

Міністерство освіти і науки України  
Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара

**О. В. Прокопенко, О. М. Кунах, О. В. Жуков, О. Є. Пахомов**

**БІОЛОГІЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ УКРАЇНИ.  
ДНІПРОПЕТРОВСЬКА ОБЛАСТЬ.  
ПАВУКИ (*Aranei*)**

Дніпропетровськ  
Видавництво ДНУ  
2010

УДК 595.142.3

Б 90

*Рекомендовано до друку Вченою радою Дніпропетровського національного університету. Протокол № 6 від 21.01.2010 р.*

**Рецензенти:**

член-кор. НАНУ, д-р біол. наук, проф. І. Г. Ємельянов

д-р біол. наук, проф. М. М. Ярошенко

д-р біол. наук, проф. Ю. І. Грицан

**Б 90 Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Павуки (*Aranei*):** : моногр. / О. В. Прокопенко, О. М. Кунах, О. В. Жуков, О. Є. Пахомов / За заг. ред. проф. О. Є. Пахомова. – Д. : Вид-во Дніпропетр. нац. ун-ту, 2010. – 340 с.

Розглянуто важливі питання біорізноманіття павуків в умовах Дніпропетровщини. Наведено характеристику таксономічних особливостей павуків регіону, їх екології та просторового розподілу. В основу екологічної характеристики угруповань павуків покладена система біоморф-екоморф Акімова – Бельгарда, суттєво допрацьована відповідно до сучасного рівня вивченості павуків та тваринного населення герпетобіо загальною. Їх роль розглянуто на екосистемному рівні в контексті структури біогеоценотичного покриття головних типів ландшафтів регіону. Показано роль павуків у діагностиці гігротопів та трофотопів ґрунтів степової зони України, а також їх значення в біоіндикації забруднення навколишнього середовища.

Для працівників природоохоронних установ, наукових працівників, студентів, аспірантів і викладачів вищих і середніх навчальних закладів, любителів природи.

Іл. 77. Табл. 79. Бібліогр. 610.

ISBN 978-966-551-316-2

**Б 90 Биологическое разнообразие Украины. Днепропетровская область. Пауки (*Aranei*):** моногр. / Е. В. Прокопенко, О. Н. Кунах, А. В. Жуков, А. Е. Пахомов / Под общ. ред. проф. А. Е. Пахомова. – Д. : Изд-во Днепропетр. нац. ун-та, 2010. – 340 с.

Рассмотрены важнейшие вопросы биоразнообразия пауков в условиях Днепропетровщины. Приведена характеристика таксономических особенностей пауков региона, их экологии и пространственного распределения. В основу экологической характеристики сообществ пауков положена система биоморф-екоморф Акимов – Бельгарда, существенно доработанная в соответствии с современным уровнем изученности пауков и животного населения герпетобия в целом. Их роль рассмотрена на экосистемном уровне в контексте структуры биогеоценотического покрова основных типов ландшафтов региона. Показана роль пауков в диагностике гигротопов и трофотопов почв степной зоны Украины, а также их значение в биоиндикации загрязнения окружающей среды.

Для сотрудников природоохранных организаций, научных работников, студентов, аспирантов и преподавателей высших и средних учебных заведений, любителей природы.

Илл. 77. Табл. 79. Библиогр. 610.

**Б 90 Biological Diversity of Ukraine. The Dnipropetrovsk region. Spiders (*Aranei*):** monogr. / O. V. Prokopenko, O. N. Kunach, O. V. Zhukov, A. Ye. Pakhomov / Prof. O. Ye. Pakhomov (ed.). – Dnipropetrovsk : Dnipropetr. Nac. Univ. Press, 2010. – 340 p.

The main topics of the biodiversity of Dnipropetrovsk region spiders have been discussed. The characteristics of the spiders taxonomical properties, their ecology and spatial distribution have been done. The biomorphs-ecomorphs system of Akimov – Belgard has been considered as the basis of the spiders ecological characteristics. The system has been considerably developed according to the modern level of the knowledges about the spiders and the animals community in the hole. The role of the spiders has been considered on the ecosystem level in context of the ecological structure of the biogeocenosis cover in the main types of the regional landscapes. The spiders role in the Steepe Ukraine soil gygrotops and trophotops diagnostic and bioindication of the environmental contamination has been shown.

The book is interesting for specialists in nature protection, researchers, the students, post-graduates and instructors of the schools and higher education institutions, and for nature-fanciers.

Ill. 77. Tab. 79. Bibliogr. 610.

ISBN 978-966-551-316-2

© О. В. Прокопенко, О. М. Кунах, О. В. Жуков, О. Є. Пахомов, 2010

## ВСТУП

На сучасний момент описано 40024 види (3681 рід, 108 родин) ряду Aranei (Platnick, 2009), тоді як загальна кількість видів павуків оцінюється між 60 000 і 170 000 видів (Coddington, Levi, 1991; Platnick, 1999; Jimenez–Valverde, Lobo, 2005). Це один із найрізноманітніших рядів членистоногих тварин. Високим видовим різноманіттям та чисельністю характеризуються угруповання павуків природних та антропогенних біогеоценозів. Відомо, що павуки становлять одну з найзначиміших груп хижаків у складі мезофауни наземних екосистем (Specht, Dondale, 1960; Tischler, 1965; Van Hook, 1971; Moulder, Reichle, 1972; Schaefer, 1974; Edwards et al., 1976; Lyoussoufi et al., 1990). Незважаючи на винятково хижий спосіб харчування, вони не є однорідною функціональною групою та демонструють значну розмаїтість типів стратегії полювання, способів пересування та адаптивних здатностей протистояти негативним факторам середовища (Patric et al., 1999).

Павуки є потенційно найперспективнішими регуляторами чисельності комах-шкідників сільського та лісового господарств (Coddington, Levi, 1991; Jimenez–Valverde, Lobo, 2005). Крім того, екологічні особливості дозволяють розглядати цю групу в числі значимих біоіндикаторів стану середовища (Patric et al., 1999).

Дніпропетровська область не належить до числа регіонів України із задовільним рівнем вивченості фауни павуків. Незважаючи на те, що на території області (переважно в околицях м. Дніпропетровськ та м. Нікополь) вивчення павуків проводилося ще з кінця XIX століття (Nordmann, 1863; Thorell, 1875 a, b; Рейнгард, 1896; Фрейберг, 1897), а відомий спеціаліст-арахнолог А. А. Зюзін (Зюзин, 1976, 1985; Зюзин, Тыщенко, 1978) є уродженцем регіону, можна говорити лише про початковий етап систематичного дослідження фауни та населення павуків регіону. Павукам Дніпровсько-Орільського заповідника присвячено роботу Н. Ю. Полчанінової (2003 б). Більша частина інших сучасних арахнологічних публікацій (переважно систематичного плану) містить фрагментарні відомості про невелику кількість видів, зібраних в окремих локалітетах цього регіону (Овчаренко, 1982; Ovtsharenko, Platnick, Song, 1992; Esjunin et al., 1993; Esjunin et al., 1994; Penev et al., 1994; Logunov, Wesolowska, 1995; Gromov, 1997; Logunov, 1998, 1999; Tanasevitch, 1999; Logunov, Marusik, 1999; Azarkina, 2003; Kovblyuk, 2005). Таким чином, до початку наших досліджень фауна павуків Дніпропетровської області налічувала 176 видів (стосується опублікованих даних).

Однак біологічна розмаїтість не вичерпується тільки таксономічною складовою. Важливою частиною біологічного різноманіття є розмаїття екологічне. У цій книзі автори пропонують своє бачення проблеми вивчення екологічного різноманіття населення павуків. Синтез концепції екоморф, запропонованої засновниками екологічної школи Дніпропетровського університету О. Л. Бельгардом і М. П. Акімовим, з ідеєю екологічних матриць, є досить продуктивним інструментом для з'ясування властивостей угруповань живих організмів, у тому числі павуків.

У монографії запропоновано оригінальний алгоритм виділення екологічних груп павуків – ценоморф, гігоморф, трофоценоморф. Екологічна диференціація є основою для обчислення індексів екологічної розмаїтості, які разом з індексами розмаїтості таксономічної дають об'ємну картину структури населення та фауни павуків.

Методологія екологічних матриць є розвитком концепції екоморф-біоморф Акімова – Бельгарда (Акімов, 1948; Бельгард, 1950) і створює основу аналізу екологічного різноманіття, структури та стійкості угруповань живих організмів.

Екоморфи відбивають ставлення живих організмів до екологічних факторів. За Вільямсом (1939), до космічних факторів належать світло та тепло, а до наземних – вода та їжа. Відношення до космічних факторів відбивають клімаморфи, термоморфи, геліоморфи рослин і тварин (Бельгард, 1950, 1973; Бельгард, Травлєєв, 1980), а також трофоценоморфи та топоморфи тварин. Ставлення до наземних факторів відбивають трофоморфи та гігоморфи.

Гігоморфи характеризують преференції організмів до градацій режиму зволоження ґрунту (Жуков, 2006 а), а трофоморфи (трофоценоморфи тварин) – до градацій трофності едафотопу (Жуков, 2007; Жуков та ін., 2007). Гігоморфи та трофоценоморфи виділяються за допомогою вивчення горизонтальної диференціації живого покриву. З боку вертикальної диференціації тваринного населення ґрунтів можуть бути виділені топоморфи – підстилкові, ґрунтові та норні форми. Топоморфи вказують на ярус, якому віддається перевага екологічною групою, а також на зосередження функціональної активності тварин.

Трофоморфи диференціюють тваринне населення за ознакою способу харчування та особливості трофічного впливу на середовище існування (Жуков, 1999).

Спектри гігоморф, трофоценоморф, топоморф і трофоморф дозволяють одержати уявлення про екологічне розмаїття угруповання. Ці ознаки дозволяють установити стосунки розбіжності/подібності між видами тварин, що становлять угруповання. Міри квадратичної або інформаційної ентропії дають інтегральну оцінку екологічного розмаїття угруповань.

Сукупність таких характеристик угруповання як спектри екоморф, індекси екологічного розмаїття та організації, індекси видового розмаїття та функціональні ознаки угруповань становлять основу екоморфичної матриці. До функціональних ознак можна віднести сумарну чисельність і біомасу угруповання, індекси продуктивності, екологічну сміність місцеперебування та екологічну компресію угруповань, функціональні розмаїття, вирівняність і дивергенцію.

Теорія екологічних ніш є концептуальною основою для виділення екологічних груп павуків – екоморф. Однак у сучасній екологічній науці існує альтернативна теорія – теорія нейтрального різноманіття, здатна результативно описувати цілий ряд явищ на екосистемному рівні. Популяризації цієї теорії присвячений один із розділів книги. Також зроблена спроба виявити співвідношення пояснювальних здатностей як теорії ніш, так і теорії нейтрального різноманіття на прикладі динаміки населення павуків регіону.

Для написання книги використано результати польових збирань авторів, дані досліджень, люб'язно наданих Н. Ю. Полчаніною, а також відомості з наукової літератури. Автори розглядають цю монографію не як підсумок, а як початок досліджень павуків у регіоні. Безумовно, важливим напрямом вивчення фауни є складання максимально повного регіонального списку видів. Як в аспекті інформації про видове багатство за родинами, так і у географічному відношенні, робота зі складання видового переліку ще далека від свого завершення.

Автори висловлюють щирю подяку Н. Ю. Полчаніновій за цінні поради при підготовці рукопису до друку. Також автори вдячні О. В. Мартинову за надані оригінальні фотографії, використані в монографії.

