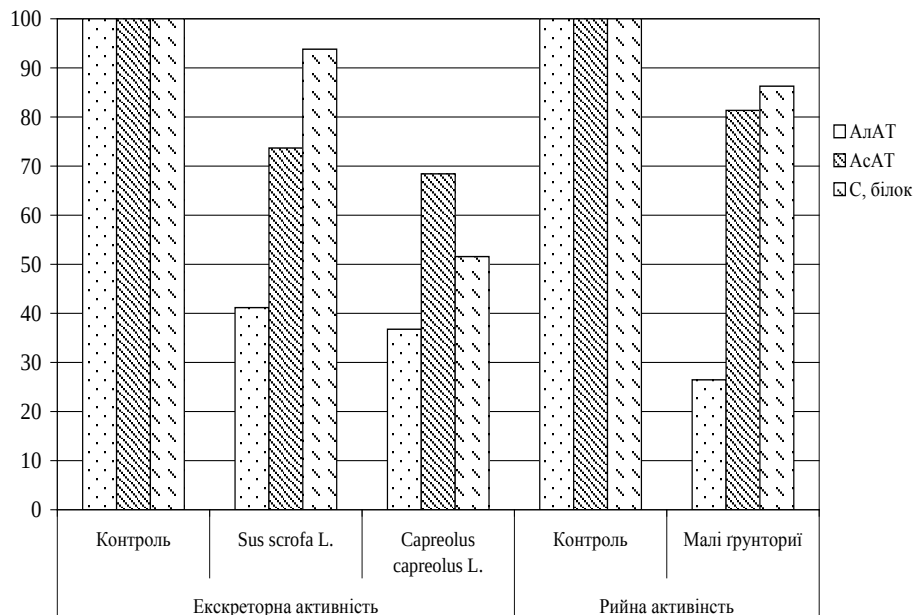


Рис. Вплив екскреторної та рийної активності ссавців на активність ферментів класу трансфераз і концентрацію водорозчинної фракції білків у листках *Glechoma hederacea* L.

Таблиця 1

Комбінований вплив рийної активності ссавців на активність трансаміназ у листках *Glechoma hederacea* L. на фоні забруднення *Zn*

Фермент	Варіант досліджу	$X \pm m$	Дослід / контроль, %	$t/t_{0,05}$
АлАТ	контроль	$1,61 \pm 0,445$	100,00	—
	порий	$0,43 \pm 0,177$	26,47	1,94
	порий, <i>Zn</i> 1 ГДК	$0,76 \pm 0,270$	47,06	1,06
	порий, <i>Zn</i> 5 ГДК	$1,64 \pm 0,306$	101,47	0,03
	порий, <i>Zn</i> 10 ГДК	$0,33 \pm 0,102$	19,12	2,23
АсАТ	контроль	$0,89 \pm 0,177$	100,00	—
	порий	$0,39 \pm 0,088$	113,62	1,59
	порий, <i>Zn</i> 1 ГДК	$0,57 \pm 0,088$	78,12	1,01
	порий, <i>Zn</i> 5 ГДК	$0,19 \pm 0,051$	135,25	1,96
	порий, <i>Zn</i> 10 ГДК	$0,75 \pm 0,150$	85,14	1,03

Примітки: X – середня; m – вірогідний інтервал; $t/t_{0,05}$ – критерій суттєвості різниць.

Сукупний ефект рийної активності та солей *Zn* сприяв збільшенню активності АлАТ на 64–166 %, АсАТ – на 14 % з мінімальною (1 ГДК) та середньою (5 ГДК) концентраціями металу. Максимальна концентрація *Zn* достовірно інгібує процеси метаболізму нітрогену в листках досліджуваної рослини на 30–50 % ($t = 1,14$) відносно кон-

тролю для відповідної концентрації металу. Спостерігали поперемінну зміну активності ензимів, що забезпечує протекторну та адаптаційну дію біохімічних систем на фоні економії ресурсів рослинного організму в умовах антропогенного пресу (табл. 2).

Таблиця 2

Комбінований вплив рийної активності ссавців на активність трансаміназ у листках *Glechoma hederacea* L. на фоні забруднення Zn

Фермент	Варіант досліджу	$X \pm m$	Дослід / контроль, %	$t/t_{0,05}$
ААлАТ	контроль	$1,61 \pm 0,445$	100,00	1,94
	порий	$0,43 \pm 0,177$	26,47	
	контроль, Zn 1 ГДК	$0,28 \pm 0,177$	100,00	1,15
	порий, Zn 1 ГДК	$0,76 \pm 0,270$	266,67	
	контроль, Zn 5 ГДК	$1,00 \pm 0,177$	100,00	1,42
	порий, Zn 5 ГДК	$1,64 \pm 0,306$	164,29	
	контроль, Zn 10 ГДК	$0,66 \pm 0,204$	100,00	1,14
	порий, Zn 10 ГДК	$0,33 \pm 0,102$	50,00	
АсАТ	контроль	$0,89 \pm 0,177$	100,00	1,97
	порий	$0,39 \pm 0,088$	44,00	
	контроль, Zn 1 ГДК	$0,50 \pm 0,088$	100,00	0,44
	порий, Zn 1 ГДК	$0,57 \pm 0,088$	114,29	
	контроль, Zn 5 ГДК	$0,41 \pm 0,135$	100,00	1,22
	порий, Zn 5 ГДК	$0,19 \pm 0,051$	45,71	
	контроль, Zn 10 ГДК	$0,81 \pm 0,135$	100,00	1,15
	порий, Zn 10 ГДК	$0,57 \pm 0,088$	70,59	

Примітки: див. табл. 1.

Спостерігали зниження концентрації білків водорозчинної фракції на 10–70 % у листках *Glechoma hederacea* L. на фоні екзогенного забруднення Zn в усіх варіантах досліджу відносно контролю (без внесення солей металу та рийної активності). Найбільшого зниження зазнав показник за умови дії солі Zn у максимальній концентрації (варіант 11,5 г/м² цинку). Розраховували кореляцію між вмістом білків водорозчинної фракції та концентрацією солей Zn. Концентрація білка перебувала у негативній кореляції від концентрації Zn ($r = -0,85$), що доводить токсичну дію даного металу в усіх варіантах досліджу (табл. 3).

Таблиця 3

Комбінований вплив рийної активності ссавців на концентрацію білків у листках *Glechoma hederacea* L. на фоні екзогенного забруднення Zn

Варіант досліджу	$X \pm m$	Дослід / контроль, %	$t/t_{0,05}$
Контроль	$1,82 \pm 0,285$	–	–
Порий	$1,68 \pm 0,203$	91,9	0,33
Порий, Zn 1 ГДК	$1,39 \pm 0,085$	76,2	1,14
Порий, Zn 5 ГДК	$1,49 \pm 0,124$	81,5	0,85
Порий, Zn 10 ГДК	$0,55 \pm 0,045$	30,2	3,45

Примітки: див. табл. 1.

Концентрація водорозчинної фракції білка в листках *Glechoma hederacea* L. в умовах рийної активності ссавців не спростувала нульової гіпотези ($t/t_{0,05} = 0,35$, $p > 0,05$) порівняно з контролем, тоді як у випадку забруднення у спектрі концентрацій 1, 5, 10 ГДК цей показник суттєво відрізнявся (табл. 3) як від контрольного (без унесення солей металу та рийної активності), так і відносно контролю (табл. 4) з відповідною концентрацією солей металу ($t/t_{0,05} = 1,72$, 4,26 та 2,24, $p < 0,05$ та 0,01).

**Комбінований вплив рийної активності ссавців на концентрацію білків
у листках *Glechoma hederacea* L. на фоні забруднення Zn**

Варіант досліджу	$X \pm m$	Дослід / контроль, %	$t/t_{0,05}$
Контроль	$1,77 \pm 0,061$	94,7	0,35
Порий	$1,68 \pm 0,203$		
Контроль, Zn 1 ГДК	$1,25 \pm 0,051$	110,0	1,72
Порий, Zn 1 ГДК	$1,37 \pm 0,027$		
Контроль, Zn 5 ГДК	$1,29 \pm 0,036$	118,0	4,26
Порий, Zn 5 ГДК	$1,51 \pm 0,021$		
Контроль, Zn 10 ГДК	$0,76 \pm 0,056$	72,6	2,24
Порий, Zn 10 ГДК	$0,55 \pm 0,046$		

Примітки: див. табл. 1.

При внесенні солей металу у середній і малій кількості спостерігали підвищення концентрації білка на 10–18 %, тоді як збільшення концентрації поллютанту до 10 ГДК інгібує функціональну активність білкового обміну до 72 % порівняно з відповідним контролем (1, 5 та 10 ГДК) та утричі відносно контролю без унесення солей металу та рийної активності тварин (див. табл. 3, 4).

Висновки

Екскреторна функція та рийна активність *Sus scrofa* L. та *Capreolus capreolus* L. проявляється у зниженні активності АлАт на 59–62 % на фоні стабілької активності АсАТ. Зниження рівня метаболізму нітрогену може бути пов'язане зі значним механічним ушкодженням ґрунтів, у результаті чого спостерігали порушення мікробіологічної та біохімічної активності едафотопу.

Виявлено токсичну дію іонів цинку ($r = -0,85$) на концентрацію водорозчинної фракції білка в умовах комбінованої дії чинників.

Комбінований вплив рийної активності ссавців та цинку сприяв достовірному ($t/t_{0,05} = 1,15$ та $1,42$) підвищенню активності АлАТ на фоні зниження активності АсАТ ($t/t_{0,05} = 1,22$ та $1,15$) відносно контролю з відповідною концентрацією Zn (1, 5 та 10 ГДК).

Використання ссавців у відновленні біорізноманіття в умовах напруженого техногенного тиску на довкілля – екологічно чистий та безпечний захід, який сприяє поліпшенню природних екологічних систем, дає позитивні результати в умовах степового Придніпров'я.

Бібліографічні посилання

1. Булахов В. Л. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Ссавці (Mammalia) / В. Л. Булахов, О. Є. Пахомов. – Д. : Вид-во Дніпропетр. ун-ту, 2006. – 355 с.
2. Влияние нитратов свинца, никеля и стронция на деление и растяжение клеток корня кукурузы / А. Д. Кожевникова, И. В. Серегин, Е. И. Быстрова и др. // Физиология растений. – 2009. – Т. 56. – С. 268–277.
3. Дзюбак О. І. Вплив хлоридного засолення на морфометричні та біохімічні показники рослин у динаміці росту та розвитку / О. І. Дзюбак, О. М. Василюк // Фундаментальні та прикладні дослідження в біології. Матер. І Міжнар. наук. конф. – Т. 2. – Донецьк : ТОВ «Цифрова типографія», 2009. – С. 231–232.
4. Добрынина В. И. Учебник биологической химии. – М. : Гос. изд-во мед. лит-ры, 1963. – 447 с.
5. Доспехов Б. А. Методика полевого опыта. – М. : Агропромиздат, 1985. – 351 с.
6. Методы биохимического анализа растений / Под ред. В. В. Полевого, Г. Б. Максимова. – Л. : Изд-во Ленингр. ун-та, 1978. – 192 с.

7. **Серегин И. В.** Роль тканей корня и побега в транспорте и накоплении кадмия, свинца, никеля и стронция / И. В. Серегин, А. Д. Кожевникова // Физиология растений. – 2008. – Т. 55. – С. 3–26.
8. **Серегин И. В.** Распределение цинка по тканям корня проростков кукурузы и его действие на рост / И. В. Серегин, А. Д. Кожевникова, В. В. Грачева и др. // Физиология растений. – 2011. – Т. 58, № 1. – С. 85–95.
9. **Bulakhov V. L.** Usage of vertebrate animals on technogen ecosystems recultivation and purification / V. L. Bulakhov, A. Y. Pakhomov, A. A. Reva // Secotox 97. Abstracts. Ecotoxicology and Environment safety central eastern European conferens. – Jurmala, Latvia, 1997. – P. 198.
10. **Bulakhov V. L.** Soil burrowers-phytophagans participation in the soil – β radioactivity decrease / V. L. Bulakhov, A. Y. Pakhomov // Toxicology Letters. – 1998. – Suppl. – P. 60–61.
11. **Bulakhov V. L.** Teriogenic formation of soil microflora in steppe woods of Ukraine / V. L. Bulakhov, A. Y. Pakhomov // I FEMS Congress of European microbiologists. Abstract book. – Lubljana, Slovenia: Cunkazjev Dom, 2003. – P. 368.
12. **Chelation** by histidine inhibits the vacuolar sequestration of nickel in roots of the hyperaccumulator, *Thlaspi caerulescens* // K. H. Richau, A. D. Kozhevnikova, I. V. Seregin et al. // New Phytol. – 2009. – Vol. 183. – P. 106–116.
13. **Comparison** of essential and non-essential element distribution in leaves of the Cd/Zn hyperaccumulator *Thlaspi praecox* as revealed by micro-PIXE // K. Vogel-Mikuš, J. Simčič, P. Pelicon et al. // Plant Cell Environ. – 2008. – Vol. 31. – P. 1484–1496.
14. **Distribution** of Zn in functionally different leaf epidermal cells of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* / B. Frey, C. Keller, K. Zierold, R. Schulin // Plant Cell Environ. – 2000. – Vol. 23. – P. 675–687.
15. **Heavy** metal specificity of cellular tolerance in two hyperaccumulating plants, *Arabidopsis halleri* and *Thlaspi caerulescens* // L. Marquès, M. Cossegal, S. Bodin et al. // New Phytol. – 2004. – Vol. 164. – P. 289–295.
16. **Lasat M. M.** Altered Zn compartmentation in the root symplasm and stimulated Zn absorption into the leaf as mechanisms involved in Zn hyperaccumulation in *Thlaspi caerulescens* / M. M. Lasat, A. J. M. Baker, L. V. Kochian // Plant Physiol. – 1998. – Vol. 118. – P. 875–883.
17. **Pakhomov A. Y.** Migration of some micro- and macroelements in environment under influence of digging activity of mammals / A. Y. Pakhomov, V. L. Bulakhov / Central and Eastern European Regional Meeting. Environmental toxicology: Pathways of anthropogenic pollutants in the environment and their toxic effect. – Porabka-Kozubnik, Poland, 1993. – P. 82.
18. **Pakhomov A. Y.** Activity of trans-amination enzymes as the indicator of biological revegetation of soils Mammalia in transformed ecosystems / A. Y. Pakhomov, O. M. Vasilyuk // Environmental Security for South-East Europe and Ukraine. The Abstracts NATO Advanced Research Workshop (ARW) / NATO Science Series book. – Dnipropetrovs'k, 2011. – P. 74–75.
19. **Rout G. R.** Effect of metal toxicity on plant growth and metabolism: I. Zinc / G. R. Rout, P. Das // Agronomie. – 2003. – Vol. 23. – P. 3–11.
20. **Tolerance**, accumulation and distribution of Zinc and Cadmium in hyperaccumulator *Potentilla griffithii* / P. J. Hu, R. L. Qiu, P. Senthilkumar et al. // Environ. Exp. Bot. – 2009. – Vol. 66. – P. 317–325.
21. **Vasilyuk O. M.** Physiological and biochemical parameters of plants as markers of a condition of environment / O. M. Vasilyuk, O. I. Dzyubak // Фундаментальні та прикладні дослідження в біології. Матер. І Міжнар. наук. конф. – Т. 2. – Донецьк, 2009. – С. 348–349.
22. **Vasilyuk O. M.** The trans-amination enzyme activity in the leaves of *Sambucus nigra* under high minaralization of small rivers of Steppe Dnieper / O. M. Vasilyuk, A. F. Kulik // Environmental Security for South-East Europe and Ukraine. The Abstracts NATO Advanced Research Workshop (ARW) / NATO Science Series book. – Dnipropetrovs'k, 2011. – P. 84–85.
23. **Wong M. H.** A comparison of the toxicity of heavy metals, using root elongation of rye grass, *Lolium perrene* // M. H. Wong, A. D. A. Bradshaw // New Phytol. – 1982. – Vol. 91. – P. 255–261.

Надійшла до редколегії 27.08.2012

УДК 581.1+581.5(477)

Г. С. Россихіна-Галича, Л. В. Богуславська, В. В. Лашко

Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара

ВПЛИВ ГЕРБИЦИДНИХ ПРЕПАРАТІВ НА ФЕРМЕНТАТИВНУ АКТИВНІСТЬ І ПОЛІПЕПТИДНИЙ СКЛАД СТИГЛОГО ЗЕРНА ПШЕНИЦІ

Оцінено чутливість озимої пшениці сорту «Землячка» до дії гербицидних препаратів Гранстар, Естерон, Гроділ Максї, Пума Супер. Гербицидна обробка посівів пригнічує активність ферментів-антиоксидантів в 1,7–4,8 раза (супероксиддисмутаза), 1,2–1,4 раза (пероксидаза) у стиглому зерні пшениці, зміни каталазної активності дослідних варіантів були незначними. За дії гербицидів виявлено якісні зміни поліпептидного складу насіння. Для поліпептидів із Mr 14,8, 15,2 (крім Гроділ Максї), 20,0 кДа визначено стабільне збільшення вмісту порівняно з контролем. Виявлено комплексні зміни – результат відновлення та підтримання гомеостазу рослинного організму.

А. С. Россихина-Галыча, Л. В. Богуславская, В. В. Лашко

Днепропетровский национальный университет им. Олеся Гончара

ВЛИЯНИЕ ГЕРБИЦИДНЫХ ПРЕПАРАТОВ НА ФЕРМЕНТАТИВНУЮ АКТИВНОСТЬ И ПОЛИПЕПТИДНЫЙ СОСТАВ ЗРЕЛОГО ЗЕРНА ПШЕНИЦЫ

Исследована чувствительность озимой пшеницы сорта «Землячка» к действию гербицидных препаратов Гранстар, Эстерон, Гродил Макси, Пума Супер. Гербицидная обработка посевов подавляет активность ферментов-антиоксидантов в 1,7–4,8 раза (супероксиддисмутаза), 1,2–1,4 раза (пероксидаза) в спелом зерне пшеницы, изменения каталазной активности опытных вариантов незначительные. При действии гербицидов обнаружены качественные изменения полипептидного состава зерна. Для полипептидов с Mr 14,8, 15,2 (кроме Гродил Макси), 20,0 кДа определено стабильное увеличение содержания по сравнению с контролем. Выявленные комплексные изменения являются результатом восстановления и поддержки гомеостаза растительного организма.

A. S. Rossikhina-Galycha, L. V. Boguslavskaja, V. V. Lashko

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University

EFFECT OF HERBICIDES ON ENZYMATIC ACTIVITY AND POLYPEPTIDE COMPOSITION OF MATURE WHEAT CORN

The sensitivity of winter wheat variety “Zemljachka” to the action of herbicides Granstar, Esteron, Grodil Maxi and Puma Super was investigated. It is established that the herbicide treatment of crops suppressed the activity of antioxidant enzymes in mature wheat grain: superoxide dismutase – by 1.7–4.8 times, and peroxidase – 1.2–1.4 times. The changes in catalase activity were reliable, but insignificant. Under the action of herbicides the qualitative changes in polypeptide composition of the grains were found. For polypeptides with the Mr 14.8, 15.2 (except Grodil Maxi) and 20.0 kDa was determined a steady increase in content in comparison with the control. Revealed complex changes are the result of the restoration and maintenance of the plant homeostasis.

Вступ

У сучасному рослинництві спостерігається інтенсивне зростання обсягів застосування комплексних препаратів захисту рослин. Галузь захисту рослин у світі – одна з найпотужніших [16]. Гербіциди дозволяють отримати значну кількість додаткової продукції, підвищити економічну ефективність обробки культур. Головна увага при цьому приділяється стану рудеральної рослинності, її загибелі, а реакція культурних рослин на дію гербіцидів враховується недостатньо [6]. Проблема впливу гербіцидів на онтогенез культурних рослин потребує глибшого аналізу. Виробники гербіцидних препаратів акцентують увагу на відсутності токсичного ефекту при їх застосуванні на сільськогосподарські культури [15]. Рядом дослідників встановлено, що за дії цих фізіологічно-активних речовин відбуваються зміни лабільних показників окисно-відновного метаболізму клітин (антиоксидантних ферментів) [3; 13; 14], зниження мітотичної активності меристем коренів і хромосомні аберації [4], зниження життєздатності пилку [10], схожості та енергії проростання насіння [3; 7; 15], пригнічення ростових процесів і, як наслідок, – зменшення насіннєвої продукції рослин [7; 15].

Зниження врожайності культурних рослин корелює з накопиченням залишкових кількостей гербіцидів і появою нових речовин у зерні [7]. Ксенобіотики, змінюючи фотосинтез, впливають на спряжені метаболічні процеси, й у першу чергу на білковий обмін і поліпептидний склад розчинних білків [1; 5; 7; 14]. У відповідь на абіотичні, біотичні та антропогенні чинники синтезується специфічний набір стресових білків [1; 3; 14; 15], серед яких найважливіші – ферменти-детоксикатори активних форм кисню – супероксиддисмутаза, каталаза та пероксидаза [2; 7].