# 1 ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ПАВУКІВ

## 1.1. Біологічний цикл

Відповідно до термінології, запропонованої А. Canard (1987), життєвий цикл павуків може бути поділений на чотири періоди.

*Ембріональний та первинний періоди* проходять у коконі й тривають від відкладення яєць самкою до появи молоді з кокона. На цій стадії розвитку тварини не харчуються, однак вони самі можуть бути з'їдені іншими павуками (Araneidae, Clubionidae, Dysderidae, Heteropodidae, Thomisidae) (Lecaillon, 1905; Canard, 1984; Marc, 1993 a) і яйцевими паразитами (в основному наїзниками). Характерно, що ювенільні особини, що вижили, які з'явилися із частково з'їденої маси яєць, ростуть швидше, ніж у тому випадку, коли вони лупляться з недоторканої кладки.

*Ювенільний період* (триває від появи з кокона до линяння на дорослу, статевозрілу фазу). Групова фаза поза коконом триває від декількох днів до 4–5 тижнів. Ювенільні форми відразу після виходу з кокона часто бувають недорозвиненими й продовжують харчуватися за рахунок жовтка або іноді нерозвиненими яйцями (Clubionidae) (Marc, 1993 a). У деяких видів (наприклад, родини Amaurobiidae) самки протягом трьох днів після появи молоді відкладають так звані трофічні яйця. Молодь споживає цю масу яєць і потім линяє. Далі мати сама з'їдається ювенільними павуками, перш ніж відбудеться останнє линяння групової фази. Через кілька днів після другого линяння молодь стає здатною захоплювати жертви, які з'їдаються колективно. Колективне споживання їжі відбувається доти, поки ювенільні особини мають відносно малі розміри. Близько двох тижнів потому починається прогресуюче розселення, яке може тривати наступні два тижні (Tahiri et al., 1989).

У Pisauridae молодь живе у так званій ясельній сітці, побудованій самкою в траві за кілька днів до вилуплення. Ювеніли залишаються в захисній павутинній сітці із самкою протягом майже двох тижнів перед розселенням. У Lycosidae ювенільні форми проводять початковий період життя на черевці самки, яка продовжує вести бродяче життя.

Після групового періоду, що відбувається або у місці відкладення яєць, або на черевці самки, або у ясельній сітці, молодь розселяється, що означає початок одиночної фази існування павуків. Розселення звичайно відбувається після одного–двох линянь, однак у деяких видів (*Coelotes*, *Amaurobiidae*) відбувається чотири линяння перед фазою розселення. У деяких видів самка піклується про молодь тривалий час.

Існує близько 20 видів суспільних павуків, які трапляються переважно в тропічних регіонах. Вони продовжують жити на загальній сітці все своє життя (наприклад, *Mistaria consociate*, *Agelenidae* і *Mallos gregalis*, *Dictynidae*).

Одиночна фаза починається з розселення, що звичайно спостерігається у період від першого до третього линяння. Павуки у період цієї фази є одиночними хижаками. Конкретна стратегія полювання варіює у різних видів.

*Дорослий період* безпосередньо пов'язаний з репродукцією. Життєвий цикл самців звичайно коротший за такий у самок (і може включати меншу кількість линянь). Розбіжності у тривалості життя можуть бути пояснені тим, що самці більш активно переміщуються у пошуках самок, піддаючи себе більшому ризику з боку хижаків. Більше того, самці багатьох видів у період пошуку самки нічим не харчуються. У цілому, тривалість життя самців багатьох видів у природних умовах не перевищує одного–півтора місяця.

У сім'яприймачах самки після парування сперма залишається життєздатною протягом декількох місяців. Вона здатна відкладати яйця протягом тривалого періоду після копуляції. У деяких видів із коротким життєвим циклом (майже всі Araneomorphae) самка ховає коconi в рослинності й гине, перш ніж з'явиться молодь. Інші можуть охороняти свої яйця й гинуть тільки після розселення молоді.

Тривалість розвитку залежить від умов навколишнього середовища, особливо температури. Тому життєвий цикл змінюється географічно (Juberthie, 1954; Penicaud, 1979). Проте життєві цикли європейських видів можуть бути поділені на два типи, залежно від тривалості: тривалий (понад три роки) і короткий. У деяких випадках життєвий цикл може бути довшим, наприклад, у печерних видів або у деяких синантропів.

Тривалий життєвий цикл характерний для Mygalomorphae і деяких Araneomorphae (Filistatidae, Eresidae). Цикл триває понад три роки, самки живуть ще довше. У деяких тропічних видів самки живуть понад 10 років (аж до 20). Статевозрілі самки продовжують линяти, щонайменше, це спостерігається серед Mygalomorphae та Filistatidae.

Короткий життєвий цикл характерний майже для всіх Araneomorphae (97–100 % європейських видів). Тривалість життя становить один–два роки, максимум три. Дорослі не линяють (за рідкісним винятком) і часто гинуть, не досягши річного віку.

Schaefer (1976, 1987) розрізняє три типи життєвих циклів: єврихронний, стенохронний та диплохронний. У дійсності тільки два перші є справжніми типами, а диплохронний тип є особливим випадком стенохронного. Необхідно відзначити, що роль кожного типу біологічного типу (єврихронний, стенохронний) в угрупованні та тривалість циклу змінюється відповідно до кліматичних умов. Види із значним географічним поширенням можуть здійснювати цикл за два роки у Північній Європі та за один рік на півдні, а в центральній частині популяція завершить цикл частково за один рік, а частково – за два.

Єврихронні види розмножуються та розселяються з весни до осені та зимують на різних стадіях. Фази циклу регулюються тільки температурними умовами. Стан діapaузи відсутній. Деякі Linyphiidae, Clubionidae (*Clubiona phragmitis*) і Tetragnathidae (*Metellina mendei*) мають такий тип біологічного циклу.

Стенохронні види характеризуються нетривалим періодом репродукції та розселення.

*Весняно-літні (весняні стенохрони)*. Ці види проводять зиму як статевонезрілі фази та стають дорослими навесні або влітку й розселяються протягом літа. Такий тип життєвого циклу характерний для багатьох видів із різних родин, включаючи Pisauridae (*Pisaura mirabilis*), Clubionidae (*Clubiona corticalis*) та інших. На ритміку життєвого циклу впливає температура й фотоперіодичність. Зниження температури викликає запізнювання постембріонального розвитку з діapaузою або стан заціпеніння. Короткі дні збільшують період між линяннями та іноді викликають діapaузу. Регуляція життєвого циклу температурою та фотоперіодизмом здійснюється за допомогою впливу на розвиток гонад.

Види, вказані Schaefer (1976, 1987) як диплохрони, насправді є весняно-літними стенохронами, у яких протягом року є два періоди парування – навесні та восени. Якщо дорослі здатні до парування восени, то самки не відкладають яйця до весни (деякі Lycosidae); у цьому випадку дорослі павуки зимують. Коротка тривалість денного часу доби гальмує виробництво жовтка й, таким чином, відкладення яєць.

*Осінні (осінні стенохрони).* Яйця відкладаються восени та перебувають у стані облігатної діапаузи, що є стадією гібернації. Види Linyphiidae (*Floronia bucculenta*) і Araneidae (*Araneus diadematus*) характеризуються таким типом життєвого циклу та звичайно лупляться з яєць і розселяються навесні. У деяких випадках (*Argiope bruennichi*) луплення з яєць відбувається перед зимовим періодом, молодь зимує в коконі, а розповсюдження відбувається у травні.

*Зимові (зимові стенохрони).* Репродукція відбувається взимку. Це характерно для багатьох видів Linyphiidae. Фотоперіодичність є важливим чинником, що регулює цей тип життєвого циклу: зі збільшенням тривалості денного часу доби збільшується інтервал між линянням.

Механізми, що регулюють біологічні цикли, дозволяють синхронізувати періоди появи молоді та дорослих особин з моментом високої чисельності можливих харчових об'єктів.

## 1.2. Біотопічна приуроченість та поведінка павуків

Хоч найбагатшими на павуків є біотопи із щільним рослинним покривом (різнотравний степ, заплавні луки, узлісся лісів), а й у місцях, бідних на рослинність (солончаки, псамофітний степ), живе чимало видів (часто дуже цікавих та рідкісних, властивих саме для цих біотопів).

Павуки заселяють усі яруси рослинності: травостій, гілки дерев та чагарників, живуть під корою та у дуплах дерев. На ґрунті, у норах (савців, рийних комах, а також виритих самостійно), у моху, у підстилці, на скелях і під камінням, у печерах, у житлі людини тощо.

У травостої відкритих просторів (луки, степів і т. ін.) регіону, насамперед, помітні численні павуки-бокоходи родин Thomisidae і Philodromidae – *Thomisus albus*, *Embrechtella tricuspidata*, *Misumena vatia*, а також види родів *Philodromus* і *Xysticus*.

На суцвіттях зонтичних або складноцвітих майже обов'язково мешкають білуваті, жовтуваті, зеленуваті, з компактним тілом і масивними передніми ногами павуки (згадані *Thomisus albus*, *Embrechtella tricuspidata*, *Misumena vatia*). Вони стають у характерну позу: задніми ногами чіпляються за субстрат, а передні витягають вперед і вгору, чекаючи здобичі. Здатність цих видів пересуватися боком, подібно крабам (а також уперед та назад), вважається адаптацією до життя на квітах (Іванов, 1965). Обмеженість простору й необхідність швидко переміщатися в будь-яких напрямках (наприклад, при ловлі здобичі) зумовили таку стратегію. При виникненні небезпеки павук-краб може швидко перебігти на нижній бік суцвіття, на якому він розташувався. Зафарблення, що збігається з кольором віночків, не тільки робить цих павуків-бокоходів непомітними для ворогів, а й допомагає підстерігати комах, які приваблюються квітами. Павук-краб може впоратися зі здобиччю (муха-джурчалка, рівнокрила бабка, метелик, медоносна бджола й т. п.), крупнішою за нього більше ніж удвічі (наприклад, самка *Misumena vatia* (9 мм) долає джмеля *Bombus hypnorum* L., розміром близько 20 мм). Безпосередньо процес висмоктування жертви може зайняти

близько години. Є дані, що якщо *Misumena vatia* ловить більше здобичі, ніж може з'їсти, то надлишок павук підвішує на павутині під своїм «сідалом» ([www.xs4all.nl/\\_Eednieuw/Spiders/Thomisidae/Thomisidae.htm](http://www.xs4all.nl/_Eednieuw/Spiders/Thomisidae/Thomisidae.htm)). Отрута, що вводиться павуками, має, очевидно, бактерицидні властивості, тому здобич якийсь час не псується (Мариковский, 1956).

Уважається, що тон зафарблення павуків-крабів змінюється залежно від кольору субстрату. За Пірсом (Иванов, 1965), на білих квітах попадається до 84 % білих особин *Misumena vatia*, а на жовтих – 85 % жовтих. Білі екземпляри на жовтому фоні вже через добу набувають жовтого зафарблення, хоча іноді для цього потрібно до 20 діб. Будучи посаджені на білий фон, вони знову стають білими через 5–6 днів (Иванов, 1965), за іншим даними – через 2–3 дні ([www.xs4all.nl/\\_Eednieuw/Spiders/Thomisidae/Thomisidae.htm](http://www.xs4all.nl/_Eednieuw/Spiders/Thomisidae/Thomisidae.htm)). *Thomisus albus* (білі, ясно-рожеві, рожеві із червоними плямами, зеленуваті, жовті), також легко змінюють зафарблення. Досліди з осліпленням *Thomisus* показали, що для зміни фарбування зір, очевидно, не має ніякого значення (Иванов, 1965). Проведені досліди свідчать про важливість впливу хімічних атрактантів квітів на вибір павуком місця полювання (Krell, Kramer, 1998). Висловлювалася думка, що у зміні зафарблення має значення дієта павука (Schmalhofer, 2000).