Мета роботи – оцінити чутливість пшениці сорту «Землячка» за змінами активності оксидоредуктаз і поліпептидного складу зерна до гербіцидної обробки посівів.

Матеріал і методи досліджень

Об'єкт дослідження – стигле зерно пшениці сорту «Землячка», отримане у польових експериментах, проведених у 2011 році згідно з [8] на дослідних ділянках Інституту сільського господарства степової зони НААН України (м. Дніпропетровськ) після попередника вико-вівсяної суміші. Грунтовий покрив – звичайні середньосуглинкові чорноземи з умістом гумусу 4–5 %. Гербіциди вносили у таких дозах: Гранстар (25 г/га), Гроділ Максі (100 мл/га) та бакові суміші Гранстар (15 г/га) з Естероном (0,6 л/га), Естерон (0,8 л/га) з Пумою Екстра (0,8 л/га). За контрольне вважали зерно пшениці, зібране на ділянках без гербіцидної обробки з ручним виполяванням бур'янів.

У стиглому зерні визначали активність супероксиддисмутази за рівнем гальмування процесу відновлення нітросинього тетразолію за присутності НАДН і феназин-метасульфату за Переслегіною [11]. Каталазну активність оцінювали титриметричним методом за Плешковим [12] і виражали в мМоль перекису водню, розкладеного за хвилину. Активність пероксидази визначали за швидкістю реакції окиснення бензидину за Єрмаковим [9] та виражали в умовних одиницях.

Розчинні білки зерна пшениці екстрагували 0,0125 М натрій-боратним буфером (pH 10) із додаванням 1 % додецилсульфату натрію та 2 % β -меркаптоетанолу та розділяли методом денатуруючого електрофорезу у градієнтному (10–20 %) поліакриламідному гелі за [19], використовуючи як маркери РНК-азу (15 кДа), α -хімотрипсин (22,5 кДа) та альбумін яєчний (43 кДа). За показником молекулярної ваги поліпептиди умовно поділено на низько- (12–30 кДа) та середньомолекулярні – (30–50 кД). Вміст розчинного білка у зерні визначали загальноприйнятим методом [17]. Денситометрування здійснювали за допомогою програми «Електрофор-менеджер 2.0», розробленої

відділом якості продукції та радіологотоксикологічних досліджень ДПТЦ «Облдерж-родючість». Отримані дані порівнювали за допомогою *t*-критерію Стьюдента (відмінності вважали достовірними при $p < 0,05$).

Результати та їх обговорення

Аналіз отриманих даних свідчить про те, що у зерні пшениці з оброблених гербіцидами посівів порівняно з контрольними, активність супероксиддисмутази достовірно знижена (в 1,7 раза) у варіанті застосування бакової суміші Гранстару з Естроном (табл. 1). Знижену активність СОД (в 1,9 раза) зареєстрували за індивідуального впливу препарату Гранстар. Використання Гроділ Максi значно знижувало ферментативний рівень відносно контролю (в 2,6 раза).

Таблиця 1

Вплив гербіцидів на активність супероксиддисмутази, каталази та пероксидази у зерні пшениці

Варіант обробки	Супероксиддисмутаза ($M \pm m$), ум. од./г тканини	Каталаза ($M \pm m$), мМоль H_2O_2 /г тканини за хв.	Пероксидаза ($M \pm m$), ум. од./г тканини
Контроль	$0,81 \pm 0,009$	$2,52 \pm 0,040$	$579,8 \pm 3,03$
Гранстар + Естерон	$0,49 \pm 0,003^*$	$2,28 \pm 0,020^*$	$663,9 \pm 5,79^*$
Гроділ Максi	$0,31 \pm 0,007^*$	$2,27 \pm 0,060^*$	$486,3 \pm 3,92^*$
Естрон + Пума Супер	$0,07 \pm 0,006^*$	$2,27 \pm 0,030^*$	$409,0 \pm 0,58^*$
Гранстар	$0,42 \pm 0,012^*$	$2,46 \pm 0,040^*$	$463,3 \pm 0,88^*$

Примітка: * – різниця достовірна при $p < 0,05$.

Найнижчою активністю характеризувався варіант досліду з баковою сумішшю гербіцидів Естерон і Пума Екстра (в 4,8 раза нижче контрольного варіанта). Зафіксоване зниження активності супероксиддисмутази можливо пов'язане з виснаженням пулу ферменту або його інактивацією за участі активних форм кисню (гідроксильного радикала та пероксиду водню) [2; 18]. На фоні цього відбувалося пригнічення активності пероксидази (на 16–29 %) та несуттєві зміни каталазної активності (див. табл. 1).

Порівняння вмісту загального білка стиглого зерна пшениці у контролі та за дії гербіцидів виявило такі відмінності (табл. 2). Обробка посівів гербіцидами Гроділ Максi спричинювала незначне зменшення вмісту білка (на 2,5 %) порівняно з контролем. За дії інших гербіцидних препаратів виявлено підвищення цього показника. Найбільший вміст білка (138,4 %) відзначений за дії Гранстару.

Таблиця 2

Вміст розчинних білків у зерні пшениці за дії гербіцидних препаратів

Характеристика	Варіант обробки				
	Контроль	Гранстар	Гранстар + Естерон	Гроділ Максi	Естерон + Пума Супер
Вміст білка, мг/г	$6,72 \pm 0,06$	$9,29 \pm 0,07$	$8,69 \pm 0,09$	$6,55 \pm 0,05$	$7,33 \pm 0,06$
% до контролю	100,0	138,4	129,4	97,5	109,1

Одночасно з підвищенням вмісту білка спостерігалися зміни якісного його складу. Активні зміни поліпептидного складу білків відмічено для всіх досліджених варіантів (виявлено 21 компонент з Мг 14,8–51,3 кДа як у контролі, так і в дослідних зразках) (табл. 3). За дії гербіциду Гранстар встановлено підвищення вмісту компонентів із Мг 23,0 та 49,0 кДа на 37 та 63 % відповідно порівняно з контролем. У варіанті з Гранстар + Естерон виявлено збільшення вмісту компонентів з Мг 23,0, 28,9, 42,7, 46,8 кДа. Гроділ Максi викликав підвищення вмісту поліпептидів Мг в області середньомолекулярних значень (42,7, 49,0, 51,3 кДа). За комбінації Естерон + Пума Супер відбувалось підви-

щення вмісту компонентів Мг 28,9, 35,5, 46,8 кДа. У поліпептидах Мг 14,8, 15,2 (крім Гроділ Максї), 20,0 кДа визначено стабільне збільшення вмісту порівняно з контролем.

Таблиця 3

Вміст (%) сумарних білків у стиглому зерні пшениці за дії гербіцидів різного походження

Мг, кДа	Варіант обробки				
	контроль	Гранстар	Гранстар+Естерон	Гроділ Максї	Естерон+Пума Супер
51,3	2,91	2,16	2,15	5,17	2,47
49,0	17,54	28,59	13,98	19,41	15,76
46,8	3,56	2,34	3,74	3,37	3,67
42,7	7,97	6,40	9,19	8,23	2,13
40,8	0,99	0,34	0,52	0,84	0,55
38,9	1,98	0,32	2,54	2,09	2,21
37,2	0,87	0,74	0,46	0,48	0,50
35,5	4,23	2,58	4,20	4,16	4,58
30,9	3,45	2,41	3,21	2,67	2,92
29,5	1,74	2,04	1,57	1,27	1,75
28,9	8,76	6,63	9,55	7,55	11,37
27,0	1,21	2,53	3,08	2,48	2,51
23,0	3,09	4,23	4,11	2,31	1,00
21,4	1,50	1,71	1,64	2,68	1,51
20,0	1,83	2,69	2,73	2,38	2,09
17,8	17,54	10,36	16,16	16,30	18,13
17,0	12,30	8,23	8,09	9,03	10,73
16,6	0,15	0,21	0,15	0,17	0,20
15,9	0,85	2,15	0,81	1,71	1,54
15,2	6,78	8,76	7,70	5,08	10,12
14,8	0,75	4,58	4,43	2,63	4,26

За дії всіх досліджених варіантів визначено стабільне зниження вмісту в компонентах Мг 17,0, 17,8, 30,9 кДа, а за впливу Естрон + Пума Супер – підвищення Мг 35,5 кДа на фоні зниження його вмісту за інших дослідних варіантів. Таким чином, за дії всіх досліджених гербіцидних препаратів визначено зменшення чи підвищення вмісту наявних білкових компонентів.

Висновки

Виявлено комплексні зміни – результат відновлення та підтримання гомеостазу рослинного організму. Підвищення вмісту білка в зерні має свій прояв у вигляді якісних перебудов поліпептидного складу, але відсутність кількісних змін в електрофоретичному спектрі білків насіння за дії досліджуваних гербіцидних препаратів свідчить про інтенсифікацію синтезу існуючих компонентів. Низький рівень активності ферментів – маркерів розвитку окисного стресу вказує на реалізацію стійкості рослин за участі інших захисних систем організму.

Бібліографічні посилання

1. **Адаптогенез** растений к пестицидам / Н. А. Рябенко, Н. П. Коцюбинская, Е. В. Домашнева и др. – Д. : Пороги, 2000. – 193 с.
2. **Бараненко В. В.** Супероксиддисмутаза в клетках растений // Цитология. – 2006. – Т. 48, № 6. – С. 465–474.
3. **Більчук В. С.** Фізіолого-морфологічні особливості репродуктивних органів пшениці за дії гербіцидів різних класів / В. С. Більчук, Г. С. Россихіна, Ю. І. Ткаліч // Наук. вісн. МДУ ім. В. О. Сухомлинського. – 2009. – Вип. 24, № 4 (1). – С. 21–24.

4. **Богуславська Л. В.** Особливості цитогенетичних показників апікальної кореневої меристеми кукурудзи за дії хімічних агентів / Л. В. Богуславська, Л. В. Шупранова, О. В. Садоху // Наук. вісн. МДУ ім. В. О. Сухомлинського. – 2009. – Вип. 24, № 4 (1). – С. 32–35.
5. **Богуславська Л. В.** Реакція білкової системи зони розтягу коренів кукурудзи на дію ксенобіотиків / Л. В. Богуславська, О. М. Вінниченко, С. В. Варданян // Наук. вісн. МДУ ім. В. О. Сухомлинського. – 2009. – Вип. 24, № 4 (1). – С. 35–38.
6. **Деева В. П.** О последствии гербицидов – производных галоидфеноксикислот – на культурные растения / В. П. Деева, Н. В. Санько // Физиология и биохимия культурных растений. – 1990. – Т. 22, № 6. – С. 523–531.
7. **Коцюбинская Н. П.** Эколого-физиологические аспекты адаптации культурных растений к антропогенным условиям среды. – Д. : Изд-во ДГУ, 1995. – 173 с.
8. **Методические** рекомендации по проведению полевых опытов с кукурузой / Д. С. Филёв, В. С. Циков, В. И. Золотов и др. – Д. : ВНИИ кукурузы, 1980. – 54 с.
9. **Методы** биохимического исследования растений / Под ред. А. И. Ермакова. – 3-е изд. – Л. : Агропромиздат, 1987. – 430 с.
10. **Огінова І. О.** Адаптивні реакції репродуктивної сфери сорго до дії гербіцидів // Вісн. Дніпропетр. ун-ту. Біологія. Екологія. – 2006. – № 3/1. – С. 135–140.
11. **Переслегина И. А.** Активность антиоксидантных ферментов слюны здоровых детей // Лабораторное дело. – 1989. – № 11. – С. 20–23.
12. **Плешков Б. П.** Практикум по биохимии растений. – М. : Колос, 1968. – 183 с.
13. **Россихіна Г. С.** Особливості впливу гербіцидної обробки на процеси перекисного окислення // Наук. вісн. Ужгород. ун-ту. Біологія. – 2006. – Вип. 18. – С. 76–79.
14. **Россихіна Г. С.** Активність ферментів переамінування в стиглому зерні рослин гібридної кукурудзи за дії гербіцидних препаратів / Г. С. Россихіна, В. В. Лашко // Вісн. Львів. ун-ту. Серія біол. – 2011. – Вип. 56. – С. 234–238.
15. **Хромих Н. О.** Вплив гербіцидів нового покоління на фізіолого-біохімічні показники насіння кукурудзи / Н. О. Хромих, Г. С. Россихіна, В. В. Лашко // Вісн. Харків. нац. аграрн. ун-ту. Біологія. – 2011. – Вип. 3. – С. 50–55.
16. **Швартау В. В.** Регуляція активності гербіцидів за допомогою хімічних сполук. – К. : Логос, 2003. – 267 с.
17. **Bradford M. M.** A rapid and sensitive method for the quantative of microgram quantaties of protein utilizing the principle of protein-dye binding // Anal. Biochem. – 1976. – Vol. 72. – P. 248–254.
18. **Inactivation** and degradation of CuZn-SOD by active oxygen species in wheat chloroplasts exposed to photooxidative stress / L. M. Casano, L. D. Gomes, H. R. Lascano et al. // Plant Cell Physiol. – 1997. – Vol. 38. – P. 433–440.
19. **Laemmli U. K.** Cleavage of structural of bacteriophage T-4 // Nature. – 1970. – Vol. 227. – P. 680–685.

Надійшла до редколегії 04.05.2012

УДК 595.3:591.9

С. А. Сидоровский

Харьковский национальный университет им. В. Н. Каразина

ФАУНА ANOSTRACA, NOTOSTRACA И CONCHOSTRACA ХАРЬКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Исследован видовой состав фауны Anostraca, Notostraca и Conchostraca Харьковской области. Впервые для Харьковской области обнаружен *Streptocephalus torvicornis* (Waga, 1842), а *Chirocephalus shadini* (Smirnov, 1928) – впервые для фауны Украины. Уточнены данные о местообитаниях *Drepanosurus birostratus* (Fischer, 1851) и *Tanyastix stagnalis* Linnaeus, 1758, занесенных в Красную книгу Украины.

С. А. Сідоровський

Харківський національний університет ім. В. Н. Каразіна

ФАУНА ANOSTRACA, NOTOSTRACA ТА CONCHOSTRACA ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Досліджено видовий склад фауни Anostraca, Notostraca та Conchostraca Харківської області. Уперше для Харківської області знайдено *Streptocephalus torvicornis* (Waga, 1842), а *Chirocephalus shadini* (Smirnov, 1928) – уперше для фауни України. Уточнено дані про місцеперебування *Drepanosurus birostratus* (Fischer, 1851) і *Tanyastix stagnalis* Linnaeus, 1758, занесених до Червоної книги України.

S. A. Sidorovsky

V. N. Karazin Kharkiv National University

FAUNA OF ANOSTRACA, NOTOSTRACA AND CONCHOSTRACA OF THE KHARKIV REGION

The species composition of the fauna of Anostraca, Notostraca and Conchostraca was studied in the Kharkiv region. *Streptocephalus torvicornis* (Waga, 1842) was found in the Kharkiv Region for the first time and *Chirocephalus shadini* (Smirnov, 1928) was recorded in Ukraine for the first time. More specific information on habitats of *Drepanosurus birostratus* (Fischer, 1851) and *Tanyastix stagnalis* Linnaeus, 1758 listed in the Red Data Book of Ukraine is presented.

Введение

Первый и до настоящего времени единственный обзор видового разнообразия Anostraca, Notostraca и Conchostraca Харьковской области опубликован в 1950 г. Ю. Л. Шкорбатовым. В этой статье изучена фауна временных водоемов, которые могли в дальнейшем использоваться для разведения промысловых рыб, не рассмотрены мелкие водоемы (лужи). В последних могут обитать представители упомянутых групп ракообразных, однако они не пригодны для разведения рыбы. Ю. Л. Шкорбатов представил данные о трех видах Anostraca, двух видах Notostraca и двух видах Conchostraca

и указал для Харьковской области *Drepanosurus birostratus* (Fischer, 1851) и *Tanymastix stagnalis* Linnaeus, 1758.

Anostraca, Notostraca и Conchostraca – обычные обитатели временных водоемов и потому подвержены действию неблагоприятных факторов окружающей среды, особо чувствительны к глобальному потеплению и другим антропогенным факторам. Многие водоемы, в которых обитают эти ракообразные, сейчас пересыхают раньше, чем в них начинают развиваться представители того или иного вида. Наблюдения за видовым составом и динамикой численности этих ракообразных позволяют сделать выводы о состоянии окружающей среды. В случае необходимости следует принять меры по сохранению или искусственному восстановлению популяций данных видов на территории Украины в их характерных местообитаниях. Цель данной работы – дополнить данные о фауне Anostraca, Notostraca и Conchostraca Харьковской области.

Материал и методы исследований

Материалом для данной работы послужили количественные пробы ракообразных, собранные автором в ходе экспедиционных выездов 2010–2012 гг. во временных водоемах Харьковского, Змиевского и Двуреченского районов Харьковской области. Материал собирали при помощи гидробиологического сачка, изготовленного из 30-го мельничного газа, фиксировали в 76 % спирте или 4 % растворе формалина. Исследовано 19 временных водоемов, в которых обнаружено 765 экземпляров ракообразных. Определение материала проводили с использованием стереомикроскопа (KONUS CRISTAL – 45, ITALY) по новейшим определителям [9]. Систематика дана по Д. Мартину и Д. Дейвису [7]. Материал хранится в коллекции кафедры зоологии и экологии животных Харьковского национального университета им. В. Н. Каразина.

Результаты и их обсуждение

Собранные ракообразные принадлежали к 5 видам Anostraca (из 5 родов 3 семейств), 2 видам Conchostraca (из 2 родов 2 семейств) и 2 видам Notostraca (из 2 родов 1 семейства). Среди них два вида занесены в Красную книгу Украины, один обнаружен впервые для фауны Украины и один вид – для фауны Харьковской области.

Семейство Branchipidae

Tanymastix stagnalis Linnaeus, 1758 – 22♀ и 8♂ обнаружены 05.04.2010 г., 12♀ и 3♂ – 16.04.2010 г. во временных водоемах на территории урочища «Горелая долина» (49°37'37,01" с.ш., 36°31'49,99" в.д.) вблизи пгт Комсомольский, Змиевский район. На данный момент известно только данное местообитание вида в Украине. Вид занесен в Красную книгу Украины [1; 3; 5].

Семейство Chirocephalidae

Chirocephalus shadini (Smirnov, 1928) – 3♀ и 2♂ обнаружены 16.04.2010 г. во временном внепойменном водоеме (луже) вблизи с. Гайдары Змиевского района, НПП «Гомольшанские леса» (49°38'36,44" с.ш., 36°14'12,12" в.д.). Вид обнаружен впервые на территории Харьковской области и Украины [2], распространен в лесостепной и степной зонах Европы, занесен в Красную книгу Харьковской области.

Chirocephalus josephinae (Grube, 1853). Последняя находка данного вида на территории Харьковской области и Украины в пойменных водоемах вблизи с. Гайдары (Змиевский район) принадлежит Ю. Л. Шкорбатову [6]. С 1950 г. данных о находках вида на территории Украины нет. Возможно он исчез на территории Украины.

Drepanosurus birostratus (Fischer, 1851) – 8♀ и 2♂ обнаружены 24.04.2011 г., 9♀ и 2♂ – 07.04.2012 г. на территории урочища «Горелая долина» (49°37'37,01" с.ш.,

36°31'49,99" в.д.) вблизи пгт Комсомольский Змиевского района. На данный момент известно только это современное местообитание в Украине [2]. Вид занесен в Красную книгу Украины [8].

Семейство Streptocephalidae

Streptocrphalus torvicornis (Waga, 1842) – 2♀ и 2♂ обнаружены 29.06.2010 г. во временном внепойменном водоеме (луже) вблизи с. Гайдары, НПП «Гомольшанские леса». Вид обнаружен впервые на территории Харьковской области [3; 4; 8], занесен в Красную книгу Харьковской области.

Семейство Cyzicidae

Cyzicus tetracerus (Krynicky, 1830) – 150♀ и 25♂ обнаружены 5.04.2010 г., 100♀ и 5♂ – 16.04.2010 г., 10♀ – 25.04.2011 г. на территории урочища «Горелая долина» (49°37'37,01" с.ш., 36°31'49,99" в.д.) вблизи пгт Комсомольский Змиевского района. Вид широко распространен в Палеарктике, занесен в Красную книгу Харьковской области [1; 2; 4].

Семейство Lynceidae

Lynceus brachyurus Müller, 1776 – 77♀ и 32♂ обнаружены 05.04.2010 г., 99♀ и 55♂ – 16.04.2010 г., 45♀ и 12♂ – 25.05. 2010 г. на территории урочища «Горелая долина» (49°37'37,01" с.ш., 36°31'49,99" в.д.) вблизи пгт Комсомольский Змиевского района. 2♀ – 01.05.2010 г. в луже в пойме р. Северский Донец, окр. с. Гайдары Змиевского района (49°38'16,00" с.ш., 36°14'11,01" в.д) НПП «Гомольшанские леса»; 2♀ и 1♂ – 11.05.2010 г. в луже в пойме р. Уды, окр. пгт Бабаи Харьковского района; 2♀ – 16.04.2010 г. в луже в пойме р. Уды, окр. пос. Васищево Харьковского района [1; 2; 4].

Семейство Triopsidae

Lepidurus apus (Linnaeus, 1758) – 3 ♀ обнаружены 05.04.2010 г., 15♀ – 15.04.2010 г., 7♀ – 04.05.2011 г. на территории урочища «Горелая долина» (49°37'37,01" с.ш., 36°31'49,99" в.д.), окр. пгт Комсомольский Змиевского района; 3♀ – 01.05.2010 г. в луже в пойме р. Северский Донец, окр. с. Гайдары Змиевского района (49°38'16,00" с.ш., 36°14'11,01" в.д) НПП «Гомольшанские леса»; 1♀ – 16.04.2010 г. в луже в пойме р. Уды, окр. пос. Васищево Харьковского района; 9♀ – 02.05.2010 г. в луже, в лесу, окр. пгт Двуречное, НПП «Двуречанский».

Triops cancriformis (Bosc, 1803) – 2♀ обнаружены 10.07.2011 г. в луже в окр. с. Гайдары Змиевского района, 6♀ – 15.07.2011 г. в лесной луже, окр. с. Нижний Бишкин.

По данным, опубликованным Ю. Л. Шкорбатовым в 1950 г., *D. birostratus* и *T. stagnalis* имели широкое распространение и встречались в большом количестве во временных пойменных водоемах возле с. Гайдары. Автором эти популяции обнаружены не были. *C. josephinae* также обитал вблизи с. Гайдары в пойменных водоемах. Оба вида *Conchostraca* имели широкое распространение: у *L. brachyurus* такое распространение сохранилось, для *C. tetracerus* на данный момент известно только одно местообитание в области. Распространение и обилие Triopsidae в Харьковской области со времени публикации работы Ю. Л. Шкорбатова не изменилось: *L. apus* имеет широкое распространение, а *T. cancriformis* – редкий вид для фауны области.

Выводы

Streptocrphalus torvicornis (Waga, 1842) обнаружен впервые для фауны Харьковской области. *Chirocephalus shadini* (Smirnov, 1928) – впервые для фауны Украины. Для *Drepanosurus birostratus* (Fischer, 1851) и *Tanymastix stagnalis* Linnaeus, 1758 уточнены сведения о местообитаниях в Украине и подтверждено их присутствие в Харьковской области.

Автор искренне благодарен за неоценимую помощь в ходе исследований М. Ю. Колесниковой, М. В. Коваленко, С. Ю. Утевскому и А. Ю. Утевскому (кафедра зоологии и экологии животных Харьковского национального университета им. В. Н. Каразина), а также Л. В. Самчишиной (Научный центр экомониторинга и биоразнообразия мегаполиса НАН Украины).

Библиографические ссылки

1. **Видовое** разнообразие зоопланктона во временных водоемах урочища «Горелая долина», Харьковская область, Украина / С. А. Сидоровский, М. Ю. Колесникова, М. В. Коваленко, С. Ю. Утевский // Матер. V Междунар. конф. молодых ученых. – Харьков, 2010. – С. 362–363.
2. **Определитель** пресноводных беспозвоночных России и сопредельных стран. – Т. 2. Ракообразные. – СПб. : Зоол. ин-т РАН, 1995. – 627 с.
3. **Сидоровский С. А.** Новая находка пресноводных жаброногов *Tanymastix stagnalis* и *Drepanosurus birostratus* (Branchiopoda, Anostraca) в Харьковской области (Украина) // Вестник зоологии. – 2012. – Т. 46, № 1. – С. 82.
4. **Смирнов С. С.** Phyllopoda Арктики // Тр. Всесоюз. арктич. ин-та. – 1936. – Т. 51. – С. 21–98.
5. **Червона** книга України. Тваринний світ. – К. : Глобалконсалтинг, 2009. – 622 с.
6. **Шкорбатов Ю. Л.** Очерк фауны жаброногих ракообразных временных водоемов // Тр. НИИ ХГУ им. А. М. Горького. – 1950. – Т. 14–15. – С. 241–249.
7. **Martin J. W.** An Updated Classification of the Recent Crustacea / J. W. Martin, G. E. Davis // Natural History Museum of Los Angeles County Science Series. – 2001. – Vol. 39. – 132 p.
8. **Sidorovsky S. A.** First record of *Streptocephalus torvicornis* (Branchiopoda, Anostraca) from the Kharkiv Region (Ukraine) // Vestnik Zoologii. – 2011. – Vol. 45, N 4. – P. 30.
9. **Sidorovsky S. A.** First record of *Chirocephalus shadini* (Branchiopoda, Anostraca) from the Kharkiv Region (Ukraine) // Vestnik Zoologii. – 2012. – Vol. 46, N 1. – P. 82.

Надійшла до редколегії 29.08.2012

УДК 597.2/5 : 597.08 + 628.1

Ю. М. Ситник¹, П. Г. Шевченко², Р. О. Новіцький³, А. В. Подобайло⁴, С. М. Салій⁴

¹Інститут гідробіології НАН України

²Національний університет біоресурсів та природокористування України

³Дніпропетровський національний університет ім. Олеса Гончара

⁴Київський національний університет ім. Тараса Шевченка

ВИДОВИЙ СКЛАД ІХТІОФАУНИ ВЕРХНЬОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ТА ПРИГИРЛОВОЇ АКВАТОРІЇ р. ДЕСНА

Досліджено видовий склад іхтіофауни верхньої, «річкової» частини (київської ділянки) Канівського водосховища та пригирлової ділянки р. Десна. Результати порівняно з матеріалами попередніх досліджень. Проаналізовано зміни населення риб, виявлено два нові інвазивні чужорідні види Канівського водосховища та р. Десна — ротан-головешка (*Perccotus glenii*) та чебачок амурський (*Pseudorasbora parva*). Видовий склад риб цих водойм поповнився 7 непромисловими та смітними видами.

Ю. М. Ситник¹, П. Г. Шевченко², Р. А. Новицький³, А. В. Подобайло⁴, С. М. Салій⁵

¹Інститут гідробіології НАН України

²Національний університет біоресурсів та природокористування України

³Дніпропетровський національний університет ім. Олеса Гончара

⁴Київський національний університет ім. Тараса Шевченка

ВИДОВОЙ СОСТАВ ИХТИОФАУНЫ ВЕРХНЕГО УЧАСТКА КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И УСТЬЕВОЙ АКВАТОРИИ р. ДЕСНА

Исследован видовой состав ихтиофауны верхнего, «речного» участка (киевской акватории) Каневского водохранилища и устьевой акватории р. Десна. Результаты сравнивали с материалами предыдущих ихтиологических исследований. Проанализированы изменения населения рыб, выявлены два новых инвазивных чужеродных вида в составе ихтиофауны Каневского водохранилища и р. Десна — ротан-головешка (*Perccotus glenii*) и чебачок амурский (*Pseudorasbora parva*). Видовой состав рыб этих водоемов пополнился 7 непромысловыми и сорными видами.

Y. M. Sytnik¹, P. G. Shevchenko², R. A. Novitsky³, A. V. Podobaylo⁴, S. M. Saliy⁴

¹Ukrainian NAS Hydrobiology Institute

²National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine

³Oles Honchar Dnepropetrovsk National University

⁴Taras Shevchenko Kiev National University

ICHTHYOFAUNA SPECIES OF THE UPPER KANIV RESERVOIR AND MOUTH AREA OF THE DESNA RIVER

It was studied the fish species of the upper part of Kaniv reservoir (Kyiv water area) and the mouth area of the Desna River. The found and preceding data of ichthyological research were compared. The

changes in the fish population were analyzed. Two new invasive alien fish species were discovered in the Kaniv reservoir and Desna River: Amur sleeper (*Perccotus glenii*) and Stone moroco (*Pseudorasbora parva*). Generally the ichthyofauna composition of these water bodies was supplemented with seven unmarketable and dirt species.

Вступ

Біорізноманіття – одна з особливостей біологічних систем, що розглядається з різних позицій. Воно формується під впливом сукупності факторів різної природи, абіотичних, біотичних і антропогенних. При цьому зміни градієнта факторів викликають відповідь на тому чи іншому рівні біорізноманіття у вигляді структурно-функціональних перебудов. Вищезгадані аспекти та зміни біорізноманіття під дією різних факторів піддаються вербалізації та чисельному виразу, тому можлива розробка описових і оціночних шкал. Чим різноманітніші зв'язки в екосистемах і популяціях, тим більше можливостей зберегти стабільність водного середовища. Збільшення рівнів забруднення викликає зменшення видового різноманіття [14]. Іншими словами, чим вище біорізноманіття, тим краще водне середовище для життєдіяльності гідробіонтів.

Відповідь у вигляді змін різних рівнів є відображенням стану водного середовища, яке може бути індикатором процесів, що відбуваються в екосистемі. При цьому рівні біорізноманіття з погляду індикаторної чутливості може мати різне значення. Перш за все, зміни спостерігаються у популяційних перебудовах (статева, вікова та інші структури). Надалі зміни спостерігаються у вигляді функціональних змін ценозів і екосистем (перебудови у складі компонентів угруповань, зміни трофічних ланок і потоків енергії тощо). Поряд із глобальним поглядом на різноманіття біосфери в цілому і гідросфери зокрема існує багато окремих важливих проблем і питань вивчення різноманіття, які мають регіональне й вузькоспеціальне значення.

Канівське водосховище на Дніпрі утворене в 1972–1976 роках вище греблі поблизу м. Канів. Водна площа складає близько 675 км², довжина – 162 км, об'єм – 2,6 км³, найбільша ширина – 5 км, середня глибина – 4,4 м, максимальна – 21 м. У середній та нижній частинах водосховища швидкість течії не перевищує 0,05 м/с, у верхній частині – 0,10–0,15 м/с. Рівень води у водоймі коливається в межах 0,5 м. Повний водообмін здійснюється 17–18 разів на рік. Водосховище мілководне. Площі мілководь складають до 38 % загальної площі акваторії. Найбільші глибини розташовані в місцях колишнього русла Дніпра та його приток. Правий берег високий [6; 9].

Річка Десна – друга за величиною після р. Прип'ять притока Дніпра, яка впадає у нього з лівого берега. Її довжина від верхів'я до гирла – 1 126 км. Територією України річка протікає від с. Мурав'я до гирла (довжина цієї ділянки – 605 км). Десна впадає у Дніпро двома рукавами, з яких лівий називається Десенкою. Його верхів'я запруджене з метою спрямувати усі води у головне русло Десни [9]. Сприятливі для риб численні затоки, заплави Дніпра та, особливо, р. Десенка, яка протікає паралельно руслу Дніпра, і є важливим фактором розмноження та нагулу молоді риб [29].

Мета роботи – оцінити зміни видового складу іхтіофауни верхньої частини Канівського водосховища та пригирлової ділянки р. Десна.

Матеріал і методи досліджень

Іхтіологічні дослідження проводили в літній період 2005–2007 років у пригирловій ділянці р. Десна (4 станції – с. Пухівка (руськова частина та три затоки на лівому березі річки) до Деснянського водозабору, після Деснянського водозабору, гирлова ділянка – при впадінні в Канівське водосховище); на Десенці – 3 станції (у районі

шлюзу, що відділяє Десенку від р. Десна, у районі урочища та поблизу Московського мосту) та русловій частині вище пішохідного мосту на Трухановому острові.

На прибережних ділянках молодь риб ловили тканкою з капронового сита № 8 довжиною 6 м, а у більш глибоких місцях відловлювали старшовікові групи риб за допомогою 25-метрової малькової волокуші.

Усього проведено 57 контрольних ловів і зібрано для аналізу 1 253 екземпляри молоді риб 39 видів. Дослідження проводили за загальновизнаними методичними вказівками [13–16; 15; 28]. Іхтіологічний матеріал опрацьовано в лабораторних умовах у свіжому вигляді. Під час аналізу морфобіологічних показників риб різних видів використано дані Л. С. Берга [5], О. П. Маркевича та І. І. Короткого [13], Ю. В. Мовчана та А. І. Смірнова [17], П. Й. Павлова [22], А. Я. Щербухи [30].

Систематичні назви представників іхтіофауни України приведено відповідно до вказівок авторів «Фауни України» [17; 19; 30], також використовували праці Ю. В. Мовчана зі співавторами [18], В. Ешмайера [31] та Д. Нельсона [33].

Результати та їх обговорення

Із літературних джерел відомо, що склад іхтіофауни цієї частини Дніпра та Десни, власне Десенки, нараховував понад 40 видів риб. Багато видів мали надзвичайно високу харчову цінність (осетер, оселедець, вирезуб, марена дніпровська та інші) [2–4; 11]. Більшість із промислово цінних риб у недалекому майбутньому, як для цих ділянок, так і для всього Дніпра, були втрачені. Із завершенням гідробудівництва склад риб та їх молоді скоротився на 8–10 видів і налічував не більше 35–37 таксонів, які належали до 9 родин [19; 22]. Однак у 1970-х роках видовий склад риб Десенки ще був відносно багатий і досить різноманітний. Промислово цінні та малоцінні промислові види риб складали до 80 % загальної кількості видів. Питома вага непромислових риб була незначною.

Наприкінці 1970-х – на початку 1980-х років кількість видів риб та їх молоді значно скоротилась – за різними даними до 21–28 видів. Більшість риб, чисельність яких раніше була високою, значно звузили свій ареал і зменшили чисельність. На початку 1980-х років виявлені стерлядь, марена дніпровська, рибець, голянь, в'юн, миньок, голец та інші риби, які хоч зрідка, але зустрічалися у 1970-х роках [6; 29].

За результатами наших досліджень видового складу іхтіофауни, на чотирьох станціях гирлової ділянки Десни та верхньої частини Канівського водосховища влітку 2005–2007 років відловлено 39 видів риб (табл. 1). У р. Десна поблизу с. Пухівка (у русловій частині та двох затоках) відловлено 26 видів, на станціях вище та нижче Деснянського водозабору – 11 та 14 видів відповідно. Зменшення кількості виловлених видів риб пояснюється змінами піщаних і мулистих донних відкладів на кам'яні та гравійні відсипки з поглибленням русла, що притаманно технологічним особливостям водозабірних споруд [10]. Саме каміння та кам'яні відсипки – добре місце для існування минька. Найбільший склад іхтіофауни зафіксовано у гирлі Десни – 28 видів.

Із літературних джерел відомо, що до складу населення риб Десни та її заплавних водойм входять у районі нижньої течії 27 видів [4], у заплавних водоймах на середній течії (села Кладьківка, Брусилів) – 18 видів [12], нижче Чернігова в районі Спаського – 16 видів, у прибережній зоні руслової частини ріки на середній течії – 22 види [2; 3], у районі Чернігів – Макошине – 22 види [7]. Порівнюючи літературні дані та власні матеріали, М. О. Полтавчук [24] стверджує, що в Десні та заплавних водоймах зустрічається не менше 34 видів риб, що належать до 8 родин: осетрових, шукових, коропових, в'юнових, сомових, тріскових, окуневих, бичкових (стерлядь, плітка, ялец, головень, в'язь, голянь, краснопінка, білизна, вівсянка, лин, підуст, пічкур, марена, вер-

ховодка, плоскирка, лящ, клепець, синець, чехоня, гірчак, карась золотий, карась сріблястий, сазан, голец, щипавка, в'юн, сом, миньок, судак, окунь, йорж, носар, бичок-бабка).

Таблиця 1

**Видовий склад молоді риб гірлової ділянки р. Десна
та верхньої частини Канівського водосховища (2005–2007 рр.)**

Вид	Станції відбору проб							
	гірлова ділянка р. Десна				верхня частина водосховища			
	с. Пухівка	До Деснянського водозабору	Після Деснянського водозабору	Гирло р. Десна	р. Десенка після шлюзу	р. Десенка в районі урочища	р. Десенка поблизу Московського мосту	о. Труханів, на-проти вантажного порту
<i>Clupeonella cultriventris cultriventris</i> (Nordm.)	–	–	–	+	+	–	+	+
<i>Esox lucius</i> (L.)	+	–	+	–	+	+	–	–
<i>Rutilus rutilus</i> (L.)	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Leuciscus leuciscus leuciscus</i> L.	+	–	–	+	–	+	–	–
<i>L. cephalus cephalus</i> L.	+	–	–	+	–	+	–	–
<i>L. idus</i> (L.)	+	–	+	–	+	+	–	–
<i>Phoxinus phoxinus phoxinus</i> (L.)	–	–	–	+	–	+	–	–
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	–
<i>Aspius aspius</i> L.	+	–	+	–	–	+	+	–
<i>Leocaspium delineatus</i> Heck.	–	+	+	+	+	+	+	–
<i>Tinca tinca</i> (L.)	+	–	–	–	+	–	–	–
<i>Gobio gobio gobio</i> L.	+	–	–	–	+	–	–	–
<i>Alburnus alburnus alburnus</i> (L.)	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Blicca bjoerkna bjoerkna</i> (L.)	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Abramis brama brama</i> (L.)	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>A. sapa sapa</i> (Pall.)	+	+	–	+	–	+	–	–
<i>A. ballerus</i> L.	+	–	–	+	–	+	–	–
<i>Pelecus cultratus</i> L.	–	–	–	+	–	+	+	–
<i>Rhodeus sericeus amarus</i> (Bloch) Pall.	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Carassius auratus gibelio</i> (Bloch)	+	–	–	+	+	+	+	–
<i>Cyprinus carpio</i> (L.)	–	–	–	+	+	+	+	–
<i>Gobitis taenia taenia</i> (L.)	+	–	–	–	+	+	–	–
<i>Misgurnus fossilis</i> L.	+	–	–	–	+	–	+	–
<i>Silurus glanis</i> L.	–	–	–	–	–	+	+	–
<i>Lota lota</i> L.	+	–	+	–	+	+	–	–
<i>Gasterosteus aculeatus aculeatus</i> (L.)	+	+	+	+	+	+	+	–
<i>Pungitius platygaster</i> (L.)*	–	–	–	+	+	+	+	–
<i>Syngnathus abaster nigrolineatus</i> Eichw.*	+	–	–	+	+	+	+	–
<i>Stizostedion lucioperca</i> L.	+	–	–	–	+	+	–	–
<i>Perca fluviatilis fluviatilis</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Gymnocephalus cernuus</i> L.	+	–	–	–	+	+	+	–
<i>G. acerinus</i> (Guld)	–	–	–	+	–	+	–	–
<i>Neogobius melanostomus</i> (Pall.)*	–	–	–	+	+	–	+	+
<i>N. kessleri kessleri</i> (Gunth.)*	–	–	–	+	–	–	–	+
<i>N. fluviatilis fluviatilis</i> (Pall.)	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>N. gymnotrachelus gymnotrachelus</i> (Kessl.)*	–	–	–	+	+	+	–	–
<i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pall.)	+	–	–	+	+	–	–	–
<i>Pseudorasbora parva</i> (Schleg.)*	–	–	–	+	+	–	+	+
<i>Perccotus glenii</i> Dybowski*	–	–	–	+	–	–	+	+
Разом:	26	11	14	28	28	30	23	12

Примітка: * – уперше зареєстровані в межах обстеженої акваторії.

У наступних дослідженнях [23] стверджується, що у притоках середньої течії Десни (річки Убідь, Снов, Білоус, Шостка, Сейм, Остер) у межах України зустрічається не менше 33 видів риби. До вищенаведених видів необхідно додати бобирця та бистрянку. Необхідно відзначити першу реєстрацію в названих водоймах ротана-головешки – небезпечного чужорідного виду, який загрожує цінним видам риби, активно поїдаючи їх ікру та молодь.

У нижній течії Десни зустрічається до 37 видів риби. До перерахованих вище автори додають такі види як тюлька, голянь, усач дніпровський.

За результатами досліджень, які проводили в гирлі р. Десна в червні – липні 1979–1980 років, знайдено 21 вид молоді риби, що належить до п'яти родин: щукових (щука), коропових (лящ, плітка, в'язь, головень, білизна, ялець, краснопірка, підуст, плоскирка, синець, верховодка, пічкур, клепець), окуневих (судак, окунь, йорж, носар), бичкових (бичок-пісочник, бичок-цуцик) і колючкових (колючка триголкова) [29].

На сучасному етапі на верхній ділянці Канівського водосховища широко представлені 8 видів: щука, плітка, краснопірка, білизна, верховодка, плоскирка, лящ і окунь. Часто також зустрічаються тюлька, ялець, вівсянка, підуст, клепець, синець, чехоня, гірчак, щипавка, йорж, носар, бички; рідко – бобирець, головень, лин, пічкур, голянь, карась золотий, сазан, голец, сом і судак [26].