Види, що живуть на зелених частинах рослин, нерідко зафарблені у зелений колір (самки *Micromata virescens*, *Heriaeus melloteei*, та ін.), а види, що мешкають у тіні, яка чергується зі світлом, часто мають плямисте зафарблення. У багатьох *Linyphiidae* (рід *Linyphia*, *Neriere*), що висять на тенетах спиною вниз, черво темне (або з малюнком), а спина – світла, на протигагу звичайному розподілу тонів на тілі наземних тварин. Крім «маскувального», існує також «фізіологічне» пояснення такого зафарблення: темна нижня частина черевця, звернена до сонця, швидше нагрівається, що сприяє прискоренню обміну речовин (Heimer, 1988). Особливе зафарблення властиве для павуків-вовків, які ведуть норний спосіб життя (наприклад, тарантул). Коли павук перебуває у норі, в напрямку можливого нападу він виставляє частини тіла, пофарбовані у чорний колір: низ черевця й головогрудей, вершини хеліцер та тарзальні членики педипальп, чорні кільця складених ніг (Мариковский, 1956). У такому положенні павук у напівтемряві нори невидимий, а інша тварина при спробі проникнути у нору може одержати несподіваний удар збоку притиснутими до стінки нори ногами.

Види, які бігають по поверхні ґрунту або трапляються серед опалого листя (багато представників *Lycosidae*, *Gnaphosidae*, *Liocranidae*), мають захисне буре, чорне або чорнувате зафарблення. Павуки, які мешкають на стовбурах дерев (*Philodromus poecilus*, *Ph. fuscmarginatus*, *Ph. collinus*, *Marpissa muscosa*) – бурі, коричневі, сіруваті, плямисті; їх майже неможливо розрізнити за кольором та малюнком від кори. Павук-вовк *Arctosa cinerea*, характерний для морських піщаних пляжів, практично непомітний завдяки жовтуватому тону тіла й сіруватим плямам.

Не тільки зафарблення, а й форма тіла павуків виконує маскувальні функції. Так, *Uloborus walckenaerius* повисає під своєю горизонтальною колесоподібною сіткою на одному зі стабіліментів зовсім нерухомо, витягнувши ноги уздовж тіла, і стає дуже подібним на сучок, що впав у павутину (крім того, тіло павука покрите сріблястими волосками, що маскують його на фоні стабіліменту).

Дуже звичайні в регіоні *Tibellus oblongus* і види *Tetragnatha* мають сильно витягнуте черевце (а *Tetragnatha* – і дуже довгі ноги). Ці павуки часто сидять без руху (на довгих, лінійних листках очерету), витягнувши ноги перших двох пар уперед.

Черевце *Tmarus piger* (родина *Thomisidae*) зафарбленням та формою нагадує бруньку. Павук робить швидкі й короткі перебіжки, між якими застигає нерухомо, щільно притискаючи ноги до гілки (Иванов, 1956).



Наземні засідники павуки-краби роду *Ozyptila* мають на тілі та на ногах булавоподібні щетинки, які утримують частки ґрунту й пилу та чудово маскують хижака (Тыщенко, 1971).

Захисне зафарблення та форма тіла найефективніші при повній нерухомості тварини. Імітація інших тварин (наприклад, мурах) у більшості випадків включає не тільки морфологічну подібність, а й моторику, запах та інші розпізнавальні ознаки. У ряді павуків міркекоподібні форми спорадично трапляються в різних родинях. Особливо їх багато серед Thomisidae, Salticidae (у нашому регіоні – *Myrmarachne formicaria*) і Clubionidae – загалом близько 200 видів (Іванов, 1956). Довгий час вважалося, що подібний вигляд розвивається у видів, спеціалізованих до харчування мурахами, та дозволяє хижаку непомітно наблизитися до здобичі. Але для більшості видів павуків, подібних мурахам, таке пояснення неприйнятне. Відомо, що мурахи розпізнають один одного за нюховими та дотикальними відчуттями, а зовнішня подібність павука з мурахами навряд чи може їх обдурити. Крім цього, багато справжніх міркекофагів (деякі *Zodarion*, *Dysdera*, *Theridion* і ін.) зовсім не схожі на цих комах. Тому більш обґрунтоване захисне значення такої подібності. Можливо, що саме воно рятує павуків від ворогів – наприклад, птахів (Wunderlich, 1994).

Павук *Dipoena tristis* із родини Theridiidae, зовсім не схожий на мураку, полює на мурах у такий спосіб: повисає на павутинній нитці над ґрунтом у місцях, де мешкають звичайні мурахи, зненацька хапає здобич, піднімає на гілку рослини та поїдає (Іванов, 1956). Представники цієї родини часто живляться мурахами. Тільки в сітці *Theridion impressum* (у кронах сосен) їх було знайдено 60 екземплярів – 75 % здобичі (крім того, дві цикади-буйволи *Stictocephala bulbatus* F. з міцним хітиновим покривом та оса *Vespa vulgaris* L.).

*Callilepis nocturna* (родина Gnaphosidae) також спеціалізується на харчуванні мурахами. Він заповзає у мурашник, будує собі невеликий притулок і починає полювання (Heimer, 1988). Зустрівшись із мурахою, *Callilepis* обмацує її передніми ногами, кусає в основу антени та швидко повертається у притулок. Під дією отрути мураха починає крутитися на місці і нарешті павук її поїдає.

Саме міркекофагам часто властива монофагія – явище для павуків досить рідкісне (крім згаданих міркекофагів монофагами є види, що харчуються іншими павуками – наприклад, із родини Mimetidae) (Тыщенко, 1971). Прийоми полювання останніх досить витончені. Так, *Ero furcata* нападає на самок колопряди *Metellina segmentata*, імітуючи поведінку самця цього виду (Czajka, 1963 – цит. за Тыщенко, 1971).

Численні на луках, помітні та дуже рухливі павуки-стрибунчики родини Salticidae. Назва родини відбиває характер їх рухів – швидкі, спритні стрибки (максимальна відстань, на яку скаче стрибунчик, – 25 довжин свого тіла (Heimer, 1988)). За класифікацією життєвих форм стрибунчикам часто приділяється спеціальна «гільдія» – сталкери, «підкрадачі» (крім них, до цієї гільдії відносять Mimetidae і Oxyopidae) (Uetz, Halaj, Cady, 1999).

На полюванні сальтициди покладаються на зір (на противагу тактиці тенетників, які керуються тактильними відчуттями). Принципи організації зорової системи павуків докорінно відрізняються від такої як у ссавців, так і комах (Пичка, 1981). Між їхніми очима існує своєрідний поділ функцій. У сальтицид із восьми очей, розташованих у три ряди, перший представлений чотирма великими очима, що займають «лицьову» частину головогрудей.

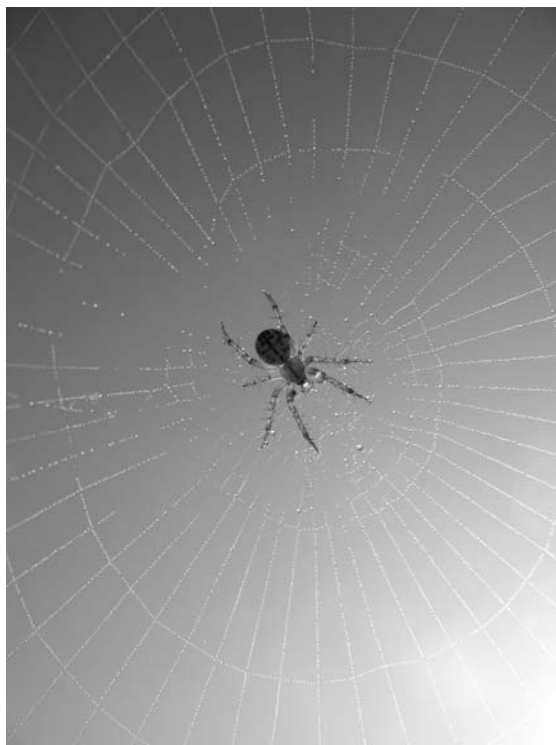
«Ширококутові» передньо-бокові запускають поворот та біг до жертви, а довгофокусні передньо-середні дозволяють сприймати форму, від них запускаються реакція підкрадання до жертви й стрибок. Комаха, яка рухається, фіксується на відстані приблизно 30–40 см. На відстані близько 20 см павук повертається так, щоб потенційна

жертва потрапила в область найкращого бачення передньо-середніх очей (Heimer, 1988). Крім того, передньо-середні очі мають 6 окорухових м'язів, які надають рухливості сітківці (Пичка, 1981), що дозволяє розширити поле зору кожного ока від вихідних 10° до майже 60° (Heimer, 1988). Ці очі здатні розрізняти колір (Тыщенко, 1971).

У травостої мешкають численні колопряди: *Neoscona adianta*, *Argiope bruennichi*, *Mangora acalypha*. Взагалі ловчі сітки павуків-колопрядів (родини Araneidae, Tetragnathidae, Uloboridae) є, можливо, найпомітнішими павутинними конструкціями.

Колопряди плетуть велику колесоподібну ловчу сітку, яка складається з багатокутної рами й розбіжних від центра радіальних ниток (радіусів). Їх кількість різна у різних видів (від 14–20 в *Metellina merianae* до 50–60 в *Zilla diodia* і *Mangora acalypha*) (Тыщенко, 1971). У сітці *Araneus diadematus* нитками з'єднані понад тисячу точок (Jackson, 1973). Деякі види влаштовують із листя своєрідні притулки осторонь ловчої стіки, пов'язані з нею сигнальними нитками (або одним із радіусів), інші сидять у її центрі та лігвища не мають. Хазяї сітки з лігвищем удень звичайно в ньому ховаються, а вночі виходять на центр для полювання (наприклад, так поводиться *Larinioides ixobolus*).

Сітка колопряда складається (наприклад, рис. 1) із зовнішньої рами, розтягнутої прикріпними нитками між гілками або іншими опорами (дошками огорожі або високими стеблами рослин). До рами прикріплені зовнішні кінці радіусів, які у середині сітки пов'язані із центральним сплетінням. Це останнє зовні оперезане так названою прикріпною зоною, за якою знаходиться простір, вільний від спіральних ниток. Ще далі ззовні є широка зона ловчої спіралі, яка складається із численних витків єдиної клейкої нитки.



**Рис. 1.** Сітка *Mangora acalypha*  
(фото О. В. Мартинова)

Починаючи будувати ловчу сітку, павук випускає довгу нитку (рис. 2, А), яка відноситься плинном повітря убік і вільно бовтається, поки не зачепиться за який-небудь предмет.