У р. Десна, її притоках і заплавлених водоймах зустрічаються 36 видів риби: стерлядь, тюлька, щука, плітка, ялець, головень, в'язь, голянь, краснопірка, білизна, вівсянка, лин, підуст, верховодка, плоскирка, лящ, окунь, клепець, синець, чехоня, гірчак, карась золотий, карась сріблястий, сазан, голец, в'юн, сом, вугор, минь, судак, окунь, йорж, носар, бичок-пісочник, бичок-цуцик, колючка триголкова [26].

Аналіз усіх доступних літературних джерел показав, що у складі іхтіофауни Десни не відзначали лише 7 видів риби: мала південна колючка, чорноморська пухлощока риба-голка, бичок-кругляк, бичок-головач, бичок-гонець, чебачок амурський і ротан-головешка.

На верхній частині київської ділянки Канівського водосховища дослідженнями охоплювали три станції на Десенці та одну – на русловій (судноплавній) частині напроти річкового (вантажного) порту.

На Десенці на першій станції (недалеко від шлюзу, що відділяє від основного русла р. Десна) виявлено 28 видів риби, у районі урочища Чорторій – 30 видів, поблизу Московського мосту – 23 види, на русловій частині поблизу острова Труханів – лише 12 видів. Пояснити такі результати можна різницею біотопів: три перші – переважно озерного типу, тобто відносно менш проточні, а четвертий – сильно проточний, типово річковий біотоп. Порівняння отриманих результатів і даних, наведених у літературних джерелах, показує, що в наших уловах зафіксовано найбільшу кількість видів, яка збільшилася за рахунок непромислових і смітних видів риби (табл. 2).

Наші результати також порівнювали (табл. 3) для гирлової ділянки Десни та ділянки цієї ж річки, але прикордонної з Росією, на території Деснянсько-Старогутського національного природного парку [27]. Слід відзначити досить значну різницю для двох ділянок відбору проб і подібні результати в одній. При цьому відлов риби проводили однаковими знаряддями. Іхтіофауна верхньої частини р. Десна в межах Деснянсько-Старогутського національного природного парку нараховує один вид круглоротих і 36 видів риби, що належать до 12 родин: Міногові – мінога українська; Осетрові – стерлядь; Щукові – щука; Коропові – плітка, ялець, головень, в'язь, краснопірка, білизна, вівсянка, лин, підуст, пічкур звичайний, марена дніпровська, верховодка, плоскирка, лящ, клепець, синець, рибець звичайний, чехоня, гірчак, карась золотий, карась сріблястий, короп; Балі-

торові – голец звичайний; Щипавкові – щипавка звичайна, в'юн звичайний; Вугрові – вугор звичайний; Сомові – сом звичайний; Миневи – минь річковий; Бабцеві – бабець звичайний; Окуневі – судак, окунь, носар, йорж звичайний; Бичкові – бичок-пісочник [27]. У той же час реальні дослідження дозволили виявити лише 15 видів риби (див. табл. 3).

Таблиця 2

**Порівняння видового складу молоді риби
верхньої частини Канівського водосховища (2001–2007 рр.)**

Вид	р. Десенка		Канівське водосховище, верхів'я	
	наші дані	[8]	район о. Труханів	[1]
	активні знаряддя лову (тканка, волокуша)		пасивні знаряддя лову (пастки)	
<i>Clupeonella cultriventris cultriventris</i> (Nordm.)	+	+	+	–
<i>Esox lucius</i> (L.)	+	+	–	–
<i>Rutilus rutilus</i> (L.)	+	+	+	+
<i>Leuciscus leuciscus leuciscus</i> L.	–	+	–	–
<i>L. cephalus cephalus</i> L.	–	+	–	–
<i>L. idus</i> (L.)	+	+	–	–
<i>Phoxinus phoxinus phoxinus</i> (L.)	–	+	–	–
<i>Scardinius erithrophthalmus</i> L.	+	+	+	–
<i>Aspius aspius</i> L.	–	+	+	–
<i>Leuciscus deloneatus</i> Heck.	+	+	+	–
<i>Tinca tinca</i> (L.)	+	–	–	–
<i>Gobio gobio gobio</i> L.	+	–	–	–
<i>Alburnus alburnus alburnus</i> (L.)	+	+	+	+
<i>Blicca bjoerkna bjoerkna</i> (L.)	+	+	+	+
<i>Abramis brama brama</i> (L.)	+	+	+	+
<i>A. sapa sapa</i> (Pall.)	–	+	–	–
<i>A. ballerus</i> L.	+	+	–	–
<i>Pelecus cultratus</i> L.	–	+	+	–
<i>Rhodeus sericeus amarus</i> (Bloch)	+	+	+	+
<i>Carassius auratus gibelio</i> (Bloch)	+	+	+	–
<i>Cyprinus carpio</i> (L.)	+	+	+	–
<i>Gobitis taenia taenia</i> (L.)	+	+	–	–
<i>Misgurnus fossilis</i> L.	+	–	+	–
<i>Silurus glanis</i> L.	–	+	+	–
<i>Lota lota</i> L.	+	+	–	–
<i>Gasterosteus aculeatus aculeatus</i> (L.)	+	+	–	–
<i>Pungitius platygaster</i> (L.)	+	+	+	–
<i>Syngnathus abaster nigrolineatus</i> Eichw.	+	+	+	–
<i>Stizostedion lucioperca</i> L.	+	+	+	–
<i>Perca fluviatilis fluviatilis</i> L.	+	+	+	–
<i>Gymnocephalus cernuus</i> L.	+	+	+	–
<i>G. acerinus</i> (Guld)	–	+	–	–
<i>Percottus glenii</i> Dybowski	+	–	+	–
<i>Neogobius melanostomus</i> (Pall.)	+	+	+	+
<i>N. kessleri kessleri</i> (Gunth.)	–	+	–	–
<i>N. fluviatilis fluviatilis</i> (Pall.)	+	+	+	–
<i>N. gymnotrachelus gymnotrachelus</i> (Kessl.)	+	+	–	–
<i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pall.)	–	+	–	–
<i>Pseudorasbora parva</i> (Schleg.)	+	+	–	–
Разом:	29	35	21	6

Порівнюючи результати наших досліджень і літературних даних [27] для верхньої ділянки Десни в межах України, можна виявити спорідненість для руслових ділянок 14–15 видів та збільшення видового складу риби у затоках і гирловій ділянці.

**Порівняння видового складу молоді риб
гирлової ділянки та верхньої (на кордоні з Росією) частини р. Десна**

Вид	Станції відбору проб			
	с. Пухівка	Після Деснянського водозабору	Гирло р. Десна	Верхня ділянка р. Десна в межах України [27]
<i>Clupeonella cultriventris cultriventris</i> (Nordm.)	—	—	+	—
<i>Esox lucius</i> (L.)	+	+	—	+
<i>Rutilus rutilus</i> (L.)	+	+	+	+
<i>Leuciscus leuciscus leuciscus</i> L.	+	—	+	+
<i>L. cephalus cephalus</i> L.	+	—	+	—
<i>L. idus</i> (L.)	+	+		+
<i>Phoxinus phoxinus phoxinus</i> (L.)	—	—	+	—
<i>Scardinius erithrophthalmus</i> L.	+	+	+	+
<i>Aspius aspius</i> L.	+	+	—	—
<i>Leucaspis delineatus</i> Heck.	—	+	+	—
<i>Tinca tinca</i> (L.)	+	—	—	+
<i>Gobio gobio gobio</i> L.	+	—	—	+
<i>Alburnus alburnus alburnus</i> (L.)	+	+	+	+
<i>Blicca bjoerkna bjoerkna</i> (L.)	+	+	+	+
<i>A. brama brama</i> (L.)	+	+	+	+
<i>A. sapa sapa</i> (Pall.)	+	—	+	—
<i>A. ballerus</i> L.	+	—	+	—
<i>Pelecus cultratus</i> L.	—	—	+	—
<i>Rhodeus sericeus amarus</i> (Bloch) (Pall.)	+	+	+	+
<i>Carassius auratus gibelio</i> (Bloch)	+	—	+	—
<i>Cyprinus carpio</i> (L.)	—	—	+	—
<i>Gobitis taenia taenia</i> (L.)	+	—	—	+
<i>Misgurnus fossilis</i> L.	+	—	—	—
<i>Lota lota</i> L.	+	+	—	+
<i>Gasterosteus aculeatus aculeatus</i> (L.)	+	+	+	—
<i>Pungitius platygaster</i> (L.)	—	—	+	—
<i>Syngnathus abaster nigrolineatus</i> Eichw.	+	—	+	—
<i>Stizostedion lucioperca</i> L.	+	—	—	—
<i>Perca fluviatilis fluviatilis</i> L.	+	+	+	+
<i>Gymnocephalus cernuus</i> L.	+	—	—	—
<i>G. acerinus</i> (Guld)	—	—	+	—
<i>Neogobius melanostomus</i> (Pall.)	—	—	+	—
<i>N. kessleri kessleri</i> (Gunth.)	—	—	+	—
<i>N. fluviatilis fluviatilis</i> (Pall.)	+	+	+	+
<i>N. gymnotrachelus gymnotrachelus</i> (Kessl.)	—	—	+	—
<i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pall.)	+	—	+	—
<i>Pseudorasbora parva</i> (Schleg.)	—	—	+	—
<i>Perccotus glenii</i> Dybowski	—	—	+	—
Разом:	26	14	28	15

Упродовж усього періоду досліджень в активні знаряддя лову жодного разу не потрапили представники інтродукованих видів далекосхідної іхтіофауни: товстолобики білий і строкатий, білий амур, хоча ці види мають широке розповсюдження на акваторії Канівського водосховища та його придаткової системи. Такі представники чужорідної іхтіофауни як ротан-головешка (знайдений у басейні р. Стугна – притоки Канівського водосховища в 2001 р. [8]) і чебачок амурський зустрічались у всіх пробах, отриманих у 2005–2007 роках на р. Десенка та в гирлі Десни. Серед основних причин,

що призвели до зникнення чи скорочення чисельності багатьох видів риб, потрібно назвати зменшення кількості нерестовищ, відсутність на них необхідної лучної рослинності, яка витримує тривале затоплення, численне їх заростання повітряно-водною рослинністю, значні коливання рівнів води, різке зменшення водообміну та швидкостей течії.

Висновки та рекомендації

Дослідження видового складу іхтіофауни на чотирьох станціях гирлової ділянки р. Десна у 2005–2007 роках зафіксували 39 видів риб. У Десні поблизу с. Пухівка відловлено 26 видів, на станціях вище та нижче Деснянського водозабору – 11 та 14 видів відповідно. Зменшення кількості виловлених видів риб пояснюється змінами піщаних і мулистих донних відкладів на кам'яні та гравійні відсипки з поглибленням русла (технологічні особливості водозабірних споруд). Найбільше видове різноманіття іхтіофауни зафіксоване в гирлі Десни (28 видів).

На Десенці на першій станції (неподалік від шлюзу, що відділяє річку від основного русла Десни) виявлено 28 видів риб; у районі урочища Чорторий – 30, поблизу Московського мосту – 23, на русловій частині поблизу о. Труханів – лише 12 видів. Відмінність видового складу пояснюється різницею біотопів: три перші – переважно озерного типу, четвертий – типово річковий біотоп.

Порівняно з відомими літературними даними, в наших уловах зафіксовано найбільшу кількість видів. Видовий склад іхтіофауни Канівського водосховища та р. Десна в середині 2000-х років поповнився 7 непромисловими та смітними видами риб: колючкою триголковою, колючкою малою південною, чорноморсько-азовською тюлькою, чорноморською пухлощогою рибою-голкою, бичками (головачем, кругляком, цуциком). У складі іхтіофауни верхньої ділянки Канівського водосховища та пригирлової акваторії р. Десна зареєстровано два інвазивні чужорідні види: ротан-головешка та чебачок амурський.

Бібліографічні посилання

1. **Алексієнко М. В.** Видовий склад та особливості просторового розподілення молоді риб двох станцій Канівського водосховища // Рибне господарство. – 2004. – Вип. 63. – С. 9–12.
2. **Белінг Д. О.** Дніпро та його рибні багатства. – К. : Вид-во ВУАН, 1935. – 162 с.
3. **Белінг Д. О.** Іхтіофауна р. Десни // Зб. праць Зоол. музею. – 1935. – № 16. – С. 93–105.
4. **Белінг Д.** Характеристика рибного населення нижньої течії р. Десни / Д. Белінг, О. Ляшенко, П. Носаль // Тр. гідробіол. станції. – 1935. – № 13.
5. **Берг Л. С.** Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. – М.; Л. : Изд-во АН СССР, 1949. – Ч. 3. – С. 937–1381.
6. **Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ.** – К. : Наук. думка, 1989. – 242 с.
7. **Білий М. Д.** Аналіз складу промислової риби р. Десни // Тр. гідробіол. станції. – 1935. – № 10.
8. **Влияние** рыбного хозяйства на биологическое разнообразие в бассейне реки Днепр. Определение пробелов и проблем / В. Д. Романенко, С. А. Афанасьев, В. Б. Петухов и др. – К. : Академперіодика, 2003. – 188 с.
9. **Географічна** енциклопедія України: в 3 т. / О. М. Маринич та ін. – К. : Укр. енциклопедія, 1989. – Т. 1. – 450 с.
10. **Донные** отложения водохранилищ и их влияние на качество воды / А. К. Денисова, Е. П. Пахмина, В. И. Новиков, А. К. Рябов. – К. : Наук. думка, 1987. – 164 с.
11. **Кесслер К. Ф.** Естественная история губерний Киевского учебного округа: Рыбы. – К., 1856. – 98 с.

12. **Ляшенко О.** Аналіз складу рибного населення (переважно молоді риби) заплавних водойм р. Десни на ділянці від с. Кладьківки до с. Брусилова // Тр. гідробіол. станції. – 1935. – № 10.
13. **Маркевич О. П.** Визначник прісноводних риб УРСР / О. П. Маркевич, Й. І. Короткий. – К. : Рад. школа, 1954. – 208 с.
14. **Методи** гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дяченко та ін. – К. : Логос, 2006. – 408 с.
15. **Методика** збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України. – К. : Ін-т рибного госп-ва, 1998. – 67 с.
16. **Методические** рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях. – Л. : Наука, 1984. – 52 с.
17. **Мовчан Ю. В.** Коропові. Ч. 1. Плїтка, ялець, голянь, краснопірка, амур, білизна, верхівка, лин, чебачок амурський, підуст, пічкур, марена / Ю. В. Мовчан, А. І. Смірнов // Фауна України. – В 40 т. – Т. 8, вип. 2. – К. : Наук. думка, 1981. – 428 с.
18. **Мовчан Ю. В.** Круглоротые и рыбы / Ю. В. Мовчан, Л. Г. Манило, А. И. Смирнов, А. Я. Щербуха // Каталог коллекций Зоологического музея ННПМ НАН Украины. – К. : Зоомузей ННПМ НАНУ, 2003. – 241 с.
19. **О заносе** рыбы в системы водоподготовки (на примере Деснянского водопровода) / Н. В. Коваль, И. Е. Дячук, Ю. А. Волненко, В. А. Кундиев // Гидробиол. журн. – 1979. – Т. 15, № 4. – С. 58–62.
20. **Павлов Д. С.** Оптомоторная реакция и особенности ориентации рыб в потоке воды. – М. : Наука, 1970. – 148 с.
21. **Павлов Д. С.** Биологические основы защиты рыб от попадания в водозаборные сооружения / Д. С. Павлов, А. М. Пахоруков. – М. : Пищ. пром-сть, 1973. – 66 с.
22. **Павлов П. Й.** Личинковохордові (асцидії, апендикулярії), безчерепні (головохордові), хребетні (круглороті, хрящові риби, костисті риби – осетрові, оселедцеві, анчоусові, лососеві, харіусові, щукові, умброві) // Фауна України. – В 40 т. – Т. 8, вип. 1. – К. : Наук. думка, 1980. – 352 с.
23. **Полтавчук М. А.** Ихтиофауна притоков Десны в рыбохозяйственном кадастре СССР / М. А. Полтавчук, А. Я. Щербуха // Вестн. зоол. – 1988. – № 2. – С. 24–29.
24. **Полтавчук М. О.** Рибне населення та рибопродуктивність Десни і вплив на них промислових та побутових стоків // Десна в межах України. – К. : Наук. думка, 1964. – С. 133–144.
25. **Правдин И. Ф.** Руководство по изучению рыб. – М. : Пищ. пром-сть, 1966. – 376 с.
26. **Сабодаш В. М.** Риби водойм Київського довкілля. Науково-екологічний і правовий посібник / В. М. Сабодаш, Ю. Г. Процан, А. І. Смірнов. – К. : Фітосоціоцентр, 2003. – 192 с.
27. **Ткаченко В. О.** До вивчення іхтіофауни Деснянсько-Старогутського національного природного парку // Наук. зап. Тернопільського держ. пед. ун-ту ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2005. – № 3 (26). Спец. вип.: Гідроекологія. – С. 433–435.
28. **Чугунова И. И.** Методика изучения возраста и роста рыб. – М. : Наука, 1952. – 175 с.
29. **Шевченко П. Г.** Условия обитания, численность, распределение и рост молоди промысловых рыб устья Десны / П. Г. Шевченко, Н. В. Коваль, Л. В. Ворончук // Гидробиол. журн. – 1986. – Т. 22, № 3. – С. 107–109.
30. **Щербуха А. Я.** Окунеподібні // Фауна України. – В 40 т. – Т. 8, вип. 4. – К. : Наук. думка, 1982. – 384 с.
31. **Eschmeyer W. N.** Catalog of Fishes. – San Francisco : California Academy of Science, 1998. – Vol. 1/3. – 448 p.
32. **Gasso V.** Research priorities for freshwater biodiversity in Ukraine / V. Gasso, R. Novitsky, S. Afanasyev, M. Son // Water for Life: Research Priorities for Sustaining Freshwater Biodiversity. – EPBRS Meeting. Executive summary. – Brdo (Slovenija), 2008. – P. 78.
33. **Nelson J. S.** Fishes of the world. – 3rd ed. – New York – Singapore : J. Wiley&Sons, 1994. – 600 p.

Надійшла до редколегії 29.07.2012

УДК 581.524.1

В. Г. Складар

Сумський національний аграрний університет

ПРОСТОРОВИЙ РОЗПОДІЛ ДРІБНОГО ПІДРОСТУ ОСНОВНИХ ЛІСОТВІРНИХ ПОРІД У ФІТОЦЕНОЗАХ НОВГОРОД-СІВЕРСЬКОГО ПОЛІССЯ

Наведено дані про особливості просторового розподілу дрібного підросту *Pinus sylvestris* L., *Quercus robur* L. та *Acer platanoides* L. у лісових фітоценозах, характерних для Новгород-Сіверського Полісся. Особини зазначеної категорії молодого покоління на ділянках поновлення в основному мають контагіозний розподіл. У його формуванні важливу роль відіграє вимогливість рослин до умов освітленості, зволоження, а також стан живого надґрунтового покриву. На сучасному етапі наявний у регіоні досліджень вітровальний мікрорельєф і вітровально-грунтові комплекси майже не відбиваються на просторовому розподілі підросту.

В. Г. Складар

Сумской национальный аграрный университет

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ МЕЛКОГО ПОДРОСТА ОСНОВНЫХ ЛЕСООБРАЗУЮЩИХ ПОРОД В ФИТОЦЕНОЗАХ НОВГОРОД-СЕВЕРСКОГО ПОЛЕСЬЯ

Представлены данные об особенностях пространственного распределения мелкого подроста *Pinus sylvestris* L., *Quercus robur* L. и *Acer platanoides* L. в лесных фитоценозах, характерных для Новгород-Северского Полесья. Особи данной категории молодого поколения на площадях возобновления в основном имеют контагиозное распределение. В его формировании важную роль играет требовательность растений к условиям освещения, увлажнения, а также состояние живого напочвенного покрова. На современном этапе наличие в регионе исследований ветровального микрорельефа и ветровально-почвенных комплексов в основном не отражается на пространственном распределении подроста.

V. G. Skliar

Sumy National Agrarian University

SPATIAL DISTRIBUTION OF SMALL UNDERGROWTH IN FORESTS OF THE NOVGOROD-SIVERS'K POLISSIA

Data on characteristics of the spatial distribution of small undergrowth of *Pinus sylvestris* L., *Quercus robur* L. and *Acer platanoides* L. in forest phytocenoses, which are typical for Novgorod-Sivers'k Polissia, are presented. It was found that individuals of young generation on the reforestation area are mostly contagiously distributed. An important role in its spatial distribution plays the plants needs in the light conditions, humidity and the state of living ground cover. At the present stage the presence of windfall microrelief and deadwood in the region does not affect the spatial distribution of the small undergrowth.

Просторовий розподіл особин у межах тих чи інших фітоценозів спільно з іншими популяційними ознаками – один із механізмів реалізації головних адаптивних

можливостей популяції – стійкості та продуктивності [24]. Ця характеристика відіграє також важливу роль у забезпеченні гомеостазу та підтриманні життєвості певних сукупностей рослин [10]. Просторова структура проявляється як наслідок дії на популяції біотичних і абіотичних факторів [6; 17; 28–33; 35; 36].

Вивченню просторової структури популяцій приділяється значна увага при дослідженні лісових фітоценозів [2; 5; 7; 8; 12; 15; 16; 18; 21]. При цьому аналіз просторового розподілу рослин має не тільки теоретичне, а і практичне значення, зокрема тому, що дана ознака може суттєво впливати на успішність природного поновлення лісів. За результатами багаторічних досліджень відновлення дібров К. Б. Лосицький [14] зауважував, що ріст підросту в групах йде краще, ніж у особин, які зростають поодинокі. Рослини в центрі групи меншою мірою відчувають на собі дію негативних кліматичних чинників і успішніше конкурують із травами. Невипадково значна кількість сучасних наукових досліджень спрямована на вивчення просторового розподілу підросту лісотвірних видів і рослин, що ростуть поруч із ними [1; 9; 19; 22; 23; 34].

Більшій актуальності вивчення просторової структури популяцій молодого покоління деревних порід набуло з появою концепції мозаїчно-циклічної організації екосистем. Вона розглядає ліс як просторову мозаїку популяційних локусів одного або декількох видів дерев, що перебувають на різних етапах розвитку та змінюються з часом у результаті динамічних процесів [4; 13; 25–27; 37].

Зазначене вказує на значущість і доцільність дослідження просторової структури молодого покоління деревних порід у різних лісових фітоценозах. Мета цієї статті – визначити особливості просторового розподілу дрібного підросту *Pinus sylvestris* L., *Quercus robur* L. і *Acer platanoides* L. для Новгород-Сіверського Полісся, яке належить до найбільш заліснених регіонів України.

Матеріал і методи досліджень

Вивченням охоплено лісові фітоценози, типові для Новгород-Сіверського Полісся: 1) *Pineta (sylvestris) hylocomiosa*; 2) *Pineta (sylvestris) calamagrostidosa (epigeioris)*; 3) *Pineta (sylvestris) nardosa (strictae)*; 4) *Pineta (sylvestris) coryloso (avellanae) – vacciniosa (myrtilli)*; 5) *Pineta (sylvestris) asarosa (europaei)*; 6) *Pineta (sylvestris) pteridiosa (aquilini)*; 7) *Pineta (sylvestris) franguloso (alni) – vacciniosa (myrtilli)*; 8) *Pineta (sylvestris) vacciniosa (myrtilli)*; 9) *Pineta (sylvestris) moliniosa (caeruleae)*; 10) *Pineta (sylvestris) sphagnosa*; 11) *Querceto (roboris) – Pineta (sylvestris) vacciniosa (myrtilli)*; 12) *Querceto (roboris) – Pineta (sylvestris) coryloso (avellanae) nudum*; 13) *Betuleto (penduli) – Pineta (sylvestris) vacciniosa (myrtilli)*; 14) *Querceta (roboris) majanthemosa (bifolii)*; 15) *Querceta (roboris) aegopodiosa (podagrariae)*; 16) *Querceta (roboris) convallariosa (majalis)*; 17) *Querceta (roboris) coryloso (avellanae) – convallariosa (majalis)*; 18) *Acereto (platanoiditis) – Querceta (roboris) coryloso (avellanae) – aegopodiosa (podagrariae)*; 19) *Acereto (platanoiditis) – Querceta (roboris) stellariosa (holosteae)*; 20) *Tilieto (cordatae) – Querceta (roboris) stellariosa (holosteae)*; 21) *Betuleta (pendulae) vacciniosa (myrtilli)*; 22) *Betuleta (pendulae) caricosa (pilosae)*; 23) *Betuleta (pendulae) stellariosa (holosteae)*.

Для вивчення параметрів лісових угруповань та стану в них дрібного підросту (молодих рослин деревних порід висотою до 50 см) застосовано загальноприйняті геоботанічні та популяційні методи [11; 20].

Із метою встановлення типу просторового розподілу особин дрібного підросту в досліджуваних фітоценозах закладено трансекту довжиною 100 м, яка складалась із 200 облікових ділянок (0,25 м²), що прилягають одна до одної. На кожній із ділянок підраховували кількість рослин підросту *P. sylvestris*, *Q. robur* та *A. platanoides*. Зібрані

дані опрацьовували з використанням двох статистичних критеріїв: критерію Мура та критерію відносної дисперсії [3; 6]. Підстава для їх використання – значна частка облікових ділянок зі щільністю особин 0,4–8,0 шт./м². Обидва використані показники дали принципово подібні результати, тому у даній публікації наведено інформацію з посиланням лише на критерій Мура. При цьому висновок про тип просторового розподілу особин підросту робили за результатами порівняння фактичного, визначеного на основі власних розрахунків, значення даної характеристики з її табличним показником для $p < 0,05$. Для досліджень, які базуються на використанні 200 дрібних облікових ділянок, таблична величина критерію Мура дорівнює 1,80.

Результати та їх обговорення

В усіх трьох порід у більшості випадків значення критерію Мура виявились більшими за його табличні показники, тобто дрібному підросту *Q. robur*, *P. sylvestris* і *A. platanoides*, що формується під наметом лісових фітоценозів Новгород-Сіверського Полісся, в основному притаманний контагіозний просторовий розподіл (табл.).

Таблиця

Розподіл дрібного підросту провідних лісотвірних порід
Новгород-Сіверського Полісся на ділянках поновлення

№	Тип фітоценозу	<i>Quercus robur</i>		<i>Pinus sylvestris</i>		<i>Acer platanoides</i>	
		1*	2**	1*	2**	1*	2**
1	Pineta hylocomiosa	6,30	контагіозний	6,29	контагіозний	2,21	контагіозний
2	Pineta calamagrostidosa	4,67	контагіозний	3,90	контагіозний	–	–
3	Pineta nardosa	–	–	5,83	контагіозний	–	–
4	Pineta coryloso – vacciniosa	3,98	контагіозний	–	–	1,36	випадковий
5	Pineta asarosa	4,38	контагіозний	–	–	–	–
6	Pineta pteridiosa	2,21	контагіозний	–	–	–	–
7	Pineta franguloso – vacciniosa	5,57	контагіозний	7,67	контагіозний	–	–
8	Pineta vacciniosa	4,69	контагіозний	2,27	контагіозний	3,98	контагіозний
9	Pineta moliniosa	2,99	контагіозний	–	–	–	–
10	Pineta sphagnosa	4,86	контагіозний	4,38	контагіозний	–	–
11	Querceto – Pineta vacciniosa	2,17	контагіозний	2,17	контагіозний	–	–
12	Querceto – Pineta coryloso nudum	–	–	6,00	контагіозний	2,17	контагіозний
13	Betuleto – Pineta vacciniosa	3,04	контагіозний	–	–	–	–
14	Querceta majanthemosa	3,00	контагіозний	–	–	–	–
15	Querceta aegopodiosa	–	–	–	–	3,03	контагіозний
16	Querceta convallariosa	3,54	контагіозний	–	–	4,38	контагіозний
17	Querceta coryloso – convallariosa	6,30	контагіозний	–	–	–	–
18	Acereto – Querceta coryloso – aegopodiosa	–	–	–	–	3,00	контагіозний
19	Acereto – Querceta stellariosa	–	–	–	–	3,97	контагіозний
20	Tilieto – Querceta stellariosa	–	–	–	–	1,62	випадковий
21	Betuleta vacciniosa	4,80	контагіозний	3,53	контагіозний	–	–
22	Betuleta caricosa	–	–	–	–	3,52	контагіозний
23	Betuleta stellariosa	2,30	контагіозний	1,15	випадковий	1,19	випадковий

Примітки: 1 – фактичні значення критерію Мура; 2 – висновок про розподіл підросту на ділянках поновлення.

P. sylvestris і *A. platanoides* – породи, що мають легке насіння, яке активно переноситься повітряними потоками на значні відстані. Жолуді *Q. robur* значно важчі, тому порівняно значна їх частка концентрується поблизу материнського дерева. Тобто у даної породи певні передумови для контагіозного розподілу молодого покоління реалізуються вже на цьому етапі репродуктивного циклу.

У трьох порід, незважаючи на різні особливості та механізми поширення насіння, досить чітка тенденція до групового розподілу підросту проявляється на етапі проростання насіння внаслідок неоднорідності ґрунтового покриву та підстилки, які є для нього ложем. При цьому одні ділянки виявляються сприятливішими для проростання насіння, інші – менш придатними. На наступних етапах репродуктивного циклу тенденція до контагіозного розміщення посилюється, тому що едафічна та мікрокліматична неоднорідність, а також неоднакові умови освітленості під наметом лісу зумовлюють різний рівень виживання проростків. Таким чином, незважаючи на те, що насіння деревних порід може бути переміщене у будь яку частину фітоценозу, підріст формується лише там, де екологічні умови забезпечують проростання насіння та укорінення сходів.

Підріст *Q. robur* – світлолюбного, малотіньовитривалого виду, що має відносно вузький діапазон продукційних можливостей, переважно представлений в непереозвожених і гарно освітлених місцях. Чітко виражені групи підросту тяжіють до світлових вікон, особливо розміром понад 10 м². У вікнах і під наметом лісу підріст даного виду найчастіше зростає поряд із *Convallaria majalis* L., *Fragaria vesca* L., *Trientalis europaea* L., та з мохами (*Pleurozium schreberi* Mitt., *Dicranum polysetum* Sw.).

У підросту *P. sylvestris*, на відміну від *Q. robur*, зареєстрований також випадковий розподіл особин на ділянках поновлення (*Betuleta stellariosa* – фактичне значення критерію Мура (1,15) менше за табличне (1,80)). Однак унаслідок вимогливості *P. sylvestris* до стану поверхні, на якій відбувається проростання насіння та укорінення проростків, а також до умов освітленості, для даної породи характерне абсолютне переважання контагіозного просторового розподілу особин молодого покоління.

Дрібний підріст *A. platanoides* може накопичуватися під наметом лісу у досить різноманітних екологічних умовах, поряд із різними трав'янистими рослинами (*Galium odoratum* (L.) Scop., *Geum urbanum* L., *Melica nutans* L. та ін.) завдяки своїй тіньовитривалості та тому, що має великий діапазон продукційних можливостей. У той же час молоде покоління *A. platanoides* активно реагує на збільшення освітлення ділянок під наметом лісу зростанням рівня життєвості та, часто, ще і щільності. Зазначеними особливостями біології та екології *A. platanoides* пояснюється наявність у підросту цього виду як контагіозного, так і випадкового (у 3 типах фітоценозів з 11, в яких виявлено його дрібний підріст) розподілу рослин у межах популяційних полів.

Дрібний підріст усіх досліджених порід в основному представлений на ділянках із розрідженим трав'яно-чагарничковим покривом, сумарне проєктивне покриття якого не перевищує 50–60 %. Молоде покоління *Q. robur*, *P. sylvestris* та *A. platanoides* тяжіє до територій, у складі живого надґрунтового покриву яких відсутні або мають не значну питому вагу злаки та лучні види.

Висновки

Незважаючи на суттєві біолого-екологічні відмінності, притаманні *Q. robur*, *P. sylvestris* і *A. platanoides*, в умовах Новгород-Сіверського Полісся їх підріст на ділянках поновлення в основному має контагіозний розподіл і зосереджується в локусах, умови яких для молодого покоління найсприятливіші. Такі ділянки виконують свого роду функцію «ядер конденсації», навколо яких відбувається «нуклеація» підросту. Відповідно, збільшення, як за загальною кількістю, так і за площею, зазначених локалітетів має велике значення для підвищення успішності природного поновлення лісових фітоценозів. У їх виокремленні важливу роль відіграє вимогливість молодого покоління деревних порід до умов освітленості, зволоження, а також стан живого надґрунтового покриву.

Із точки зору концепції мозаїчно-циклічної організації екосистем важливим явищем у житті лісу є падіння дерев, що супроводжується утворенням вікон у деревостані та вітровально-грунтових комплексів. При цьому останні, посилюючи строкатість значень екологічних чинників, суттєво впливають на видовий склад і успішність поновлення різних видів дерев, їх кількісне співвідношення. У сучасних лісових фітоценозах Новгород-Сіверського Полісся внаслідок ведення лісового господарства, яке супроводжується вилученням із фітоценозів старих дерев, вітровальні комплекси мають невисоку питому вагу. Відповідно, вони незначно впливають на горизонтальну неоднорідність і просторову структуру надґрунтового покриву фітоценозів, у тому числі і на розміщення підросту. Вважаємо, що в майбутньому, завдяки створенню в межах Новгород-Сіверського Полісся Деснянсько-Старогутського та Мезинського національних природних парків, у заповідні зони яких увійшли значні масиви лісів, вплив вітровально-грунтових комплексів на хід природного поновлення деревних порід на цих територіях значно посилиться. Відповідно, просторовий розподіл підросту більшою мірою буде визначатись впливом локальних природних порушень і «нуклеацією» підросту в них.

Бібліографічні посилання

1. **Вайс А. А.** Горизонтальная структура нормальных сосновых насаждений левобережной и правобережной пригородной зоны г. Красноярск // Хвойные бореальной зоны. – 2006. – Вып. 3. – С. 64–68.
2. **Вайс А. А.** Горизонтальная структура древостоев Средней Сибири // Научн. журн. КубГАУ. – 2009. – № 45 (1). – С. 1–15.
3. **Василевич В. И.** Статистические методы в геоботанике. – Л. : Наука, 1969. – 232 с.
4. **Восточноевропейские широколиственные леса** / Р. В. Попадюк, А. А. Чистякова, С. И. Чумаченко и др. – М. : Наука, 1994. – 363 с.
5. **Гербут Ф. Ф.** Комплексний підхід до лісовідновлення у гірському лісівництві / Ф. Ф. Гербут, Ю. Д. Бродович // Лісівництво і агролісомеліорація. – 2009. – Вип. 116. – С. 165–169.
6. **Грейг-Смит П.** Количественная экология растений. – М. : Мир, 1967. – 359 с.
7. **Грибанов В. Я.** Пространственная структура сосновых и лиственных деревьев // Продуктивность лесных фитоценозов. – Красноярск : ИЛиД, 1984. – С. 42–47.
8. **Грибанов В. Я.** Пространственная структура сосновых древостоев // Лесная таксация и лесостроительство. – Красноярск : КГТА, 1994. – С. 33–42.
9. **Емшанов Д. Г.** Методы пространственной экологии в изучении лесных экосистем. – К. : Меркьюри Глоуб Юкрейн, 1999. – 220 с.
10. **Жуляев Г. Г.** Вплив освітленості на просторове розміщення та склад субпопуляційних локусів *Soldanella hungarica* Simonk. (Primulaceae) в Карпатах // Наук. зап. держ. природознавч. музею. – Львів, 2010. – Вип. 26. – С. 85–94.
11. **Злобин Ю. А.** Популяционная экология растений: Современное состояние, точки роста. – Сумы : Университетская книга, 2009. – 263 с.
12. **Каволонене Д. К.** Типы размещения деревьев в свете закономерностей роста древостоев // Закономерности роста и производительности древостоев. Тез. докл. – Каунас, 1981. – С. 40–42.
13. **Коротков В. Н.** Опыты по ускорению демулационных смен в грабовых лесах Каневского заповедника // Бюлл. МОИП. Отд. биол. – 1990. – Т. 95, № 2. – С. 131–141.
14. **Лосицкий К. Б.** Восстановление дубрав. – М. : Изд-во сельскохоз. лит-ры, журн. и плакатов, 1963. – 358 с.
15. **Прокопцев В. В.** Лесоводственно-таксационный анализ роста и пространственной структуры сосняков зеленомошников Брянского массива в связи с рубками ухода: Автореф. дисс. ... канд. с.-х. наук. – Брянск, 1997. – 21 с.
16. **Проскуряков М. А.** Размещение деревьев в еловых биогеоценозах северо-восточного Тянь-Шаня // Изв. АН КазССР. Сер. Биол. – 1972. – № 1. – С. 38–42.

17. **Работнов Т. А.** Фитоценология. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1983. – 161 с.
18. **Салтыков А. Н.** Регуляция пространственно-возрастной структуры волны возобновления на горельниках // Лісівництво і агролісомеліорація. – 2008. – Вип. 114. – С. 90–96.
19. **Салтыков А. Н.** Подрост сосны в конусах полуденной тени материнских насаждений / А. Н. Салтыков, К. Б. Новосад // Вісник ХНАУ. Серія «Лісове господарство». – 2010. – № 4. – С. 135–143.
20. **Сукачев В. М.** Методические указания к изучению типов леса / В. М. Сукачев, С. В. Зонн. – М. : Изд-во АН СССР, 1961. – 143 с.
21. **Тарнопільська О. М.** Формування горизонтальної структури природних сосняків (*Pinus sylvestris* L.) Ізюмського пристепоного бору під впливом групово-поступових рубок / О. М. Тарнопільська, В. О. Манойло, О. А. Пономарьов // Лісівництво і агролісомеліорація. – 2010. – Вип. 117. – С. 174–182.
22. **Тереля І. П.** Ялиця біла (*Abies alba* Mill.) у лісах Українських Карпат: стан та відтворення. – Автореф. дис. ... канд. с.-г. наук. – Львів, 2004. – 18 с.
23. **Ухваткина О. Н.** Структура подроста и естественное возобновление в смешанном хвойно-широколиственном лесу Южного Сихотэ-Алиня / О. Н. Ухваткина, А. М. Омелько // Журн. Сибирского федерального ун-та. Сер. Биология. – 2011. – № 4 (3). – С. 266–280.
24. **Царик Й. В.** Деякі аспекти вивчення внутрішньопопуляційного різноманіття // Вісник Львівського ун-ту. Сер. біологічна. – 2004. – Вип. 37. – С. 176–184.
25. **Beatty S. W.** The variety of soil microsites created by treefalls / S. W. Beatty, E. L. Stone // Canad. J. Forest Res. – 1986. – Vol. 16, N 3. – P. 1409–1411.
26. **Collins B. S.** Vegetation composition and relation in environmental in Allegheny hardwoods forest / B. S. Collins, S. T. A. Pickett // Amer. Midl and Natur. – 1982. – Vol. 108. – P. 117–123.
27. **Cook R. E.** The biology of *Viola fimbriatula* in a natural disturbance / R. E. Cook, E. E. Lyons // Ibid. – 1983. – Vol. 64, N 3. – P. 654–660.
28. **Ecological** field theory: A spatial analysis of resource interference among plants / H.-I. Wu, P. J. H. Sharpe, J. Walker et al. // Ecological Modelling. – 1985. – Vol. 29. – P. 215–243.
29. **Fine-scale** spatial distribution of plants and resources on a sandy soil in the Sahel / M. Rietkerk, T. Ouedraogo, L. Kumar et al. // Plant and Soil. – 2002. – Vol. 239, N 1. – P. 69–77.
30. **Freeman D. C.** Differential resource utilization by the sexes of dioecious plants / D. C. Freeman, L. G. Klikoff, K. T. Harper // Science. – 1976. – Vol. 193, N 4253. – P. 597–599.
31. **Hiernaux P.** Effects of grazing on plant species composition and spatial distribution in rangelands of the Sahel // Plant Ecology. – 1998. – Vol. 138, N 2. – P. 191–202.
32. **Matlack G. R.** Spatial distribution and the performance of individual plants in a natural population of *Silene dioica* / G. R. Matlack, J. L. Harper // Oecologia. – 1986. – Vol. 70, N 1. – P. 121–127.
33. **Miller T. E.** The effects of density and spatial distribution on selection for emergence time in *Prunella vulgaris* (Lamiaceae) / T. E. Miller, A. A. Winn, D. W. Schemske // American Journal of Botany. – 1994. – Vol. 81, N 1. – P. 1–6.
34. **Pacala S. W.** Details that matter: The spatial distribution of individual trees maintains forest ecosystem function // S. W. Pacala, D. H. Deutschman / Oikos. – 1995. – Vol. 74, N 3. – P. 357–365.
35. **Plant** – soil biota interactions and spatial distribution of black cherry in its native and invasive ranges / K. O. Reinhart, A. Packer, W. H. Van der Putten et al. // Ecology Letters. – 2003. – Vol. 6. – P. 1046–1050.
36. **Predicting** the spatial distribution of non-indigenous riparian weeds: Issues of spatial scale and extent / Y. C. Collingham, R. A. Wadsworth, B. Huntley et al. // Journal of Applied Ecology. – 2000. – Vol. 37. – P. 13–27.
37. **Ruel J.-C.** Relations entre la microtopographie, les caractéristiques de la couverture et la répartition des essences dans une érableière à Bouleau Jaune / J.-C. Ruel, D. Lostau, M. Pineau // Canad. J. Forest Res. – 1988. – Vol. 18, N 9. – P. 1196–1202.