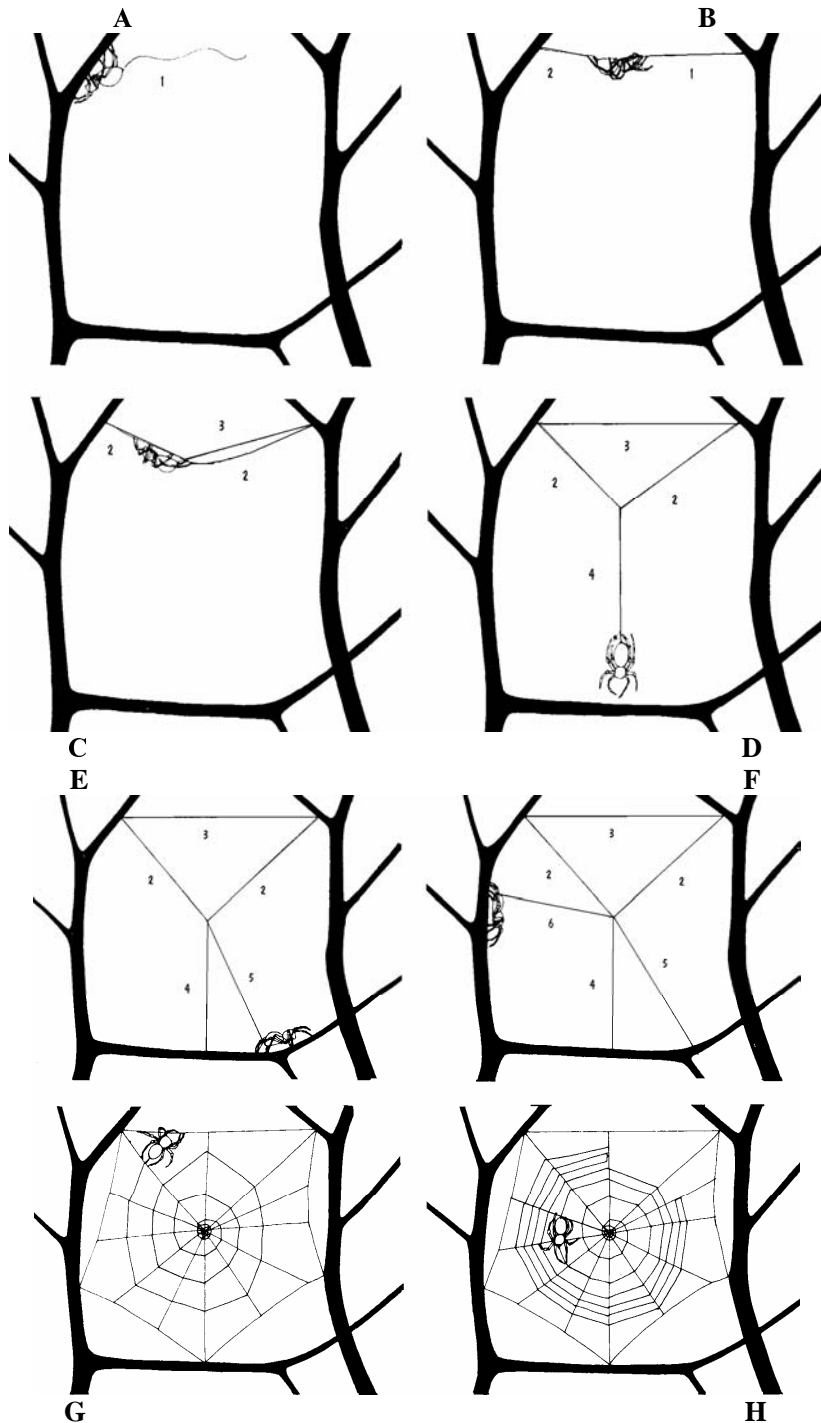


Рис. 2. Стадії побудови ловчої сітки павуком *Araneus* sp. (за Heimer, 1988)

Тоді павук повзе уздовж нитки, зміцнюючи її новими павутинними волокнами (рис. 2, В). Таким чином, ця перша опорна нитка легко простягається між досить віддаленими предметами, наприклад, між гілками дерева з відстанню між ними 2 м або більше (Іванов, 1965). Наступні стадії побудови основи сітки можна простежити по рис. 2 (С, D). Замість трикутної рами іноді виготовляється чотирикутна або мають місце інші варіанти.

Після побудови рами протягуються нитки, які лежать у її площині й перетинають центр майбутньої сітки (радіуси) (рис. 2 Е, F). Вони не з'єднуються в одній точці, але прикріплюються до досить щільного центрального сплетіння (так званий «закритий центр», що дозволяє відрізнити сітку представників родини Araneidae від Tetragnathidae, які мають колесоподібну сітку з відкритим центром). В останньому випадку спочатку робиться центральне сплетіння, а потім павук обкушує й видаляє його нитки (Іванов, 1965).

Далі у просторі, що відповідає всій ловчій поверхні майбутньої сітки, починаючи на деякій відстані від прикріпної зони й рухаючись поступово зсередини назовні, павук прокладає нову спіральну нитку (рис. 2, G). Ця так звана допоміжна, або провізорна, спіраль, що складається з декількох витків, робиться з міцної не липкої нитки, причому колопряд послідовно переходить від одного радіуса до іншого. Допоміжна нитка слугує тільки для прокладення дефінітивної (остаточної) ловчої спіралі та відіграє роль тимчасової опори під час цього процесу. Дефінітивна, значно більш щільна спіраль прокладається від периферії до центра (рис. 2 H). У тих місцях, де радіуси проходять горизонтально, павук просто опускається від верхнього радіуса до нижнього. Але там, де вони вертикальні, йому доводиться перебирати передніми ногами три сторони кожної комірки, а нитку направляти задньою парою ніг. Дефінітивна спіральна нитка складається з еластичної основи, на яку нанизані дрібні липкі кульки (спочатку липка речовина покриває основну нитку суцільним тонким шаром, що тільки згодом розбивається на окремі кульки (Спасский, 1920). Це і є ловча нитка. При її прокладанні павук забирає провізорну спіраль, але її частина все-таки зберігається навколо центра.

Допоміжну спіраль виготовляють усі види з колесоподібним павутинням (Araneidae, Tetragnathidae, і не споріднені з ним Uloboridae). У останніх дефінітивна спіраль робиться із крибелятної нитки (Іванов, 1965).

Павуки, що належать до групи Cribellatae (у регіоні – родина Uloboridae, Dictynidae, Eresidae, Titanoecidae), мають особливі павутинні залози, які відкриваються на крибелюмі (*cribellum*) – невеликій пластинці перед павутинними бородавками. Число павутинних трубочок у ньому може бути від 100 до 50 000. А павутина, яка продукується, має найменший діаметр – 0,00002 мм (Heimer, 1988). Рідка павутинна речовина витягається із крибелюма, а потім «розчісується» гребенеподібним каламіструмом (*calamistrum*), розташованим на передлапках четвертої пари ніг. Крибелятна павутина складається з тисяч тоненьких ниточок, прикріплених до головної, більш товстої. Нитки не клейкі, фіксується здобич за волоски, що покривають її тіло. Більш товсті основні нитки надають павутині міцності, не дозволяючи жертві її розірвати ([www.mir\\_paukov/spiders.nnov.ru/SP/sp\\_silk.shtm](http://www.mir_paukov/spiders.nnov.ru/SP/sp_silk.shtm)).

Питання про те, яке павутиння – клейке або крибелятне – більш «добутливе», залишається дискусійним. Уважається, що в ксерофітних місцезабудуваннях крибелятні сітки мають перевагу, оскільки липкість клейких сіток згодом знижується через висихання (Heimer, 1988). З іншого боку, тонкі клейкі нитки практично невидимі для жертви, ловчі сітки з них виплітаються порівняно швидко, а крибелятні – товсті, злегка мерехтять, їх виробництво вимагає значних витрат часу (Heimer, 1988).

Колесоподібні сітки різного походження мають так звані стабіліменти – широкі прямі або зигзагоподібні стрічки більш густої павутинної «пряжі», які розходяться радіально (*Argiope*, *Uloborus*) або розташовані по колу. Павук розташовується у центрі такої сітки, а стабіліменти, можливо, є опорними структурами для його тіла (Іванов, 1965). Втім, думки щодо ролі цих утворень різні й досить суперечливі. За однією з них, стабілімент потрібен для маскуванню павука (Тыщенко, 1971). Наприклад, велика колесоподібна сітка *Argiope bruennichi* розташовується у травостої відкритих біотопів. У спокійному стані павук висить головою вниз у центрі сітки – дві пари задніх ніг у сторони й угору, дві пари передніх – у сторони й униз. На ногах чорні кільця чергуються зі світлими. На черевці – білі, жовті й чорні смуги (через які його називають «павук-оса»). На фоні зигзагів стабіліменту таке зафарблення є членувальним.

Висувалися версії про приваблювальну дію стабіліменту на комах-жертв (відбиває ультрафіолетове випромінювання), відлякувальну для ворогів (з появою хижака павук трясє павутину, стабілімент зливається в білу пляму). А також передбачалося, що стабілімент повинен зробити сітку добре помітною, що змусить випадкового перехожого обійти її стороною. Іноді до стабіліментів підвішуються кокони (*Cyclosa*) ([www.xs4all.nl/\\_Eednieuw/Spiders/ArgiopeBruennichi.html](http://www.xs4all.nl/_Eednieuw/Spiders/ArgiopeBruennichi.html)).

Колесоподібні сітки, досить різноманітні в деталях конструкції, найчастіше розташовуються вертикально (*Araneus*, *Argiope*, *Meta*), але бувають і горизонтальними (*Uloborus*, *Meta*). Підвішені в деревному ярусі, вони розраховані на піймання літаючих комах, які є головною частиною раціону колопрядів. Так, за даними Turnbull (Turnbull, 1956 – цит. за Тыщенко, 1971) серед жертв Araneidae 25,7 % становлять Diptera, 18,4 % – Trichoptera, 11,2 % – Neuroptera, 10,5 % – Hymenoptera, 9,9 % – Lepidoptera. П. Шерман (Sherman, 1995), що досліджував харчування *Larinioides cornutus*, установив, що 87 % сіток ловили переважно мошок (I, найдрібніший розмірний клас здобичі) і 10,6 % – комарів (II розмірний клас здобичі). М. Nyffeler (1982), що досліджував склад жертв колопрядів у різних агроландшафтах, відзначав, що переважну їх частину становлять дрібні двокрилі: майже 80 % в *Araneus quadratus* і від 69 до 80 % – в *Argiope bruennichi*. Крім того, їжею служили Apidae (6,7 і 8–15,5 %, відповідно) і Aphidae (7,2 і 4–11,1 %, відповідно).

У цілому, незважаючи на розбіжності в раціоні, зумовлені специфікою конкретного біотопу, *Argiope bruennichi* (сітка в нижньому ярусі травостою, рідко вище 30 см від поверхні ґрунту) ловить крупнішу здобич, ніж види *Araneus* з їх високо розташованими повітряними планктонними сітками, що «фільтрують». За свідченням С. А. Спаського (1920), жертвами аргіопи ставали дуже різноманітні комахи хортобію, у тому числі й дуже великі – коники, кобилки, бабки. Причому, хоч отрута всіх павуків-колопрядів має значну силу, аргіопа й серед них займає одне з перших місць за своєю отруйністю (Спасский, 1920).

Ловча сітка легко руйнується поганою погодою або великою здобиччю. Через день або два клейкі крапельки втрачають свою липкість. Тому стара сітка з'їдається і будується нова (в *Larinioides cornutus*, наприклад, практично щоночі (Sherman, 1995)). Для переварювання павутини існують спеціальні травні ферменти, які також використовуються для з'єднання кінців павутинних ниток при перебудовах сітки ([www.mir\\_paukov/spiders.nnov.ru/SP/sp\\_silk.shtm](http://www.mir_paukov/spiders.nnov.ru/SP/sp_silk.shtm)).