Надійшла до редколегії 22.08.2012

УДК 577.486:634.9

Н. Н. Цветкова, А. А. Дубина, Е. О. Тагунова

Днепропетровский национальный университет им. Олеся Гончара

ГЕОХИМИЯ ВАНАДИЯ В ПОЧВАХ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПРИСАМАРЬЯ ДНЕПРОВСКОГО

Исследовано содержание и распределение валовой и подвижной форм следового элемента ванадия в почвах лесных экосистем и разнотравно-типчаково-ковыльной степи в пределах Присамарья Днепропетровского. Валовое содержание ванадия варьирует от 49 в дерново-боровой почве до 210 мг/кг в черноземе обыкновенном лесоразведенном, содержание подвижных форм – от 3 в черноземе обыкновенном до 20 мг/кг в пойменной лугово-лесной почве. Процент подвижности ванадия в исследуемых почвах составил от 1,6 в верхнем горизонте чернозема обыкновенного до 30 % в материнской породе дерново-боровой почвы.

Н. М. Цветкова, А. О. Дубина, Є. О. Тагунова

Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара

ГЕОХІМІЯ ВАНАДІЮ У ҐРУНТАХ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ ПРИСАМАР'Я ДНІПРОВСЬКОГО

Досліджено вміст і розподіл валової та рухомої форм слідового елемента ванадію у ґрунтах лісових екосистем і різнотравно-кострицево-ковилового степу у межах Присамар'я Дніпровського. Валовий вміст ванадію у даних ґрунтах варіює від 49 у дерново-боровому ґрунті до 210 мг/кг у чорноземі звичайному лісорозвиненому, вміст рухомих форм – від 3 у чорноземі звичайному до 20 мг/кг у заплавному лучно-лісовому ґрунті. Відсоток рухомості ванадію у досліджених ґрунтах становив від 1,6 у верхньому горизонті чорнозему звичайного до 30 % у материнській породі дерново-борового ґрунту.

N. N. Tsvetkova, A. A. Dubina, E. O. Tagunova

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University

GEOCHEMISTRY OF VANADIUM IN SOILS OF FOREST ECOSYSTEMS OF THE PRYSAMAR'JA DNIPROVSKE REGION

Content and distribution of total and mobile forms of trace element Vanadium in the soils of forest and forb-fescue-stipa steppe ecosystems within the Prysmar'ja Dniprovske were studied. It was ascertained, that the gross content of Vanadium in these soils vary from 49 in the pinery-sod soil to 210 mg×kg⁻¹ in chernozem improved by forest. The content of mobile forms vary from 3 in chernozem to 20 mg×kg⁻¹ in flood pratal-forest soil. Percentage of Vanadium mobility in studied soils was from 1.6 in top horizon of chernozem to 30 % in the mother rock of pinery-sod soil.

Введение

Ванадий является одним из наиболее рассеянных элементов в природе. Среднее содержание данного элемента в земной коре составляет 200 мг/кг, в основных породах – 300–350 мг/кг, в кислых – 17–68 мг/кг. Геохимия ванадия тесно связана в биосфере с органическим веществом. Наблюдается его накопление в нефти, битумах,

меньше – в торфах. Содержание ванадия в почвах бывшего СССР колеблется от 50 до 260 мг/кг, а в среднем составляет 100 мг/кг [1].

По данным В. В. Акимцева и др. [8], в черноземах Ростовской области содержится 67–113 мг ванадия на 1 кг почвы при довольно равномерном его распределении по почвенному профилю; в каштановых почвах – 35–91 мг/кг, причем содержание этого элемента уменьшается в почве по мере снижения количества гумуса. Автор отмечает некоторое накопление ванадия в солонцеватых горизонтах почв.

В работе А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас [2], где представлены наиболее часто встречающиеся в литературе значения содержания ванадия (данные многих исследователей), указано, что данный элемент концентрируется в основных породах и сланцах (в пределах 100–250 мг/кг).

Геохимические свойства ванадия во многом зависят от степени его окисления и кислотности среды. Этот элемент образует различные комплексы с катионными и анионными оксидами и гидроксидами, что обуславливает разнообразное его поведение в природе [15].

Ванадий – элемент V группы таблицы Д. И. Менделеева, относится к рассеянным элементам и в природе в свободном виде не встречается. Данный элемент не образует собственных минералов. Его носителями являются минералы титана. Источником получения ванадия являются железные руды, где он содержится в виде примеси.

Ванадий – пластичный металл серебристо-серого цвета, по внешнему виду похож на сталь, температура плавления – 1920 °С, плотность – 6,11 г/см³ [3; 6; 7; 9]. Ванадий стоек к действию морской воды, разбавленных растворов соляной, азотной и серной кислот, щелочей. С кислородом образует несколько оксидов: VO, V₂O₃, VO₂, V₂O₅.

Следовой элемент ванадий широко используют в металлургической промышленности (он резко повышает качество стали), атомной энергетике, в производстве электронных приборов. Соединения ванадия применяются в химической промышленности, сельском хозяйстве и медицине, текстильной, лакокрасочной, резиновой, керамической, стекольной, фото- и кинопромышленности.

Биологическая роль ванадия по сравнению с другими следовыми элементами изучена слабо. Есть сведения, что ванадий тормозит синтез жирных кислот, подавляет образование холестерина, ингибирует ряд ферментных систем, стимулирует активность моноаминоксидазы. При шизофрении содержание данного микроэлемента в крови человека значительно повышается.

Избыточное поступление ванадия в организм обычно связано с биологическими и производственными факторами. При остром воздействии токсических доз ванадия у рабочих отмечаются местные воспалительные реакции кожи и слизистых оболочек глаз, верхних дыхательных путей. ванадий и его соединения токсичны. Токсическая доза для человека – 0,25 мг, летальная – 2–4 мг. Повышенное содержание белков и хрома в рационе снижает токсическое действие ванадия [4].

В Украине ванадий обнаружен в Керченских рудах.

Одним из растительных «собирателей» ванадия является ядовитый гриб бледная поганка, плесень черный аспергилл развивается нормально только в присутствии солей ванадия. Все известные в мире факты говорят о том, что ванадий играет определенную роль в жизненных процессах, но какую именно, предстоит уточнить [7; 9].

Данные о среднем содержании ванадия в одних и тех же почвах в работах разных авторов широко варьируют. Норриш [21] сообщает, что значительные количества ванадия в почвах связаны с оксидами железа, причем в этой форме он наиболее подвижен и поэтому доступен для растений. Норриш указал также на высокую степень

связи ванадия с марганцем и с содержанием калия в почвах. По данным ряда авторов [11; 16], большая часть почвенного ванадия (главным образом ванадия-катиона) может образовывать комплексы с гуминовыми кислотами. Анионные формы ванадия отличаются мобильностью в почвах и относительно высокой токсичностью для микробиоты почв.

В настоящее время среднее мировое содержание ванадия в почвах оценивается в 90 мг/кг, в почвах США – в 84 мг/кг. По данным Квипинга и др. [12], содержание данного следового элемента в карбонатных почвах Китая изменяется от 21 до 500 мг/кг (среднее – 220 мг/кг). Промышленная переработка некоторых видов полезных ископаемых (руд, сырья по производству угля и фосфатных удобрений, а также сжигание угля и нефти) может приводить к загрязнению почвы ванадием [22; 27].

В последние десятилетия уделяется особое внимание исследованию ванадия в компонентах биосферы, что связано с его недостаточной изученностью и широким применением в промышленности, сельском хозяйстве, машиностроении, строительстве и т. д. Исследуются различные формы ванадия в почве, биоорганическая химия ванадия, его распространение в почвах разных континентов, распределение данного микроэлемента в почвах мест его добычи, предлагается геохимическая оценка взаимоотношений ванадия с иными химическими элементами почвы (железом, марганцем и др.). Не остается без внимания роль ванадия в биологических системах: его биодоступность, геохимия и минералогия [10; 13; 14; 17–20; 23–26; 28–31].

Материал и методы исследований

Объекты исследования – черноземы обыкновенные разнотравно-типчаково-ковыльной степи, черноземы обыкновенные лесоулучшенные искусственных лесных насаждений, пойменные лугово-лесные почвы, дерново-боровые почвы аренных лесов р. Самара. Предмет исследования – геохимия и минералогия ванадия в почвах.

Методы исследования – общепринятые геоботанические, биогеоценотические. Ванадий определяли атомно-абсорбционным методом в валовой (экстрагент – концентрированная азотная кислота) и подвижной формах (экстрагент – 0,1 N раствор соляной кислоты).

Результаты и их обсуждение

Среднее содержание ванадия в почвообразующих породах Присамарья (Днепропетровская область) варьирует в относительно широких пределах: минимальная концентрация данного следового элемента отмечена в песчаных аллювиальных отложениях (20 мг/кг), среднее содержание – в супесчаных (156 мг/кг) и максимум – в суглинистых породах (260 мг/кг).

Содержание ванадия в почвах (табл. 1) определяется его содержанием в материнской породе. Наибольшее содержание этого микроэлемента в районе Присамарья характерно для черноземов обыкновенных и черноземов обыкновенных лесоулучшенных суглинистых (190–210 мг/кг). Высокие количества ванадия присущи также пойменным лугово-лесным суглинистым почвам (80 мг/кг). Минимальное содержание ванадия имеют дерново-боровые почвы арены (49 мг/кг), залегающие на супесчаных отложениях с низким содержанием этого элемента. Содержание глинистых частиц и гумуса в этих почвах также низкое.

В почвах Присамарья установлена высокая корреляционная связь ванадия с гумусом в почвах пойменных и плакорных местообитаний ($r = 0,8$; $n = 41$), что объясняет аккумуляцию ванадия в этих почвах в верхних гумусовых горизонтах.

Таблица 1

**Вариационно-статистические показатели содержания ванадия
в корнеобитаемом слое почв (0–50 см) Присамарья (валовая форма, мг/кг почвы)**

Группа почв по С. В. Зонну	Наименование почвы, пробная площадь (ПП)	<i>n</i>	<i>M</i>	<i>V</i>
Элювиальная	Чернозем обыкновенный среднегумусный, средневыщелоченный, среднесуглинистый на лессах (ПП 201)	25	190	31
Элювиальная	Чернозем обыкновенный лесоулучшенный среднегумусный, средневыщелоченный, среднесуглинистый на лессах (ПП 201a)	26	210	30
Надводно-подводная	Пойменная лугово-лесная малогумусная, сильновыщелоченная на аллювиальных отложениях (ПП 209)	27	80	57
Элювиальная	Дерново-боровая, малогумусная, сильновыщелоченная, песчаная, слабообразованная на древнеаллювиальных отложениях (ПП 212)	20	49	34

Примечания: *n* – количество проанализированных почвенных образцов; *M* – среднеарифметическое содержание ванадия в почве; *V* – коэффициент вариации (%).

Распределение ванадия по почвенному профилю чернозема обыкновенного лесоулучшенного и дерново-боровых почв в районе Присамарья свидетельствует о биогенной аккумуляции данного элемента в почве, его распределение тесно связано с распределением гумуса. В профиле пойменных почв ванадий по почвенным горизонтам распределяется зигзагообразно, что связано с характером аллювиальных наносов.

Знание содержания только общей валовой формы ванадия не дает возможности судить о степени обеспеченности растений этим элементом. Поэтому важно знать количество подвижных, доступных растениям форм. Количество подвижных форм элемента в почве может меняться за счет разрушения минералов, деятельности микроорганизмов и ряда других факторов. Обычно в подвижной форме в почве находится относительно небольшая часть микроэлементов. По данным Я. В. Пейве [5], черноземные почвы центральных областей бывшего СССР содержат 4,5–10 мг/кг почвы ванадия и 10–75 мг/кг марганца (вытяжка 0,1 Н H_2SO_4). Подвижность элементов зависит от *pH*, окислительного потенциала среды и свойств почвы. Подвижность ванадия в почвах Присамарья варьирует от 1,6 до 30 % (табл. 2).

Таблица 2

**Содержание и распределение подвижных форм ванадия
в генетических горизонтах почв Присамарья**

Наименование почв	Глубина отбора образца, см	Содержание <i>V</i> в подвижной форме (0,1 Н H_2SO_4), мг/кг	% подвижности от валовой формы
Чернозем обыкновенный на лессах (ПП 201)	0–10	3,0	1,6
	40–50	9,3	4,9
	60–90	5,4	2,8
	140–150	13,5	7,1
Пойменная лугово-лесная суглинистая (ПП 209)	0–25	12,8	16
	40–50	3,2	4
	75–85	6,4	8
	130–140	11,2	14
	200–210	20,1	27
Дерново-боровая на древнеаллювиальных отложениях (ПП 212)	0–15	9,8	20
	50–60	14,7	30
	125–135	12,3	25
	210–220	14,7	30

Максимальная подвижность ванадия наблюдается в дерново-боровых песчаных кислых почвах, минимальная – в черноземе обыкновенном разнотравно-типчаково-ковыльной степи.

Выводы

Исследована геохимия ванадия в черноземе обыкновенном, черноземе обыкновенном лесоулучшенном, лугово-лесной и дерново-боровой почвах биогеоценозов Присамарья Днепровского. Валовое содержание ванадия в этих почвах варьирует в интервале 49–210 мг/кг, содержание подвижных форм – 3–20 мг/кг почвы.

Библиографические ссылки

1. **Виноградов А. П.** Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. – М. : Изд-во АН СССР, 1957. – 234 с.
2. **Кабата-Пендиас А.** Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. – М. : Мир, 1989. – С. 264–271.
3. **Малая советская энциклопедия** / Под ред. Б. В. Введенского. – М. : Гос. научн. изд-во «Большая советская энциклопедия». – Т. 2. – С. 129.
4. **Микроэлементозы** человека: Этиология, классификация, органопатология / А. П. Авцын, А. А. Жаворонков, М. А. Риш, Л. С. Строчкова. – М. : Медицина, 1991. – 496 с.
5. **Пейве Я. В.** Об основных закономерностях распределения валовых запасов и подвижных форм микроэлементов в почвах // Физика, химия, биология и минералогия почв СССР (Доклады к международному конгрессу почвоведов). – М. : Наука, 1964. – 279 с.
6. **Ростокер У.** Металлургия ванадия. – М. : Изд-во иностранной литературы, 1959. – 195 с.
7. **Славинский М. П.** Физико-химические свойства элементов. – М. : Metallurgizdat, 1952. – 764 с.
8. **Содержание** микроэлементов в почвах Ростовской области / В. В. Акимцев, А. В. Болдырева, С. Н. Голубев и др. // Микроэлементы и естественная радиоактивность почв. – Ростов-на-Дону : Изд-во РГУ, 1962. – С. 37–42.
9. **Филянд Я. В.** Свойства редких элементов. Справочник / Я. В. Филянд, Е. И. Семенова. – М. : Metallurgia, 1964. – 234 с.
10. **Aide M.** Geochemical assessment of iron and vanadium relationships in oxic soil environments // Soil Sed. Contam. – 2005. – P. 403–416.
11. **Bloomfield C.** The translocation of metals in soils / C. Bloomfield, D. J. Greenland, M. H. B. Hayes // The Chemistry of Soil Processes. – New York : John Wiley & Sons, 1981. – 463 p.
12. **Content** and distribution of trace elements in limestone soils of China / Z. Quiping, Y. Chuliang, T. Lihua, X. Junxiang // Acta Pedologica Sinica. – 1984. – Vol. 21. – P. 58.
13. **Distribution** of vanadium (V) species between soil and plants in the vicinity of vanadium mine / N. Panichev, K. Mandiwana, D. Moema et al. // J. Hazard. Mater. – 2006. – Vol. 137. – P. 649–653.
14. **Fox P.** Accumulation, release and solubility of arsenic, molybdenum and vanadium in wetland sediments / P. Fox, H. E. Doner // J. Environ. Qual. – 2003. – P. 2428–2435.
15. **Garrels R. M.** Solutions, Minerals and Equilibria / R. M. Garrels, C. L. Chist. – New York : Harper & Row, 1965. – 450 p.
16. **Goodman B. A.** The binding of vanadium in complexes with humic acid an electron paramagnetic resonance study / B. A. Goodman, M. V. Cheshire // Geochim. et Cosmochim. Acta. – 1975. – Vol. 39. – P. 1711–1713.
17. **Han F. X.** Long-term transformations of cadmium, cobalt, nickel, zinc, vanadium, manganese, and iron in arid-zone soils under saturated condition / F. X. Han, A. Banin // Commun. Soil Sci. Plant Anal. – 2000. – Vol. 31. – P. 943–957.
18. **Ivanov G. M.** Vanadium in the landscapes of western Transbaikalia / G. M. Ivanov, V. K. Kashin // Geochemistry International. – 2010. – Vol. 48, N 3. – P. 295–299.

19. **Lettuce** cationic nutrition and yield, and soil chemical characteristics as affected by vanadium application to leaves or soils / C. E. Alvarez, M. Amin, C. M. Reyes, M. Fernandez // *International Journal of Environment & Pollution*. – 2002. – Vol. 18, N 1. – P. 76.
20. **Meunier J. D.** The composition and origin of vanadium-rich clay minerals in Colorado Plateau Jurassic sandstones // *Clays Clay Miner.* – 1994. – Vol. 42. – P. 391–400.
21. **Norrisch K.** The geochemistry and mineralogy of trace elements / K. Norrisch, D. J. D. Nicholas, A. R. Egan // *Trace Elements in Soil-Plant-Animal Systems*. – New York : Academic Press, 1975. – P. 55–60.
22. **Pawlak L.** Trace Element Pollution of Soils and Plants in the Vicinity of the Oil Refinery Plant near Plock / Doctoral thesis. – Warsaw : Agricultural University, 1980. – 165 p.
23. **Pojedniok J.** Speciation of vanadium in soil / J. Pojedniok, F. Buhl // *Talanta*. – 2003. – Vol. 59, N 1. – P. 1–8.
24. **Quantities** and associations of lead, zinc, cadmium, manganese, chromium, nickel, vanadium, and copper in fresh Mississippi delta alluvium and New Orleans alluvial soils / H. W. Mielke, C. R. Gonzales, M. K. Smith, P. W. Mielke // *The Science of the Total Environment*. – 2000. – Vol. 246, N 2–3. – P. 249–259.
25. **Rehder D.** Inorganic considerations on the function of vanadium in biological systems // *Metal Ions in Biological Systems*. – Vol. 31. Vanadium and Its Role in Life. – New York : Marcel Dekker, 1995. – P. 1–43.
26. **Rehder D.** Life without vanadium? Bioorganic chemistry of vanadium // *Chemie in Unserer Zeit*. – 2010. – T. 44, N 5. – P. 322–331.
27. **Tyler G.** Influence of vanadium on soil phosphatase activity // *J. Environ. Qual.* – 1976. – Vol. 5. – P. 216–217.
28. **Vanadium** – an element of atypical biological significance / B. Mukherjee, B. Patra, S. Mahapatra et al. // *Toxicol. Lett.* – 2004. – Vol. 150. – P. 135–142.
29. **Vanadium.** Biochemical and Molecular Biological Approaches / Ed. H. Michibata. – Springer, 2012. – 228 p.
30. **Vanadium** in Biological Systems / Ed. by N. D. Chasteen. – Dordrecht, Netherlands : Kluwer Academic Publishers, 1990. – 240 p.
31. **Wanty R. B.** Thermodynamics and kinetics of reactions involving vanadium in natural systems. Accumulation of vanadium in sedimentary rocks / R. B. Wanty, M. B. Goldhaber // *Geochim. Cosmochim. Acta* – 1992. – Vol. 56. – P. 1471–1483.

Надійшла до редколегії 14.07.2012

УДК 579:551.352(262.5)

В. П. Чекалов

Институт биологии южных морей им. О. О. Ковалевского НАН Украины, м. Севастополь

МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ ОБЛІКУ ЧИСЕЛЬНОСТІ БАКТЕРІОБЕНТОСУ В УМОВАХ СЕЗОННОГО КОЛИВАННЯ ТЕМПЕРАТУР

Розглянуто доцільність використання коефіцієнта температурної корекції у разі визначення чисельності бактерій в умовах, близьких до природних, ураховуючи також акваторії полярних зон. У теплий період року чисельності потенційно життєздатної та фізіологічно активної мікрофлори зазвичай збігаються. При низьких температурах активною може виявитися одна зі ста клітин. Культивування посівів при нетипових для холодного часу року температурах (+20...+25 °C) спричинює, як правило, викривлення результатів. Запропоновано використовувати як поправний коефіцієнт відсоткове співвідношення колоній, що були вперше виявлені візуально на чашках «холодної» інкубації, до чисельності мезофільних форм за той самий інтервал часу. Для дослідження анаеробної та аеробної складових бактеріального угруповання запропоновано модифіковане середовище Вільсона – Блера.