Неодноразово робилися спроби використати сітки павуків-колопрядів для оцінки видоспецифічності будівельного інстинкту (Положенцев, Акимцева, 1979; Тыщенко, 1983а, 1984, 1985, 1986; Тыщенко, Марусик, 1985; Тыщенко, Марусик, Тарабаев, 1985; Марусик, 1987; Карташев, Галкін, 1990; Ончуров, 2001). Як діагностичні ознаки виступали: кількість верхніх і нижніх радіусів, їх довжина,

кількість витків у центральній зоні, розмір вільної й ловчої зон, кількість ловчих ниток у секторі й відстань між ними. Був навіть обґрунтований метод «еталонних сіток» (Тыщенко, 1984), що дозволяє, за задумом автора, виявити й формалізувати генетичну програму будівельного інстинкту павуків-колопрядів і нівелювати часті «збої» у реалізації цієї програми. Однак, дотримуючись цього методу, необхідно враховувати індивідуальні зміни параметрів сітки залежно від фізіологічного стану павука (надлишок здобичі, її нестача, до яйцекладки, після її й ін.), які, очевидно, скоріше правило, ніж виняток (Sherman, 1995). Так, сітка *Larinioides cornutus* поступово збільшується за площею й довжиною ниток у випадку, коли павукові не вистачає їжі, тоді як після значного споживання жертв ці параметри зменшуються. Крім того, довжина ниток і площа сітки зменшуються перед продукуванням яєць і збільшуються після нього (Sherman, 1995). Отож у кожному разі потрібно вимірювати досить значне число сіток кожного порівнюваного виду, а також ураховувати географічну мінливість параметрів.

Павуки родів *Linyphia*, *Microlinyphia* і *Neriene* безпосередньо над ґрунтом у травостані або на гілках дерев і чагарників роблять характерні горизонтальні «тенти» з щільної павутини, від яких нагору й униз розходяться підтримувальні нитки (рис. 3).

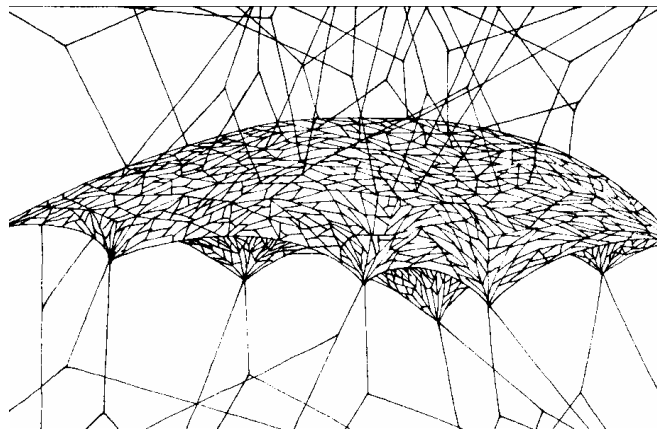


Рис. 3. Ловче павутиння *Linyphia* sp. (за Heimer, 1988)

Потрапивши в таку пастку, комахи натикаються на вертикальні павутинки й падають на тент, де їх підстерігає хазяїн сітки. Павук підбігає до місця падіння здобичі й прокушує горизонтальний полог, захоплює її знизу хеліцерами (слід нагадати, що ці павуки сидять під горизонтальним пологом черевом догори). Полог виплітається зі звичайних павутинних і спеціальних ловчих ниток, які утримують здобич, що потрапила у сітку (Тыщенко, 1971). Здобич *Linyphia triangularis* складається в основному з двокрилих, попелиць і цикад (Nyffeler, 1982).

Сітка-балдахін виплітається у такий спосіб: павук спускається на павутинці з вихідної точки на гілці дерева, чагарнику, пагоні трав'янистої рослини, закріплює нитку внизу, піднімається по ній же. Знову опускається, закріплює трохи збоку від попередньої, піднімається, і так багаторазово. Через якийсь час виникає велике сплетіння вертикальних і похилих ниток, часто конусоподібно загострене вгорі. Потім павук перевіряє натяг павутинок і, визначивши рівень їх найбільшої «натягнутості», виплітає горизонтальний полог. Пізніше видаляє більшу частину нижніх ниток – утворюється «підсітковий» простір, де він може вільно пересуватися (Heimer, 1988).

Самки роду *Linyphia* (і, можливо, *Neriene*) осілі й пов'язані з певним місцем. Протягом усього літа часто спостерігаються ловчі сітки одних і тих самих особин самок *Linyphia triangularis* на тих же гілках сосен.

Уважається, що спочатку павуки ловчих сіток зовсім не робили і були бродячими мисливцями (Kaston, 1964 – цит. за Тыщенко, 1971). Є думка, що самки предкових форм павуків (близько 300 – 400 мільйонів років тому) застосовували павутинні нитки для захисту й скріплення відкладених яєць ([www.ufsia.ac.be/-Arachnology/Arachnology.html](http://www.ufsia.ac.be/-Arachnology/Arachnology.html)).

На початкових етапах еволюції павутинних конструкцій у рослинному ярусі підвішувався кокон і павук охороняв його, розташовувавшись поруч на горизонтальній павутинній нитці. Павутинки, що підтримували кокон, попереджали про наближення здобичі або ворога.

Поступово додаванням нових ниток навколо кокона створювалася проста безладна сітка, прикладом якої можуть служити тенета деяких Theridiidae. Подальші етапи впорядкування й удосконалювання сітки можна простежити на цілому ряді видів родини. Так, широкопетлиста сітка *Theridion* або *Steatoda* має вертикальні клейкі нитки, що йдуть, утворюючи в ґрунті густий «частокіл» – пастку, майже непереборну для плазуючих наземних комах (Іванов, 1965) (рис. 4).

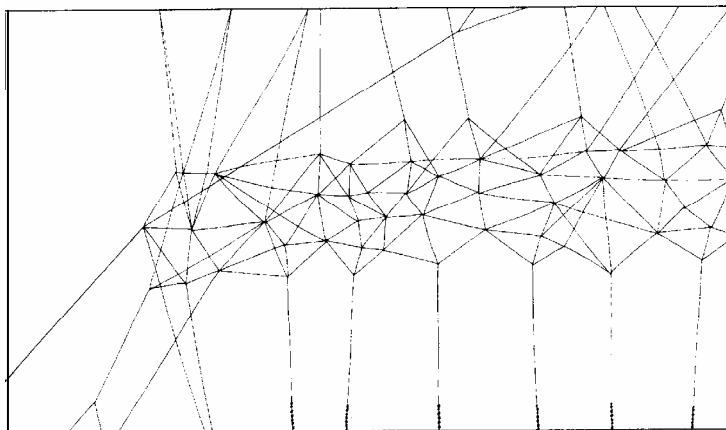


Рис. 4. Ловча сітка *Steatoda castanea* (за Heimer, 1988)

У ловчі тенета каракурта *Latrodectus tredecimguttatus*, які розташовуються в основі трав'янистих рослин, також попадають здебільшого наземні бродячі комахи (на південному сході України найбільш імовірна зустріч із цим видом на узбережжі Азовського моря). У ювенільному стані він винищує мурах. У дорослому – переважно жуків (майже 37 % здобичі), прямокрилих (близько 18 % здобичі), перетинчастокрилих та мурах (майже 12 %), личинок лускокрилих (понад 10 %) (видова ідентифікація комах – В. В. Мартинов).

У видовому відношенні серед жертв каракурта у досліджуваному регіоні переважає паля *Grillotalpa unispina* (понад 15 % здобичі) і жулициця *Scarites terricola* (понад 9 %) – міцні комахи із сильними мандибулами й досить товстими покривами. У сітках каракурта була знайдена навіть невелика ящірка, муміфікована й обплутана павутиною (Мартинов, Прокопенко, in lit.) (рис. 5).

Житло каракурта завжди складається із двох частин – лігвища (безпосереднього притулку павука і його коконів) і ловчих тенет. Незважаючи на

гадану безладність, тенета являють собою складну систему ниток, положення яких зумовлюється взаємопротилежним натягом, що створює загальну еластичність будівлі.



**Рис. 5. Ящірка з сітки каракурта**

Нитки міцні, блискучі й завжди настільки добре натягнуті, що кинута на них порожня сірникова коробка високо підскакує догори. Багато вертикальних ниток, а також нитки склепіння мають безліч дрібних липких кульок, нанизаних на осьовій нитці. Зовні до тенет прилипають різні листя, травинки, гілочки, які значною мірою маскують житло. Каракурт постійно стежить за сіткою, забирає старі побляклі нитки, протягує нові й робить між ними перемички (Мариковський, 1956).

Крибелятні сітки мають павуки родини Dictynidae, які часто трапляються в лугових та степових ценозах регіону. Тенета невеликі, розташовуються на листі й у розвилках сухих гілочок трав'янистих рослин і чагарників. Сітки *Dictyna arundinacea*, найзвичайнішого представника даної родини, розраховані на піймання в основному літаючих комах, масових у місцях перебування павука (у лісосмугах на околицях м. Харків, наприклад, це були паразитичні перетинчастокрилі, двокрилі, попелиці (Полчанинова, 1993 б). Причому вибір жертв лімітується відносною щільністю сітки та невеликими розмірами павука.

Легко впізнаються павутинні конструкції павуків родини Agelenidae, так званих лійкопрядів. Дуже звичайний у нашому регіоні вид *Agelena labyrinthica* будує в трав'яному ярусі, біля основи дерев, у чагарнику (на висоті до 1,5 м) щільне полотнище-тенета, розтягнуті й прикріплені до навколишніх предметів. Воно поступово згортається у лійкоподібну трубку, відкриту з обох кінців. Павук звичайно сидить нерухомо у найширшому місці трубки, де вона переходить у лійку. Струс павутинних ниток сповіщає павука про влучення жертви, після чого він стрімко її хапає й затягує в трубку. Дані про склад здобичі цього виду досить суперечливі. Відповідно до одних (Мазура, Есюнин, 1995), жертвами *Agelena* стають в основному ходячі безхребетні-хортобійнти. Хоч, за результатами Н. Ю. Полчанинової (1990 г), залежно від місцеперебування, двокрилі можуть становити від 19,6 до 24,1 %, а лускокрилі – від



3 до 13,5 % здобичі. За нашим даними (проаналізовано 50 сіток), серед жертв переважали Hymenoptera (в основному мурахи) – 40 %, Coleoptera (здебільшого великий хрущ *Monotropus nordmanni* Blanch. – det. Мартинов В. В.) – 31 % і цикади – 11 %. Павуки інших видів становили всього близько 4 % жертв. Лускокрилі – усього 2 %, двокрилі – близько 8 % жертв. У кожному разі склад членистоногих, що поїдаються, досить широкий і жертвами стають найзвичайніші й масові в даному біотопі види (Полчанинова, 1990г; Мазура, Есюнин, 1995). Ця закономірність справедлива для багатьох видів павуків.

На спорудження сітки-лійки витрачається велика кількість павутини, у силу чого тенета такої конструкції – енергетично ємні, що змушує павука-хазяїна уникати частих переміщень павутини в просторі. Лійкопряди відрізняються високою територіальною стійкістю (Мазура, Есюнин, 1995).

Досить звичайного в регіоні лійкопряда *Tegenaria agrestis* у Північній Америці називають «*Hobo spider*» і «агресивний домашній павук». Зареєстровано численні випадки укусів, після яких у людини розвивається невелика виразка, що повністю загоюється протягом 45 днів. У деяких особливо важких випадках виразка не гоїться до трьох років. Крім того, спостерігається головний біль, нудота, блювота ([www.Hobo Spider Facts and Information from Big H Products.htm](http://www.HoboSpiderFactsandInformationfromBigHProducts.htm)). У Донецьку цей вид пов'язаний з різними деревними насадженнями, але трапляється й у житлових приміщеннях. Взагалі ж тільки представники родини Uloboridae (у нашому регіоні трапляється *Uloborus walckenaerius*) не мають отруйних залоз. У переважної більшості павуків отрута діє на основну здобич – членистоногих і зовсім не шкідлива для ссавців, у тому числі й людини. Однак, незважаючи на незначну кількість, вимірювану частками міліграма, отрута деяких видів (близько 20 з понад 35 тисяч) виявляється дуже універсальною, токсичною для ссавців і здатною викликати у людини отруєння від малопомітної місцевої реакції до важкого захворювання зі смертельним результатом (Мариковський, 1956). На південному сході України небезпечними для людини можуть виявитися тільки тарантул (*Lycosa singoriensis*) і каракурт (*Latrodectus tredecimguttatus*). Хворобливі укуси наносять також *Eresus kollari* (родина Eresidae), великі колопряди (наприклад, *Araneus diadematus*, *Argiope lobata*) (Орлов та ін., 1990), *Cheiracanthium punctiorum* (родина Clubionidae) і *Tegenaria agrestis* (родина Agelenidae).

Далеко не кожний укусу навіть «отруйного» павука може спричинити значне погіршення стану людини. Кількість отрути, яка виділяється при укусі, сильно варіює залежно від обстановки й індивідуальних особливостей тварини. За спостереженнями П. І. Мариковського, якщо одні самки тарантула кусають швидко й енергійно, то інших важко змусити кусати. Іноді, вкусивши, вони не екстрагують отруту або екстрагують у невеликих кількостях. Крім того, самки із сильно сточеними кігтками (у результаті інтенсивної рийної діяльності, властивої для цього виду) не можуть прокусити шкіру, а вивідні отвори (і протоки) отруйних залоз часто бувають закупорені – такі самки не отруйні (Мариковський, 1956). Уважається, що в 50 % укусів *Tegenaria agrestis* «сухі» виділення отрути не відбувається, павук у цих випадках не небезпечний ([www.Hobo Spider Facts and Information from Big H Products.htm](http://www.HoboSpiderFactsandInformationfromBigHProducts.htm)).

Максимальна отруйність тарантула збігається з його найактивнішим періодом життя (шлюбний період, міграції) і найспекотнішою порою року (Мариковський, 1965).

Отже, повернемося до павутиння та його використання павуками. Приклад зміни мікрокліматичних умов свого безпосереднього оточення за допомогою павутини демонструє рід *Taripora*, що належить до родини Linyphiidae, переважна більшість представників якого віддають перевагу зволоженим, тінистим місцеперебуванням. *Taripora* живе в моху світлих листяних лісів, де влітку спекотно й зовсім сухо. У невеликих поглибленнях ґрунту павук будує щільну покривну сітку, замасковану

частинками детриту й стеблинками мохів. Під сіткою павук ховається цілий день від жаркого сонця й, можливо, від ворогів, а вологими прохолодними ночами виходить на полювання (Nyffeler, 1982).

Павуки «бродячих» родин (Salticidae, Clubionidae, Gnaphosidae та ін.) будують в основному трубчасті або мішкоподібні павутинні лігвища для відпочинку, линяння, зимівлі (захист від погодних умов, ворогів). У багатьох сальтицид це сплющений мішок із щільної павутини з двома виходами, які павук закриває на ніч. На злаках знаходяться денні притулки Clubionidae, які полюють вночі (трубки, також відкриті з обох кінців). Для спорудження лігвища павуки згортають один листок й усередині виплітають трубку (годяться волоті злаків, суцвіття кермеку й ін.). Для зимівлі плетуть мішкоподібну конструкцію, дуже щільну й замкнену з усіх боків (Іванов, 1965). Для Dysderidae характерні павутинні житлові трубки серед каміння, у щілинах скель, під корою дерев. *Segestria* будує в щілинах кам'яної кладки відкриту трубку, від устя якої відходять сигнальні нитки. Нічні мисливці Gnaphosidae (*Drassodes*, *Gnaphosa*, *Zelotes*, *Haplodrassus*) виплітають на нижній поверхні каміння, під корою дерев і пнів лігвища-покришки у вигляді полотнища, пологу або плівки з густої павутини.

Ряд видів, які не будують ловчих сіток або лігвищ, сплітають гніздо спеціально для кокона (деякі Salticidae, *Micrommata*, *Pisaura*, *Gnaphosa*). Воно слугує не тільки захистом для яєць, а й притулком для молоді в перші дні її життя. Представники родини Pisauridae (*Pisaura mirabilis*, *Dolomedes*) за стратегією полювання належать скоріше до засідників. Вони чекають здобич на водній (*Dolomedes*) або наземній (*Pisaura mirabilis*) рослинності, а потім наздоганяють швидким кидком. Самки носять великий білуватий кокон у хеліцерах. Перед лупленням молоді самка прикріплює кокон до рослинності й будує «дитячі», вивідкові тенета, поєднуючи листя й стебла павутиною. Павучки, які вилупилися, тримаються разом у гнізді якийсь час під охороною матері, що розташувалася поблизу.

Самки *Cheiracantium erraticum* (Clubionidae) найчастіше влаштовують гнізда із зігнутого навпіл листка рогозу та відкладають там яйця, а потім охороняють молодих павуків, що вже вийшли з кокона. Самки *Clubiona* під час відкладення кокона виготовляють звичайну відкриту з обох кінців житлову трубку, а всередині її плетуть замкнуте лігвище для кладки (Іванов, 1956).

Павуків-крабів *Hysticus audax* (Thomisidae) часто можна знайти з коконами у гніздах з волоті куничника, обплетеної павутиною. Нагадаємо, що представники цієї родини – засідники, що підстерігають здобич на рослинності або на поверхні ґрунту й ловчих тенет ніколи не плетуть. Самки ряду видів павуків-стрибунчиків Salticidae (*Philaeus chrysops*, *Heliophanus* та ін.), в основному полюють на рослинності, виплітають павутинні гнізда з коконами на поверхні ґрунту між камінням і під ним.

Вживання павутинових ниток далеко не обмежується різними будівлями. З початку еволюційного розвитку вони служили в самок лише для виготовлення кокона, а в самців – для виготовлення сперматичної сіточки. Самець перед копуляцією повинен перенести сперму зі статевого отвору на низу черевця в резервуари бульбусів педипальп; тому він випускає особливу павутинну нитку – цю саму сперматичну сіточку, і розміщує на ній краплю сперми, до якої по черзі підносить педипальпи. Тільки самець *Segestria* наповнює бульбуси безпосередньо зі статевого отвору (Тыщенко, 1971). Самець *Agelena labyrinthica*, наприклад, сперматичну сіточку простягає в трубці житла самки у вигляді неширокого містка, що розділяє її на два поверхи (Спасский, 1920). Сперматичні сіточки бувають трикутними, чотирикутними, лінійними, П-подібними тощо (Тыщенко, 1971). У представників багатьох родин у створенні сперматичної сіточки беруть участь додаткові структури, що виділяють павутину – так звані епігастральні залози (розташовані над

епігастральною борозенкою) (Knoflach, 1998). Тонкі нитки павутини, вироблені ними, очевидно, зміцнюють сперматичну сіточку.

Павутиною огортається здобич щораз, коли вона піймана, причому це роблять навіть ті види, які взагалі не будують ні лігвищ, ні тенет. Процес оволодіння великою здобиччю колопрядом *Argiope bruennichi* докладно описав С. А. Спаський (1920): «Аргіопа, стрімко кинувшись, втикає в неї свої отруйні гачки й залишається в такому положенні протягом деякого часу, мабуть, даючи подіяти отруті; коли рухи комахи поступово стихнуть, павук відсуває своє черевце від сітки, і з його павутинних бородавок замість звичайної одиночної – візуально – нитки, що волочиться за павуком усюди, тягнеться тепер цілий пучок ниток; працюючи по черзі двома задніми ногами, павук швидко накладає ці довгі й широкі стрічки з павутини на жертву, іноді обертаючи її педипальпами, першою й третьою парою ніг і загортаючи таким чином у тканину з павутини, причому сам павук утримується на сітці тільки за допомогою ніг другої пари; декількох обертів достатньо для того, щоб навіть велика комаха була цілком закутана білим чохлам з павутини. Тепер аргіопа звільняє комаху з сітки, перекушуючи прилиплі до неї нитки, прикріплює згорток зі здобиччю до павутинних бородавок або прямо бере її в щелепи, несе в центр сітки й висмоктує».

У багатьох видів із різних родин павутина слугує аеростатичним засобом розселення. Перед польотом павук забирається на високо розташовані предмети і, піднявши кінець черевця, випускає довгу нитку, що стелиться по повітрю. При достатній довжині нитки, що захоплюється повітряним плином, павук несеться на ній (Іванов, 1965).

За свідченням Д. І. Харитонова, у середині XIX століття у південноруських степах можна було побачити цілі «килими-літаки» до 4 і навіть до 10 м довжиною, що пливуть у повітрі й складаються із численних переплєтених ниток, випущених подорожуючими павуками (Іванов, 1965).

По повітрю розселяються *Linyphiidae*, *Tetragnathidae*, *Thomisidae*, *Lycosidae*, *Theridiidae* і павуки багатьох інших родин. Подорожують як молодь, так і статевозрілі особини, наприклад, досить великі – до 6 мм – дорослі *Synema globosum* (Walter, 1994). У деяких випадках повітряні польоти сприяють розширенню географічного ареалу виду. Описано випадки масової появи дрібних павуків (*Linyphiidae*), що залітають на судна у відкритому морі в 200–360 км від найближчого берега (Іванов, 1965).

Багато видів (наприклад, із родини *Salticidae*), подорожуючи в травостої або кронах дерев і чагарників, постійно тягнуть за собою павутинову нитку – своєрідний слід. Павук часто зупиняється, щоб закріпити її на субстраті за допомогою так званого «прикріпного диска». Перед стрибком павук-стрибунчик також виготовляє прикріпний диск. Якщо при стрибку павук промахується, він повисає на цій своєрідній страховці й може повернутися на вихідну позицію. Якщо результатом стрибка стало піймання здобичі, хижак також може зависнути на павутині, позбавляючи тим самим жертву точки опори, поки не подіє отрута. Крім того, спустившись на павутинці, стрибунчик може раптово напасти на павука-колопряда. Деякі види стрибунчиків здатні створювати своєрідні «повітряні мости» між двома віддаленими опорами (випускають нитку, подібно тому, як це роблять колопряди при побудові сітки) ([www.SalticidPageofDavidEdwinHill.htm](http://www.SalticidPageofDavidEdwinHill.htm)). Роль такого павутинного сліду в шлюбній поведінці павуків буде обговорюватися нижче.

Замість того, щоб очікувати, коли здобич сама прийде до них (у ловчу сітку в тенетників, або просто у хеліцери – у засідників), багато павуків практикують більш енергійний підхід до свого харчування. Найактивніші мисливці – павуки-вовки родини *Lycosidae* (*Xerolycosa*, *Pardosa*, *Alopecosa*). Багато лікозид ведуть життя денного бродячого

мисливця й ніколи нір або іншого житла не роблять (наприклад, *Pardosa*). Найактивніші вони в теплі сонячні дні. У пошуках здобичі покладаються в основному на зір.