В. П. Чекалов

Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, г. Севастополь

МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ УЧЕТА ЧИСЛЕННОСТИ БАКТЕРИОБЕНТОСА В УСЛОВИЯХ СЕЗОННОГО КОЛЕБАНИЯ ТЕМПЕРАТУР

Рассмотрена целесообразность использования коэффициента температурной коррекции при учете численности бактерий в условиях, приближенных к природным, в том числе в акваториях полярных зон. В теплый период года численности потенциально жизнеспособной и физиологически активной микрофлоры обычно совпадают. При пониженных температурах активной может оказаться лишь одна из ста клеток. Культивирование посевов при нехарактерных (+20...+25 °C) для холодного времени года температурах приводит, как правило, к искаженным результатам. Предложено использовать в качестве поправочного коэффициента процентное соотношение колоний, впервые обнаруженных визуально на чашках «холодной» инкубации, к численности мезофильных форм за тот же интервал времени. Для исследования анаэробной и аэробной составляющих бактериального сообщества предлагается применять модифицированную среду Вильсона – Блера.

V. P. Chekalov

O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas, Sevastopol

METHODICAL ASPECTS OF BACTERIOBENTHOS INVENTORY AT CONDITIONS OF TEMPERATURE SEASONAL FLUCTUATION

The appropriateness of using the coefficient of temperature correction for the censuring of bacteria in natural conditions, including polar zone water areas, is considered. The numbers of potentially viable and physiologically active microflora in the warm period of year usually coincide. Only one cell in a hundred can be active under conditions of the lower temperature. As a rule, the cultivation of bacterial inoculations at

temperatures (+20...+25 °C) which uncharacteristic for a cold season gives the skewed results. A percentage ratio of the number of colonies firstly found out visually under “cold” incubation to the number of colonies of mesophilic forms at the same time lag is proposed to use as a correction coefficient. The modified iron-sulfite agar (Wilson-Blair nutrient medium) is offered for research of anaerobic and aerobic bacterial community.

Вступление

Изменение условий окружающей среды способно вызывать у бактерий как биологических объектов состояние стресса [6; 12]. Температура, являясь мерой интенсивности энергии любой системы, оказывает доминирующее действие на все биологические процессы [11]. Экспериментально доказано, что в каждом случае культивирования разное, иногда довольно значительное, число бактерий будет находиться в экологически обусловленном жизнеспособном, но некультурабельном состоянии (ЖНС) [7; 9]. При изучении скоростей роста бактерий *in situ* в пресноводном ручье было установлено, что зимой (0...–5 °C) темпы генерации снижались в 8–20 раз [8]. При низкой температуре воды (+4 °C) динамика прироста численности микроорганизмов сильно растянута во времени, но максимум численности при этом через 18 суток оказался на 1/3 больше, чем при высокой [5].

Oliver с соавт. [10] исследовали переход в некультурабельное состояние (ЖНС) клеток *Vibrio vulnificus*, помещенных в естественные эстуариевые (устья рек) воды, в течение зимних и летних месяцев. Клетки, инокулированные в мембранные диффузионные камеры, вступали в ЖНС состояние в январе и феврале, когда температура воды была низкой (в среднем < +15 °C). Напротив, когда клетки в состоянии ЖНС были помещены в те же условия в более теплое время – с августа до ноября (что составляет среднюю водную температуру приблизительно +21 °C), бактерии подвергались быстрой (обычно в пределах 24 ч) реверсии в культурабельное состояние. Это связано с тем, что у прокариотов для поддержания необходимого уровня метаболизма при различных условиях окружающей среды существуют механизмы активации дополнительных форм ферментов, сходных по функции, но отличающихся молекулярной массой и приспособленностью к различным температурам [6]. Ферменты, представленные только одной формой, не смогли бы осуществлять катализ при таких изменениях диапазона температур. Один из важных выводов, которые можно сделать, учитывая вышесказанное – это то, что пробы, взятые из окружающей среды, могут содержать бактерии, пребывающие в своеобразном физиологическом анабиозе.

Однако на практике, при учете численности микроорганизмов, в частности гетеротрофов, температурный режим культивирования посевов довольно часто не соответствует естественным условиям среды обитания. Поэтому термостатирование их при +20...+25 °C дает реальные результаты лишь в летне-осенний период, и только до глубины залегания термоклина, в то время как большая часть и грунтов и водной толщи располагается в более холодных условиях. В хронически холодных полярных водах практически единственными представителями микрофлоры являются психрофильные формы.

Цель данной работы – оценить соотношение между приростом числа колоний в посевах, культивируемых параллельно при оптимальных температурах, и в условиях, близких к естественным. С целью оптимизации набора необходимых питательных сред рассмотрена возможность применения модифицированной среды Вильсона – Блера, предназначенной для выявления анаэробной сульфатредуцирующей микрофлоры, в качестве универсальной при учете как анаэробных, так и аэробных бактерий.

Материал и методы исследований

Для изучения влияния температуры на темпы формирования колоний бактерий на плотных средах в январе (станция 5) и марте (станция 4) 2006 г. отобраны пробы донных отложений в центральной части бухты Круглая в районе г. Севастополь. В границах этих станций выделены зоны сульфурет (4ц и 5ц) с очагами заморов донных макрофитов (зостеры), а также прилегающие к ним фоновые участки с окислительными условиями среды (4ф и 5ф).

Измерение окислительно-восстановительного потенциала производили при помощи универсального иономера ЭВ-74 сразу же после доставки проб в лабораторию.

Содержание органического вещества определяли гравиметрическим методом при прокаливании навесок в муфельной печи при температуре 500 °С.

В качестве материала для исследования ростовых возможностей модифицированной среды Вильсона – Блера использовали донные отложения Балаклавской бухты (пробы 1–6) и глубоководного района восточной части Черного моря (пробы 7–9).

Численность аэробных гетеротрофных микроорганизмов (Аэ) определяли путем глубинного посева разведений донных отложений в среду, предложенную Ю. А. Горбенко [1]. Для выявления анаэробных гетеротрофов (АнАэ) и сульфатредуцирующих бактерий (СРБ), а также при сравнительных посевах одновременно с мясопептонным агаром (МПА) использовали модифицированную стандартную среду Вильсона – Блера. С целью ее адаптации к морским условиям, как и в случае со средой Горбенко, бралась навеска сухой среды в соотношении 1 : 10 от рекомендуемой по прописи. Среда готовили на фильтрованной кипяченой морской воде. Посев осуществляли по методу Л. Д. Штурм [4]. При этом темноокрашенные колонии учитывали как СРБ, а светлые – как анаэробные гетеротрофные бактерии. Ряд посевов термостатировали как при оптимальной температуре (+20...+25 °С), так и при температуре, соответствующей зимнему периоду (+5...+10 °С). Инкубацию при низкой температуре осуществляли в холодильнике. Это имеет смысл, когда температура в месте обитания отличается от оптимума более чем на 10 °С. Часть посевов культивировали при этих режимах поэтапно. Хотя нельзя с полной уверенностью утверждать, что микроорганизмы, выделенные из окружающей среды и растущие при низкой температуре в лабораторных условиях, действительно активны *in situ*, такая экстраполяция, тем не менее, вполне логична [2]. Считается, что физиологически активные бактериальные клетки на плотных питательных средах формируют видимые колонии в среднем через 10–15 суток [3]. Поэтому подсчет числа выросших колоний проводили посуточно в течение 13 суток.

В 2009–2010 гг. во время работы XIV Украинской антарктической экспедиции на станции «Академик Вернадский» отобраны пробы воды на трех станциях в районе о. Галиндез (Южная Атлантика). Для учета численности мезофильных и гипотермических форм гетеротрофных бактерий по 1 см³ из каждой пробы засевали на поверхность стандартной среды МПА с последующей параллельной инкубацией при +21 и +4 °С.

Результаты и их обсуждение

Культивирование посевов при +25 °С способствует формированию видимых колоний гетеротрофов уже через 24 часа, тогда как при +5 °С первые колонии появляются на вторые – пятые сутки (табл. 1). Совпадение же, и для Аэ и для АнА, динамики прироста числа колоний в посевах 10 и 25-градусной инкубации, различающихся, правда, масштабом, можно объяснить соответствием температурным условиям среды обитания. Это именно то значение, которое было зафиксировано при отборе проб. Процентное соотношение колоний, впервые обнаруженных визуально на чашках «хо-

лодной» инкубации к численности мезофильных форм за тот же интервал времени, отражает долю физиологически активных микробных клеток сообщества, которым не требуется времени на адаптацию. То же соотношение, но через 10–12 суток, будет указывать на потенциально возможную в данных температурных условиях активацию клеток. Она в первую очередь определяется наличием и доступностью питательных веществ.

Таблица 1

Посуточное изменение числа колоний аэробных, анаэробных и сульфатредуцирующих (СРБ) гетеротрофных бактерий ($N \times 10^2$, колониеобразующих единиц (КОЕ)/г влажного грунта)

№ стан-ции	Группы бакте-рий	Темпера-турный режим	Время, сутки												
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
5ц	аэробы	+25 °С	2	88	178	432	520	578	578	582	608	628	673	706	715
		+10→+25 °С	0	29	79	90	100	113	120	173*	222	265	298	342	373
		+5→+25 °С	0	0	0	0	3	6	39*	78	187	332	403	451	472
		+5 °С	0	0	0	0	3	4	23	43	55	82	94	99	103
	анаэро-бы	+25 °С	0	1	16	71	104	114	130	140	150	160	162	166	171
		+10→+25 °С	0	0	0	0	3	8	22	26	44*	71	105	129	141
5ф	аэробы	+25 °С	30	227	391	516	614	628	661	694	729	762	767	785	798
		+10→+25 °С	3	15	27	46	93	157	224	365*	465	534	566	586	630
		+10 °С	3	27	66	95	130	161	196	214	236	251	259	263	273
		+5→+25 °С	0	0	6	12	25	33	48	191*	401	505	552	579	623
		+5 °С	0	0	4	12	19	28	39	58	108	150	158	187	202
	анаэро-бы	+25 °С	0	52	102	150	207	211	245	253	266	270	280	292	301
		+10→+25 °С	0	0	0	0	2	6	18	50	89*	124	162	189	207
		+25 °С	119	478	685	891	1022	1130	1175	1207	1222	1226	1228	1262	—
4ц	аэробы	+10→+25 °С	0	5	114	276	375	634	1157	1326*	1543	1618	1672	1719	—
		+25 °С	0	0	0	2	39	47	53	60	61	63	63	69	—
	анаэро-бы	+10→+25 °С	0	0	0	0	21	40	58	75*	87	94	96	104	—
		+25 °С	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
	СРБ	+10→+25 °С	0	0	0	0	0	3	3	6*	6	6	6	6	—
		+25 °С	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	—
4ф	аэробы	+25 °С	40	152	251	292	356	393	416	463	478	485	490	499	—
		+10→+25 °С	0	4	34	91	147	182	204	554*	688	745	808	832	—
	анаэро-бы	+25 °С	0	0	21	23	24	26	28	34	45	48	49	50	—
		+10→+25 °С	0	0	13	25	81	121	129	177*	200	208	217	220	—
	СРБ	+25 °С	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	—
		+10→+25 °С	0	0	0	0	0	0	1	3*	3	3	3	3	—

Примечание: * – первое из значений после изменения температурного режима.

Для обозначения коэффициента температурной адаптации предлагается использовать символ tA_d , где t – фактическая температура в точке отбора пробы; d – время регистрации результата в сутках (начального или n -го). То есть:

$${}^{10}A_5 = \frac{N_{10} \times 100}{N_{25}},$$

где N_{10} и N_{25} – количество колоний гетеротрофов, выросших за 5 суток при культивировании посевов соответственно при +10 и +25 °C.

На станции 5, в отличие от четвертой, среда имела ярко выраженный окислительный характер (табл. 2). Культивирование посевов аэробов при +5 °C выявило достаточно низкий уровень активно растущих бактерий. Через 4–5 суток лишь одной из ста клеток удалось сформировать колонии. В то же время при +10 °C, что соответствует температуре в точке взятия пробы, рост отмечался уже на первые – вторые сутки, а их доля составляла 10–30 %. В дальнейшем, к двенадцатым суткам, во всех посевах низкотемпературного культивирования коэффициент температурной коррекции достиг этого уровня. Такие же тенденции наблюдались и для анаэробных бактерий.

Таблица 2

Изменение доли физиологически активных бактериальных клеток в зависимости от температуры и продолжительности инкубирования посевов (б. Круглая)

№ станции	Температура среды, °C	Eh, мВ	Органическое вещество, мг/г	Время учета, сутки	${}^m A_n$, %		
					аэробные		анаэробные
					5°	10°	10°
5ц	10,3	+95	429	начальное	0,6 (5)*	32,0 (2)*	2,9 (5)*
				7	4,0	21,0	17,0
				12	14,0	–	–
5ф	10,3	+111	243	начальное	1,0 (4)*	10,0 (1)*	1,0 (5)*
				7	5,9	30,0	7,0
				12	24,0	34,0	–
4ц	7,5	–200	412	начальное	–	1,0 (2)*	54,0 (5)*
				7	–	99,0	109,0
4ф	7,5	+180	317	начальное	–	2,6 (2)*	62,0 (3)*
				7	–	49,0	461,0

Примечание: * – в скобках указано время появления колоний при низкотемпературной инкубации посевов.

На станции 4 при четком разделении по окислительно-восстановительным условиям в восстановленных грунтах сульфуреты доля аэробных микроорганизмов, дающих рост при +10 °C, уже через семь суток достигла 99 %, тогда как в достаточно аэрированных фоновых грунтах степень активации составляла лишь 49 %. В то же время потенциальные ростовые возможности анаэробов оказались выше в фоновой точке. Изначально высокая их доля к седьмым суткам культивирования достигла рекордных 461 %. Среди анаэробных и, особенно, сульфатредуцирующих бактерий преобладали психрофильные формы (см. табл. 1). Возможно, это связано с тем, что пробы были отобраны в начале марта, когда бактериальное сообщество полностью адаптировалось к условиям пониженных температур, достигших в придонном слое +7,5 °C.

В хронически холодных антарктических водах мезофильные формы, не являясь типичными для таких условий, обычно привнесены извне либо человеком, либо животными (табл. 3). Это видно, в том числе, и по коэффициенту температурной адаптации. Если для точек с эпизодическим и постоянным хозяйственно-бытовым сбросом он оказался весьма низким (${}^4A_6 = 1,0$ и ${}^4A_4 = 0,3$ соответственно), то на фоновой точке достиг ${}^4A_9 = 4,0$. К концу же эксперимента, на 13-е сутки, коэффициент в чистой зоне

возрос до 30,7, то есть активной оказалась каждая третья бактериальная клетка, в то время как в двух других точках его значения составили лишь 6,1 и 3,0.

Таблица 3

Посуточное изменение числа колоний (КОЕ/мл) гетеротрофных бактерий в пробах из зон с различной степенью загрязнения (район о. Галиндез, Антарктика)

Уровень загрязнения	Температурный режим	Время, сутки											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	12	13
Чистая зона	+21 °С	0	10	40	65	68	73	73	73	75	75	75	75
	+4 °С	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5	15	23
Эпизодическое (органика) загрязнение	+21 °С	13	43	143	578	1565	1740	2098	2228	2293	2313	2313	2313
	+4 °С	0	0	0	0	0	18	38	63	78	100	120	140
Постоянный хозяйственный сброс	+21 °С	0	63	273	1650	2833	3123	3295	3348	3353	3368	3368	3368
	+4 °С	0	0	0	5	9	25	35	40	50	64	84	101

Параллельными посевами на питательный агар (МПА) и среду Вильсона – Блера проверена возможность применения последней не только для выявления анаэробов и сульфатредукторов, но и для учета аэробных гетеротрофов. Число выросших на среде Вильсона – Блера колоний зачастую в 1,5–2,0 (и более) раза превышало их количество на МПА (табл. 4).

Таблица 4

Сопоставление ростовых возможностей питательного агара и среды Вильсона – Блера при учете численности гетеротрофных бактерий

Среда	Станции								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Мясопептонный агар	207	1125	11	3,3	19	579	1289	377	156
Среда Вильсона – Блера	482	394	29	3,8	39	839	1222	757	796

Учет отмеченных выше трех групп бактерий можно с успехом осуществлять на среде Вильсона – Блера. Ее отличие от питательного агара заключается в двух компонентах. Во-первых, это железосульфитный комплекс для выявления продуцирования H_2S , во-вторых, наличие глюкозы. С учетом степени разведения (1 : 10) сухого концентрата и типичности этих соединений для морских экосистем можно говорить скорее о стимуляции, а не об ингибировании роста аэробных бактерий.

Выводы

Введение коррекции численности микроорганизмов в зависимости от температурных условий места обитания позволяет более точно оценивать темпы самоочищения природных водоемов. Культивирование посевов при нехарактерных для холодного времени года температурах (+20...+25 °С) приводит, как правило, к ее завышению. Если в теплый период численность потенциально жизнеспособной и физиологически активной микрофлоры совпадает, то в условиях пониженных температур активной может оказаться лишь каждая сотая клетка.

Применение модифицированной среды Вильсона – Блера для выявления, наряду с анаэробными бактериями, также и аэробных, позволяет без снижения качества исследований сократить трудозатраты на их проведение.

Библиографические ссылки

1. **Горбенко Ю. А.** О наиболее благоприятном количестве «сухого питательного агара» в средах для культивирования морских гетеротрофных микроорганизмов // Микробиология. – 1961. – Т. 30, вып. 1. – С. 168–172.
2. **Жизнь** микробов в экстремальных условиях / Под ред. Д. Кашнера. – М. : Мир, 1981. – 519 с.
3. **Никифорова Е. П.** Численность сапрофитных бактерий в воде Рыбинского и Шекснинского водохранилищ при посевах на питательной среде различного состава / Е. П. Никифорова, В. И. Романенко // Биология внутренних вод. – 1972. – № 15. – С. 5–9.
4. **Родина А. Г.** Методы водной микробиологии. – Л. : Наука, 1965. – 363 с.
5. **Романенко В. И.** Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. – Л. : Наука, 1985. – 295 с.
6. **Сомов Г. П.** Психрофильность патогенных бактерий / Г. П. Сомов, Т. Н. Варвашевич, Н. Ф. Тимченко. – Новосибирск : Наука, 1991. – 204 с.
7. **Юдин И. П.** Современные подходы к оценке жизнеспособности бактерий с акцентом на феномене некультурабельности // Annals of Mechnikov Institute. – 2007. – № 3. – С. 8–16.
8. **Bott T. L.** Bacterial growth rates and temperature optima in a stream with a fluctuating thermal regime // Limnol. Oceanogr. – 1975. – Vol. 20. – P. 191–197.
9. **Colwell R. R.** Bacterial death revisited // Nonculturable microorganisms in the environment / Ed. D. J. Grimes. – Washington, D. C. : ASM Press, 2000. – P. 325–342.
10. **Entry** into, and resuscitation from, the viable but nonculturable state by *Vibrio vulnificus* in an estuarine environment / J. Oliver, F. Hite, D. McDougald et al. // Appl. Environ. Microbiol. – 1995. – Vol. 61. – P. 2624–2630.
11. **Isaksen M. F.** Adaptation of psychrophilic and psychrotrophic sulfate-reducing bacteria to permanently cold marine environments / M. F. Isaksen, B. B. Juurgensen // Appl. Environ. Microbiol. – 1996. – Vol. 62. – P. 408–414.
12. **Rollins D.** Viable but nonculturable stage of *Campylobacter jejuni* and its role in survival in the natural aquatic environment / D. Rollins, R. Colwell // Appl. Environ. Microbiol. – 1986. – Vol. 52. – P. 531–538.

Надійшла до редколегії 26.04.2012

УДК 575.224.234:633.854.78

Т. В. Чигрин, Л. Л. Юшкіна, О. А. Задорожна

Інститут рослинництва ім. В. Я. Юр'єва НААН України

АНДРОГЕНЕЗ *IN VITRO* ГІБРИДІВ СОНЯШНИКУ ЗА УЧАСТЮ ДИКОРΟΣЛИХ ВИДІВ

Проаналізовано здатність до андрогенезу у 25 гібридів соняшнику, створених за участю культурних ліній *Helianthus annuus* і дикорослих диплоїдних видів *H. decapetalus*, *H. divaricatus*, *H. giganteus*, *H. microcephalus*, *H. nuttallii*. Диференційовано вплив на кількість новоутворень генотипу та середовища культивування. Переважного впливу одного фактора на кількість новоутворень у більшості зразків не знайдено. Встановлено зразки з найвищою андрогенною здатністю: гібриди за участю ліній X114B, X762B і видів *H. decapetalus*, *H. divaricatus*.

Т. В. Чигрин, Л. Л. Юшкина, О. А. Задорожная

Институт растениеводства им. В. Я. Юрьева НААН Украины

АНДРОГЕНЕЗ *IN VITRO* ГИБРИДОВ ПОДСОЛНЕЧНИКА ПРИ УЧАСТИИ ДИКОРАСТУЩИХ ВИДОВ

Проанализирована способность к андрогенезу гибридов подсолнечника, созданных при участии культурных линий *Helianthus annuus* и дикорастущих диплоидных видов *H. decapetalus*, *H. divaricatus*, *H. giganteus*, *H. microcephalus*, *H. nuttallii*. Дифференцировано влияние на количество новообразований генотипа и среды культивирования. Преимущественного влияния одного фактора на количество новообразований у большинства образцов не найдено. Установлены образцы с высокой способностью к андрогенезу: гибриды при участии линий X114B, X762B и видов *H. decapetalus*, *H. divaricatus*.