Помітна польова ознака, що дозволяє безпомилково відрізнити самку *Lycosidae* (у період розмноження), – прикріплений до павутинних бородавок кокон. Причому тримається він настільки міцно, що «губиться» часто тільки коли пійману самку поміщують у спирт. Уважається, що еволюція інстинктів в одних лікозид призвела до зменшення кокона (*Pardosa*), а в інших – до побудови усе більш постійних і упорядкованих нір. Відправною точкою виникнення осілости можна вважати влаштування невеликих тимчасових поглиблень у ґрунті під грудками землі, камінням й т. д. (як в *Arctosa cinerea*). Завершується цей процес будівництвом правильних вертикальних і глибоких нір, вистелених павутиною (тарантул).

Життєвий цикл тарантула може служити ілюстрацією описаного переходу від бродячого до норного життя, який відбувається в онтогенезі подібно тому, як це відбувалося у філогенезі. У ювенільному періоді тарантули ведуть насправді бродячий і, до того ж, денний спосіб життя, а потім поступово переходять до осілости в норі. Спочатку тимчасовим притулком їм служать випадкові поглиблення в ґрунті, потім, вибравши постійне лігвище, вони потроху його вдосконалюють, перетворюючи на справжню нірку, і починають вести нічний спосіб життя (Мариковский, 1956).

На своєму досить великому ареалі – від Російської рівнини до гір Південного Сибіру (Михайлов, 1997) – тарантул демонструє значну мінливість у розмірах. Розрізняють дрібну, велику й проміжну раси (визначають за розмірами передніх ніг: дрібна 23–35 мм, проміжна 31–39,5 мм, велика 37–46 мм) (Мариковский, 1956). На території південного сходу України поширені проміжна й дрібна раси (рис. 6).

Характерна поза погрози: павук високо піднімає передні пари ніг (іноді опорою служить тільки четверта пара й кінчик черевця), демонструючи інтенсивно-чорне зафарблення вентральної поверхні стернума та черевця, білуваті ноги з контрастними чорними кільцями. Після демонстрації пози погрози він із силою вдаряє ногами по небажаному відвідувачу свого житла й наполегливо застосовує цей прийом, перш ніж скористатися отрутою.

Нори тарантула пов'язані з відкритими місцями, позбавленими щільної рослинності та значно забезпеченими сонячним світлом, часто поблизу водоймищ. При розкопуванні нори спочатку визначається її напрямок, потім із сонячного боку виривається глибока ямка, після чого ґрунт зрізується тонкими вертикальними шарами, що поступово оголюють нору в профіль. Розрізана уздовж, освітлена сонцем нора з'являється перед спостерігачем у всіх подробицях і деталях будови (Мариковский, 1956). Функцію рийних органів у тарантулів виконують головним чином хеліцери. Діаметр нори, як правило, відповідає розміру павука й дорівнює ширині черевця й головогрудей, разом узятих. Тому за діаметром вихідного отвору нори можна безпомилково визначити величину її мешканця. Отвір нори ретельно виглажується, а якщо поверхня землі складена з рухливих часток, то обплітається тонкою павутиною підстилкою. Це надає входу своєрідного вигляду, за яким нору тарантула легко відрізнити від нір дрібних гризунів. Нерідко крім павутиної підстилки вхід у нору облямований шматочками трави, паличками й схожий на невисокий зруб. Перед линянням або яйцекладкою самка тарантула закриває вхід у нору ковпачком із щільної павутини. Тарантул завжди стежить за своєю норою, систематично відкушує корінці трави, що проростають у її порожнину, підновляє вхід, викидає частки ґрунту, які обвалюються після дощу. Живиться різними жуками (*Carabidae*, *Silphidae*, *Coccinelidae*), цвіркунами, кониками, що падають у його нору. Уночі полює на наземних комах біля нори (Мариковский, 1956).



**Рис. 6. Гарантул (фото О. В. Мартинова)**

Крім деяких Lycosidae, норний спосіб життя властивий Eresidae (єдиний вид у регіоні – *Eresus kollari*) і Atypidae (*Atypus muralis*). Останній будує павутинну трубку, замкнену зверху й частково занурену в ґрунт. Довжина підземної частини досягає 35–80 см, надземної – 13 см (Heimer, Nentwig, 1991). Повітряна частина трубки добре замаскована частками ґрунту й прикріплена до рослин або стелиться по поверхні ґрунту. Удень павук сидить у норі, а вночі виходить із неї в надземну трубку. Комах хапає довгими гачками хеліцер прямо крізь павутинову тканину трубки, а, щоб з'їсти здобич, павук її розриває. Самець також розриває трубку самки, проникаючи в неї у період розмноження. Згідно з літературними даними, *Atypus* веде колоніальний спосіб життя (до 100 павуків у колонії). Представники родини характеризуються тривалим життям: у Середній Європі в *Atypus muralis* до статевого дозрівання минає 4 роки, а самки живуть до 8 років (Heimer, Nentwig, 1991).

*Eresus kollari* також живе в норах із павутинною підстилкою (загальна довжина павутинної трубки сягає 15 см). Житлова трубка пов'язана з наземним павутинним пологом, що являє собою крибелятну ловчу сітку (Тыщенко, 1971). Для самців цього виду характерне яскраве зафарблення: черевце зверху оранжево-червоне, із чотирма чорними округлими плямами. У самки все черевце бархатисто-чорне. Павук ловить сильно хітинізованих жуків наземного ярусу (*Chrysomela*, Tenebrionidae та ін.) (Иванов, 1965). Крім того, його здобиччю часто стають дуже рухливі (наприклад, *Cicindela campestris*) і великі види (наприклад, *Geotrupes stercorosus*) (Тыщенко, 1971). Вид характерний в основному для цілих степових ґрунтів і відмічений у заповідниках «Хомутовський степ», «Провальський степ» і «Кам'яні Могили».

Під корою дерев живуть *Coryarachne depressa* (Thomisidae) і *Nuctenea umbratica* (Araneidae), тіло яких сильно сплюснене. В лісових ценозах трапляються представники Gnaphosidae, Theridiidae, Salticidae, Agelenidae (часто самки з коконами). Для поверхні стовбурів дерев характерні *Drapetisca socialis*, дрібні Theridiidae, Micryphantinae та ін. Зафарблення *Philodromus fuscomarginatus* і *Ph. collinus*, що живуть тільки на стовбурах сосен, дозволяє повністю зливатися із субстратом.

На листі деревних порід живуть численні Thomisidae, Clubionidae, Theridiidae, Salticidae, Anyphaenidae (єдиний у нашому регіоні вид цієї родини – *Anyphaena accentuata*).

У лісовій підстилці мешкають маленькі (1,5–2,5 мм) темні павучки – так звані павуки-пігмеї (підродина Micryphantinae). Більшість їх веде бродячий спосіб життя в підстилці, харчуючись дрібними членистоногими – колемболами, кліщами й т. п. Частина видів роблять маленькі покривні ловчі сітки в поглибленнях ґрунту, у підстилці, у вузьких просторах між камінням і під ними.

Під корою, що впала на ґрунт, або камінням часто виявляються безладні крибелятні сітки Titanoecidae. У сезон розмноження самка й самець можуть перебувати в одному гнізді, де міститься кокон, оболонка якого замаскована рослинними залишками, надкрилами з'єдених жуків (наприклад, ми знаходили кокон *Titanoeca schineri*, в оболонку якого були уплетені надкрила *Gastrophysa viridula*, Chrysomelina).

У павуків добре розвинений статевий диморфізм (основна відмінність – видозмінені для копуляції пальпи самців і наявність епігіни в самок більшості родин). Крім того, самці часто дрібніші (іноді майже у 9 разів (Михайлов, 1995)), з відносно більш довгими кінцівками й «струнким» черевцем. Розбіжності можуть стосуватися також зафарблення або малюнка тіла (один із яскравих прикладів – чорні самки *Eresus kollari* і самці цього виду з яскраво-червоним черевцем, що має чорні плями), особливостей життєвого циклу й, звичайно, поведінки.

Паруванню передують складний ритуал залицяння (втім, далеко не завжди, у ряду видів залицяння або не виражене, або дуже короткочасне й не помітне) (Knoflach, 1998). Справа у тім, що крім звичайних проблем пошуку підходящої партнерки, павук-самець повинен зменшити її мисливський інстинкт, аби не бути з'єденим ще до парування. У цьому складному процесі досить умовно можна виділити кілька етапів. Насамперед, самцеві потрібно знайти самку свого виду, готову до копуляції. На цьому етапі важливу роль відіграють феромони. Навіть останній екзувій статевозрілої самки виявляється привабливим для самця (Knoflach, 1998). Відомо, що самці колопрядів знаходили самку в сітці на відстані понад метр (Witt, 1982), і це при досить слабкому зорі представників цієї групи. Тенета самок, очевидно, несуть привабливі речовини. Існує думка, що павутинні залози сучасних павуків являють собою модифіковані коксальні залози й спочатку їх функцією було виділення секретів, що включають феромони, які слугували для пошуку предковими формами своїх притулків (Foelix, 1996).

Пересуваючись, павуки залишають за собою своєрідний слід у вигляді павутинної нитки, що тягнеться. Час від часу вона прикріплюється до субстрату «прикріпним диском». Таким чином, самці здатні розшукати вірогідну партнерку за цим слідом (причому слід, прокладений понад місяць тому, зберігає свою «привабливість», що може бути зумовлено і якимись структурними властивостями самої павутини, а не тільки феромонами) (<http://www.ufsia.ac.be/Arahnology/Pages/-Documents/Spriggs.html>). Подібне явище було відзначено П. І. Мариковським (1956) для каракурта. Наведемо цитату: «Подорожуючі статевозрілі самки завжди тягнуть за собою подвійну павутинну нитку. Періодично самка заповзає на підвищення, які трапляються на шляху, прикріплюючи до них павутинну нитку. Від місця зупинки у напрямку подальшого руху між паралельними нитками робиться більший інтервал,

тому що самка прикріплює кожну нитку на деякій відстані одна від іншої. За цим інтервалом можна визначити напрямок руху самки». І ще: «На цих нитках удається побачити самців, що біжать, як по сліду, по шляху самки».

Після того як придатна самка знайдена, самець уживає різні види стимулювальних впливів для зменшення її хижацьких інстинктів і «запуску» власне парування. Такими стимулами можуть бути тактильні (у тому числі вібрація павутини), звукові й візуальні сигнали.

Вібрацію павутини як стимулювальний вплив використовують не тільки тенетники. Ми вже згадували про «павутинний слід», який залишають багато бродячих видів у своїх подорожах. Коли самець рухається по «сліду» і натикається на прикріпний диск, він смикає павутину педипальпами, щоб сповістити самку про своє наближення (Witt, 1982). Самці павуків-норників використовують павутинну підстилку нори самки для позначення своєї присутності та намірів. Тарантул, який знайшов самку, що сидить біля входу нори, обережно наближається, постукуючи кінцями педипальп об ґрунт та посмикуючи ними нитки павутинної підстилки, які виходять назовні (Мариковский, 1956). Витягнувши вперед дві перші пари ніг, які дрібно вібрують, самець торкається ними до ґрунту біля самки, потім обережно наближається. У цей час його черевце часто здригається й постукує по землі, а щетинки вентральних поверхонь лапок, передлапок і вершини гомілок, а також шипи на ногах сильно відстовбурчуються в боки (Мариковский, 1956).