T. V. Chigrin, L. L. Yushkina, O. A. Zadorozhna

V. Y. Yuriev Plant Production Institute NAAS of Ukraine

SUNFLOWER HYBRIDS ANDROGDNESIS IN VITRO UNDER WILD DIPLOID SPECIES SHARING

Androgenesis ability of sunflower hybrids bred with sharing cultured lines *Helianthus annuus* L. and wild species *H. decapetalus*, *H. divaricatus*, *H. giganteus*, *H. microcephalus*, *H. nuttallii* was analyzed. The influence of genotype and cultivation medium on the quantity of new formation is differentiated. The primary influence of one factor on new formations quantity in most samples is not found. Samples with high ability to androgenesis are determined: hybrids of lines X114B, X762B and species *H. decapetalus* and *H. divaricatus*.

Вступ

Для прискорення селекції рослин досить перспективне застосування подвоєних гаплоїдів, створення яких дозволяє подвоювати гаметофітну кількість хромосом бажаного генотипу. Створення подвоєних гаплоїдів проводиться різними методами. Найпоширеніший метод їх одержання – метод андрогенезу [6]. Створенням подвоєних

гаплоїдів займаються понад 30 років. Вони відомі для ячменю, пшениці, кукурудзи, ріпаку, гірчиці, льону, цукрового буряку, деяких овочевих та інших культур [4]. Дані про андрогенез соняшнику дуже обмежені [5; 9; 10].

У проведених раніше дослідженнях зі здатності до андрогенезу різних видів соняшнику спостерігали вплив як генотипу, так і середовища культивування [4]. Відомі труднощі при створенні міжвидових гібридів соняшнику [1]. Нам вдалося створити міжвидові гібриди соняшнику за участю культурних ліній як материнських форм: X114В/*H. decapetalus*, X114В/*H. divaricatus*, X114В/*H. giganteus*, X114В/*H. microcephalus*, X114В/*H. nuttallii*, X526В/*H. decapetalus*, X526В/*H. divaricatus*, X526В/*H. giganteus*, X526В/*H. microcephalus*, X526В/*H. nuttallii*, X526В, X711В/*H. decapetalus*, X711В/*H. divaricatus*, X711В/*H. giganteus*, X711В/*H. microcephalus*, X711В/*H. nuttallii*, X720В/*H. decapetalus*, X720В/*H. divaricatus*, X720В/*H. giganteus*, X720В/*H. microcephalus*, X720В/*H. nuttallii*, X762В/*H. decapetalus*, X762В/*H. divaricatus*, X762В/*H. giganteus*, X762В/*H. microcephalus*, X762В/*H. nuttallii*. Для прискорення селекції форм за участю диких видів перспективний метод створення подвоєних гаплоїдів. При створенні подвоєних гаплоїдів важливий початковий етап індукції андрогенезу. У зв'язку із цим мета нашої роботи – з'ясувати здатність до андрогенезу міжвидових гібридів соняшнику.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом досліджень були гібриди, створені за допомогою ліній культурного соняшнику (*Helianthus annuus* L.) (♀) селекції Інституту рослинництва ім. В. Я. Юр'єва (X114В, X526В, X711В, X720В, X762В) і диких диплоїдних видів соняшнику ($2n = 34$): *H. divaricatus* L., *H. giganteus* L., *H. microcephalus* Torrey & Gray, *H. nuttallii* Torrey & Gray, *H. decapetalus* L. (♂). Рослини вирощували у польових умовах на території наукової сівозміни Інституту рослинництва ім. В. Я. Юр'єва (Харківська обл.).

Для отримання пиляків використовували кошики діаметром у середньому 5,5 см, що відповідало наявності стадії одноядерних вакуолізованих мікроспор. При однаковій стадії розвитку мікроспор діаметр кошика варіював залежно від культурної лінії. Фазу розвитку пилку визначали під світловим мікроскопом із використанням цитологічних методів на тимчасових препаратах, забарвлених ацетокарміном [3]. У подальшому для підготовки пиляків до висадження на середовище фрагменти кошиків піддавали стерилізації шляхом поверхневої обробки детергентом, потім 96 % етанолом (Артемівський спиртзавод, Україна) (30 с), 50 % розчином комерційного засобу «Доместос» (ООО Юнілевер СНГ, Росія), що містив гіпохлорит (20 хв.). Після цих етапів фрагменти кошиків промивали чотири рази дистильованою водою. Пиляки, що були на відповідній стадії, ізолювали з квіток під біокуляром (МБС-10, СРСР) в асептичних умовах ламінар-бокса (КПП-1М, СРСР), розміщували у пробірках на індукційному живильному середовищі. Основу індукційного живильного середовища складали макрота мікросолі, вітаміни середовища Murashige & Skoog (MS) [8]. Пиляки у кількості 150 шт. на один зразок висівали на чотири індукційні живильні середовища. У I середовищі додавали 250 мг/л гідролізату казеїну (ОХФЗ, Латвія), 1,0 мг/л НОК (SERVA, Німеччина), 2 мг/л 2,4Д (SERVA, Німеччина), 0,5 мг/л БАП (SERVA, Німеччина), 40 г/л цукрози, 8 г/л агару; у середовище II – 0,5 мг/л кінетину (SERVA, Німеччина), 1 мг/л БАП (SERVA, Німеччина), 1,0 мг/л НОК (SERVA, Німеччина), 60 г/л цукрози, 8 г/л агару; у середовище III – 2 мг/л 2,4Д, 0,5 мг/л ІМК, 360 мг/л глютаміну, 60 г мальтози, 7 г/л агару.

Культивування проводили у темряві за температури +24 °С протягом 7 діб. Після цього пробірки з новоутвореннями переносили в кімнати зі штучним кліматом і про-

довжували культивувати за температури $+24 \pm 2$ °C, 16-годинного світлового періоду та освітлення 3 000 лк.

Частоту формування новоутворень визначали шляхом підрахунку кількості пиляків із новоутвореннями відносно загальної кількості уведених в умови *in vitro* пиляків через 28 діб із моменту введення. Аналіз показників андрогенезу проводили за допомогою методів варіаційної статистики [2].

Результати та їх обговорення

При культивуванні пиляків на індукційних живильних середовищах спостерігали різну кількість новоутворень у різних генотипів на різних середовищах культивування (табл.). На пиляках утворювались калуси зі щільними сугорбиками (рис. 1). На кількість впливали як генотипи, так і середовище культивування.

Таблиця

Андрогенез гібридів F₁ соняшнику (%) за участю дикорослих видів

Лінія	Середовище	<i>H. decapetalus</i>	<i>H. divaricatus</i>	<i>H. giganteus</i>	<i>H. microcephalus</i>	<i>H. nuttallii</i>
X114B	I	94,7 ± 1,8	89,3 ± 2,5	18,0 ± 3,1	92,7 ± 2,1	70,7 ± 3,7
	II	98,7 ± 0,9	100,0 ± 0,0	54,0 ± 1,1	78,7 ± 3,3	100,0 ± 0,0
X526B	I	52,0 ± 4,1	52,7 ± 4,1	2,0 ± 1,1	0,0 ± 0,0	22,0 ± 3,4
	II	80,7 ± 3,2	85,3 ± 2,8	26,0 ± 3,6	0,0 ± 0,0	93,3 ± 2,0
X711B	I	94,0 ± 1,9	24,0 ± 3,5	88,7 ± 2,6	96,7 ± 1,5	71,3 ± 3,7
	II	94,0 ± 1,9	17,3 ± 3,1	100,0 ± 0,0	32,0 ± 3,8	18,7 ± 3,2
X720B	I	78,7 ± 3,3	90,0 ± 2,4	1,3 ± 0,9	4,7 ± 1,7	100,0 ± 0,0
	II	94,7 ± 1,8	100,0 ± 0,0	75,3 ± 3,5	15,3 ± 2,9	100,0 ± 0,0
X762B	I	92,7 ± 2,1	100,0 ± 0,0	81,3 ± 3,2	92,7 ± 2,1	9,3 ± 2,4
	II	77,3 ± 3,4	98,7 ± 1,0	82,0 ± 3,2	100,0 ± 0,0	43,3 ± 4,1



I II III

Рис. 1. Новоутворення гібриду X762/*H. divaricatus* на середовищах I, II, III

У більшості випадків не спостерігали достовірної переваги середовища або генотипу дикорослого виду, який застосовано у схрещуваннях. Для гібридів за участю X114B, X762B спостерігали тенденцію переважного впливу генотипу. Для гібридів, де

материнською формою була лінія X114B $F_{гтп} = 3,54$, $F_{сер} = 0,70$, лінія X526B – $F_{гтп} = 6,22$, $F_{сер} = 7,42$, лінія X711B – $F_{гтп} = 4,50$, $F_{сер} = 4,80$, лінія X762B – $F_{гтп} = 5,40$, $F_{сер} = 0,05$. Для всіх ліній досліджено однакову кількість генотипів (5 – за кількістю використаних видів) та II середовища, тому $F_{кр}$ однакове для всіх варіантів досліду ($F_{кр гтп} = 6,4$, $F_{кр сер} = 7,7$). Для лінії X720B $F_{гтп} = 7,2$, $F_{сер} = 2,8$, що свідчить про достовірно переважний вплив середовища.

При підрахунку кількості новоутворень у межах одного середовища встановлено, що середня кількість новоутворень на I середовищі складає 60,8 %, на II – 70,6 %, тобто кількість новоутворень на II середовищі достовірно перевищує кількість на I середовищі ($t = 9,8$). На III середовищі істотних новоутворень не спостерігали, тому в подальшому обговоренні III середовище не згадується.

Середня здатність до андрогенезу гібридів, створених за допомогою різних ліній як материнських форм достовірно відрізняється на I та на II середовищі (рис. 2). Різниця між кількістю новоутворень між гібридами, створеними однією материнською лінією, у межах одного середовища в окремих випадках склала до 50 %. Це свідчить про важливість у формуванні андрогенної відповіді не тільки виду соняшнику, а й культурної лінії.

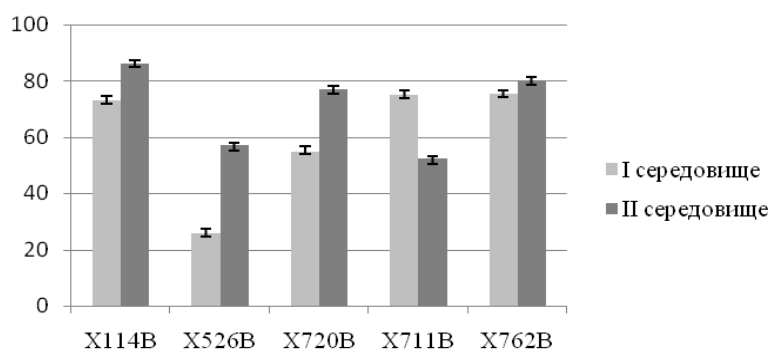


Рис. 2. Частота новоутворень пиляків (%) гібридів соняшнику за участю різних ліній як материнських форм

Найвищою андрогенною здатністю характеризувались лінії X114B, X762B, найнижчою – X526B. Важливо також дослідити андрогенну здатність гібридів за участю різних дикорослих видів (рис. 3).

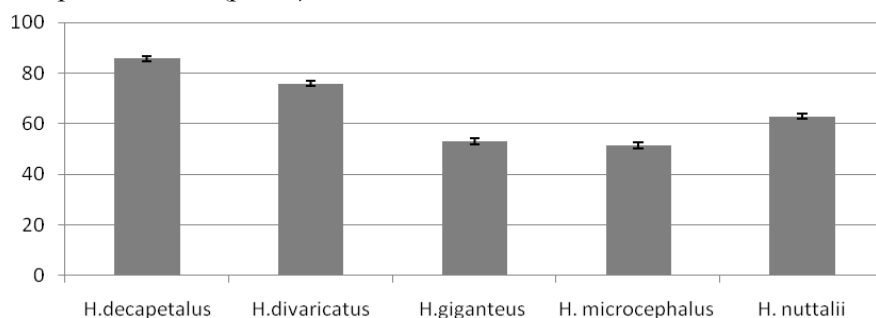


Рис. 3. Частота новоутворень (%) у гібридів, створених за участю різних видів

Гібриди, створені за участю різних дикорослих видів, достовірно відрізнялись один від одного. Найкраще андрогенез відбувався у гібридів за участю *H. decapetalus* (85,7 %), найгірше – *H. microcephalus* (51,3 %).

Висновки

Результати досліджень свідчать про різну здатність до андрогенезу гібридів соняшнику, створених за участю культурних ліній *Helianthus annuus* L. і дикорослих диплоїдних видів соняшнику *H. decapetalus*, *H. divaricatus*, *H. giganteus*, *H. microcephalus*, *H. nuttallii*. Переважного впливу генотипу або живильного середовища на кількість новоутворень у більшості зразків не знайдено. Найвищою андрогенною здатністю серед вивчених гібридів характеризувалися гібриди за участю ліній X 114В, х 762В та видів *H. decapetalus*, *H. divaricatus*.

Бібліографічні посилання

1. **Біорізноманіття** соняшнику та його застосування в сучасній селекції / О. А. Задорожна, О. В. Кривошеєва, Л. Л. Юшкіна, Т. В. Чигрин // Каразінські природознавчі студії. Матер. Міжнар. наук. конф. – Харків : ХНУ ім. В. Н. Каразіна, 2011. – С. 175–176.
2. **Вольф В. Г.** Статистическая обработка опытных данных. – М. : Колос, 1966. – 255 с.
3. **Паушева З. П.** Практикум по цитологии растений. – М. : Агропромиздат, 1988. – 271 с.
4. **Чигрин Т. В.** Особенности андрогенеза видов подсолнечника / Т. В. Чигрин, О. А. Задорожная, Л. Л. Юшкіна // Инновационные направления исследований в селекции и технологии возделывания масличных культур. Матер. VI Междунар. конф. молодых ученых и специалистов. – Краснодар : ВНИИМК, 2011. – С. 357–361.
5. **Androgenetic** response of sunflower in diferent culture environments / K. Vijaya Priya, D. Sassikumar, R. Sudhagar, A. Gopalan // Helia. – 2003. – Vol. 26, N 38. – P. 39–50.
6. **Hristova-Cherbadzi M.** Characterization of hybrids, forms and lines, obtained from interspecific hybridization of cultivated sunflower *Helianthus annuus* L. with wild species of genus *Helianthus* // Biotechnology & Biotechnological Equipment. – 2009. – Vol. 23, N 2. – P. 112–116.
7. **Maraschin S. F.** Androgenic switch: An example of plant embryogenesis from the male gametophyte perspective / S. F. Maraschin, W. de Priester, H. P. Spanik // Journal of Experimental Botany. – 2005. – Vol. 56. – P. 1711–1726.
8. **Murashige T.** A revised medium for rapid growth and bioassays with tobacco tissue cultures / T. Murashige, F. Skoog // Physiol. Plant. – 1962. – Vol. 15. – P. 473–497.
9. **Thengane S. R.** Anther culture in *Helianthus annuus* L., influence of genotype and culture conditions on embryo induction and plant regeneration / S. R. Thengane, M. S. Joshi, S. S. Khuspe // Plant Cell Rep. – 1994. – Vol. 13. – P. 222–226.
10. **Zhong D.** Assay for doubled haploid sunflower (*Helianthus annuus*) plant production by androgenesis / D. Zhong, N. Michaux-Ferriere, M. Coumans // Plant Cell, Tissue and Organ Culture. – 1995. – Vol. 41, N 2. – P. 91–97.

Надійшла до редколегії 26.08.2012

ЗМІСТ

Бобрик Н. Ю., Кривцова М. В., Ніколайчук В. І. Мікробіоценоз ґрунту лучної екосистеми в умовах впливу залізничного транспорту	3
Вінічук М. М. Торій та уран у фракціях ґрунту та окремих видах макроміцетів бореальних лісових екосистем	10
Денчиля-Сакаль Г. М., Ніколайчук В. І., Колесник А. В., Вакерич М. М. Реакції рослин конюшини на забруднення ґрунту солями цинку	18
Жерносекова І. В. Особливості біосинтетичних процесів стрептоміцету за присутності рослинних олій	25
Кульбачко Ю. Л., Дидур О. А. Трофические предпочтения двупарноногих многоножек (Diplopoda) при восстановлении территорий, нарушенных горнодобывающей промышленностью	30
Михальська Л. М., Швартау В. В. Вплив гербіцидів Дербі та Аксіал на накопичення елементів живлення рослинами озимої пшениці	38
Назаренко Н. М. Еколого-ценотична структура байрачних дібров Північного Степу України	46
Орлова Л. Д. Врожайність лучних фітоценозів Лівобережного Лісостепу України	57
Пахомов О. Є., Василюк О. М. Вплив антропогенних факторів на активність трансфераз на фоні середовищотвірної функції ссавців	64
Росихіна-Галича Г. С., Богуславська Л. В., Лашко В. В. Вплив гербіцидних препаратів на ферментативну активність і поліпептидний склад стиглого зерна пшениці	71
Сидоровский С. А. Фауна Anostraca, Notostraca и Conchostraca Харьковской области	76
Ситник Ю. М., Шевченко П. Г., Новіцький Р. О., Подобайло А. В., Салій С. М. Видовий склад іхтіофауни верхньої ділянки Канівського водосховища та пригирлової акваторії р. Десна	80
Скляр В. Г. Просторовий розподіл дрібного підросту основних лісотвірних порід у фітоценозах Новгород-Сіверського Полісся	89
Цветкова Н. Н., Дубина А. А., Тагунова Е. О. Геохимия ванадия в почвах лесных экосистем Присамарья Днепропетровского	95
Чекалов В. П. Методичні аспекти обліку чисельності бактеріобентосу в умовах сезонного коливання температур	101
Чигрин Т. В., Юшкіна Л. Л., Задорожна О. А. Андрогагенез <i>in vitro</i> гібридів соняшнику за участю дикорослих видів	108
ЗМІСТ	113

**ВІСНИК ДНІПРОПЕТРОВСЬКОГО
УНІВЕРСИТЕТУ**

Біологія. Екологія

Заснований у 1993 р.

Випуск 20 том 2

Українською, російською та англійською мовами

Свідоцтво державної реєстрації серія КВ № 7898 від 17.09.2003 р.

Редактор В. Д. Маловик
Технічний редактор В. А. Усенко
Коректор В. Д. Маловик
Оригінал-макет виготовив В. В. Бригадиренко

Підписано до друку 14.10.2012. Формат 70×108 ¹/₁₆. Папір друкарський. Друк плоский.
Ум. друк. арк. 10,15. Ум. фарбовідб. 10,15. Обл.-вид. арк. 10,8. Тираж 100 пр. Вид. № 1752.
Замовлене

Свідоцтво державної реєстрації № ДК – 289 від 21.12.2000 р.

Видавництво Дніпропетровського університету,
пр. Гагаріна, 72, м. Дніпропетровськ, 49010
Друкарня ДНУ, вул. Наукова, 5, м. Дніпропетровськ, 49050

*Друкується за рішенням вченої ради
Дніпропетровського національного університету ім. Олеся Гончара
згідно з планом видань на 2012 рік*

Редакційна колегія:

д-р біол. наук, проф. О. Є. Пахомов (відп. редактор); канд. біол. наук, доц. В. В. Брига-
диренко (відп. секретар); чл.-кор. НАНУ, д-р біол. наук, проф. А. П. Травлєєв; д-р біол.
наук, проф. Н. А. Білова; д-р біол. наук, проф. О. М. Вінниченко; д-р біол. наук, проф.
А. І. Вінніков; канд. біол. наук, доц. В. Я. Гассо; д-р біол. наук, проф. Ю. І. Грицан; д-р
біол. наук, проф. А. І. Дворецький; д-р біол. наук, проф. Л. Г. Долгова; д-р біол. наук,
проф. В. М. Зверковський; канд. біол. наук, ст. н. с. А. Ф. Кулик; д-р біол. наук, проф.
В. П. Ляшенко; д-р біол. наук, проф. Ю. В. Лихолат; канд. біол. наук, проф. О. Б. Мур-
зін; д-р біол. наук, проф. Л. П. Мицик; д-р біол. наук, проф. Г. О. Ушакова; д-р біол.
наук, проф. О. В. Федоненко; д-р біол. наук, проф. Н. М. Цветкова; д-р біол. наук,
проф. Н. І. Штеменко; д-р біол. наук, проф. О. О. Шугуров.

© Дніпропетровський національний
університет ім. Олеся Гончара, 2012

© Видавництво Дніпропетровського
університету, оформлення, 2012

Для нотаток

Для нотаток