Дорослі самці колопрядів родини Araneidae (як і багатьох інших тенетників) не роблять ловчої сітки – копуляція завжди відбувається на сітці самки й супроводжується специфічними для кожного виду рухами самців (весільними танцями). Звичайно перед копуляцією самець змушує колитися сітку самки, викликаючи її збудження, потім дуже обережно наближується, дотикається передніми кінцівками її черевця та швидко відбігає (Тыщенко, 1971), повторюючи спроби, доки вона не впадає в стан, подібний до трансу. Відповідно до спостережень С. А. Спаського (1920), статевонезрілий самець колопряда *Argiope bruennichi* буде таку ж складну й правильну сітку, як і самка, сітка ж дорослого самця завжди досить неправильна, радіальні й спіральні нитки, якщо і є, розвинені слабо й у невеликій кількості. Часто сітки самця складаються з перехресних безладних ниток з більш-менш розвиненими стабіліментами. Самець недовго користується своєю дуже недосконалою сіткою: досягнувши статевої зрілості, він вирушає на пошуки самки й, відшукавши її, оселяється на нитках, які він швидко прибудовує до сітки самки, або забирається на саму її сітку (Спасский, 1920). Аналогічно самці каракурта, у ювенільних віках будують типові ловчі тенета з лігвищем-ковпачком. У статевозрілому стані вони ведуть бродяче життя в пошуках самки. Розшукавши її сітку, самець обережно наближається, своєрідно присідаючи, виконує шлюбний танець і злегка трясє павутинні нитки. Наблизившись, самець торкається її передніми ногами. Поступово самка складає кінцівки й, повиснувши дорзальним боком униз, упадає в стан тривалої (іноді 2–5 годин) нерухомості. Однак якщо в цей момент самця з сітки забрати, самка швидко пробуджується (Мариковский, 1956).

Принаймні 26 родин павуків здатні видавати звуки (Witt, 1982), використовуючи для цього стридуляцію – тертя між собою органів павука (ніг об черевце, хеліцер або педипальп об головогруді, головогруді об черевце), удари черевця, педипальп або ніг по різних поверхнях і вібрацію (швидке коливання) ніг (<http://www.ufsia.ac.be/Arahnology/Pages/Documents/Spriggs.html>).

Стридуляційні органи в павуків різних родин складаються із зубчиків або шипів і з протиставлених їм щільних хвилястих або зморщених поверхонь. Звуки виникають при терті однієї частини стридуляційного органа об іншу. Найбільш відомі звукові апарати самців багатьох Theridiidae, розташовані на дотичних поверхнях черевця й головогрудей.

У цьому випадку перед черевця, над стеблинкою, має ряд зубчиків, а головогруді – трохи дуже тонких борозенок. Крім того, стридуляційні органи можуть розташовуватися на хеліцерах і стегнах пальп (*Lepthyphantes*) і на легеневих кришечках і тазиках останньої пари ніг (деякі *Micryphantinae*) (Тыщенко, 1971).

Самці деяких видів (наприклад, родин *Lycosidae*, *Oxyopidae*, *Salticidae*), що мають строкате зафарблення і особливі «прикраси» з яскравих волосків і металево-блискучих лусочок, демонструють їх перед самкою у своєрідних позах (Тыщенко, 1971). Павуки-стрибунчики демонструють покриті блискучими лусочками й різнобарвними волосками хеліцери, педипальпи, передні ноги в ході своєрідних «весільних» танців і ритуальних поз. «Зигзагоподібний танець» (*zigzagging dance*) виконує самець, що наближається до самки (зверху траєкторія руху нагадує зигзаг) (Foelix, 1982). У *Saitis barbipes*, наприклад, «шлюбний танець» включає витягування догори третьої пари ніг, їх вібрацію в площині, перпендикулярній осі тіла. Причому частота вібрації така висока, що видає звуки, які може чути людина (*Salticis Page of David Edwin Hill\Courtship in Salticidae.htm*). Взагалі «шлюбні танці» павуків дуже різні, але майже завжди вони зводяться до вібрацій пальп і ніг і до ритмічних посмикувань черевця (Тыщенко, 1971).

Деякі тактики подолання хижацьких намірів самки досить своєрідні. Одна з них – піднесення «весільних дарунків». Самці *Pisaura mirabilis* приносять самиці яку-небудь комаху, обплетену павутиною. Причому тривалість копуляції, а значить, її успішність визначається розміром подарунка (Bruun et. al., 2003). Самці *Metellina segmentata* очікують на краю ловчої сітки самки, доки у неї не попадеться яка-небудь комаху, і захоплюють чужу здобич. Потім самець підвищує отриману таким шляхом жертву на спеціальних «шлюбних тенетах», де й відбувається парування. Буває, що самець просто очікує, коли самка спіймає здобич і займеться її поїданням і лише потім заповзає у її сітку для копуляції (<http://www.ufsia.ac.be/Arahnology/Pages/Documents/Spriggs.html>).

Деякі види павуків-крабів (*Xysticus*, *Tibellus*) практикують ритуальне «прив'язування» самки декількома нитками павутини (Heimer, 1988), причому після парування самка не демонструє значних зусиль, щоб звільнитися (<http://www.ufsia.ac.be/Arahnology/Pages/Documents/Spriggs.html>). Самець каракурта також обвиває самку ледь помітними павутинними нитками, які, на думку П. І. Мариковського (1956), слугують для фіксації самця на тілі самки під час копуляції.

У багатьох видів павуків виражене більш раннє дозрівання самця, ніж самки (найчастіше з меншою кількістю линянь у життєвому циклі), і наступна охорона самцем статевонезрілої самки (Михайлов, 1995). Це пов'язано, очевидно, як із можливістю більш раннього парування, коли самка ще не активна, а її покриви ще не повністю склеротизовані, так і з жорсткою конкуренцією самців за самку. Дорослі самці павуків-стрибунчиків розшукують та співіснують із самкою останнього перед статевозрілим станом віку. Самець будує павутинний притулок поряд із такою самкою (*Salticis Page of David Edwin Hill\Courtship in Salticidae.html*). Так само в одній павутинній трубці часто можна зустріти самця *Cheiracanthium* (зовнішній вигляд – рис. 7) і статевонезрілу (або таку, що тільки перелиняла в дорослий стан) самку. Багато самців каракурта, досягнувши тенет статевонезрілої самки, не демонструють до неї явного інтересу. Вони розташовуються на периферії її тенет та проводять більшу частину часу нерухомо в очікуванні її дозрівання (Мариковський, 1956). Деякі самці, які починають інтенсивно робити спроби копуляції зі статевонезрілою самкою, стають жертвою статевого канібалізму. Тривалість спільного перебування самця й самки, очевидно, варіює в широких межах. Самці були знайдені на сітках самки як до, так і через кілька днів після її дозрівання, але в межах двох місяців після цієї події (Segev, Ziv, Lubin, 2002).



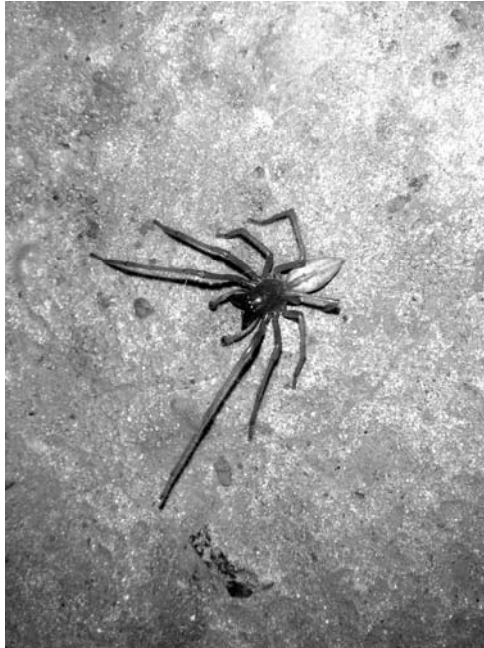


Рис. 7. Самець *Cheiracantium* sp.

Прекопуляційний канібалізм у частини видів павуків – звичайне явище. Наприклад, самки *Dolomedes fimbriatus* надзвичайно агресивні й 6,6 % самців з’їдаються ще до копуляції (Михайлов, 1995). Причому вважається, що це зовсім не результат помилки з боку самки, а адаптивна стратегія поведінки (<http://www.ufsia.ac.be/Arahnology/Pages/Documents/Spriggs.html>).

Взагалі ж думка про неминуче поїдання самця самицею сильно перебільшена. За деякими даними, статевий канібалізм відмічений у 50 із приблизно 35 тисяч видів павуків (Михайлов, 1995), тобто в 0,14 %. Самки *Tegenaria*, приміром, узагалі не прагнуть убивати самців при їх наближенні, але тривалі пошуки самок, «залицяння» і копуляція настільки розморюють самців, що вони звичайно гинуть під час парування або відразу після нього (Тыщенко, 1971). Поїдання самця, що зробив копуляцію, принаймні, у деяких видів має адаптаційне значення. Так, у каракурта може бути кілька сценаріїв розвитку стосунків між самкою й самцем: а) самка вбиває самця, що зробив копуляцію однією пальпою; б) самка вбиває самця, що копулював обома пальпами; в) самка не вбиває самця (встиг утекти, перешкодили інші самці, що бігають по сітці, неагресивна самка). Причому останній, «щасливий» для самця варіант найменш вигідний для популяції в цілому. Справа в тому, що самець, який копулював двома пальпами (а в ряді випадків і одною), не здатний до повторних парувань. Але інстинкт розмноження в ньому не вгасає, і він досить довго перебуває на сітці самки, конкурує з іншими самцями (а середнє число копуляцій однієї самки – 3, максимальне – 9), намагається копулювати й тільки через деякий час гине від виснаження (Мариковский, 1956).

У тарантула (як і в багатьох «бродячих» видів) копуляція частіше відбувається без канібалізму. Самець тарантула здатний до парування з декількома самками (до 8 копуляцій) (Мариковский, 1956). За спостереженнями в лабораторних умовах, «незаймана» самка тарантула ніколи не буває агресивною до самця, тому між партнерами відразу відбувається копуляція. Але після неї самка стає агресивною, перешкоджає повторенню процесу (Мариковский, 1956). У *Theridion varians*

споріднених видів після копуляції самець очищає пальпи й ноги і залишається біля самки на кілька годин (іноді – на 1–2 дні) (Knoflach, 1998).

Цікаві результати дали досліди з нейтралізацією отрути самок гемолімфою самців (Мариковский, 1956). Спостереження за «залицанням», під час якого самці часто зазнавали укусів, дозволили досліднику зробити припущення про наявність уродженого імунітету, що зумовлює слабку сприйнятливність самців до отрути самок.

Отже, крім небезпеки з боку самки, зустріч павука із самцем свого виду потенційно також несе серйозну небезпеку. Самці павуків-стрибунців вступають у ритуальні бої, які в будь-який момент можуть закінчитися фатально для одного з них. У таких взаємодіях важливу роль відіграють видоспецифічні візуальні сигнали: форма, зафарблення, рухи педипальп, передніх ніг, хеліцер, передньої частини головогрудей. Ритуальна «поза погрози» одного з видів включає підняті передні ноги, повернуте на один бік черевце й демонстрацію переливчастих хеліцер (Salticid Page of David Edwin Hill.Dangerous Encounters.htm). Самці *Linyphia triangularis* захоплюють один одного хеліцерами й обплітають ногами (Rovner, 1968 – цит. за Knoflach, 1998).

Увесь комплекс сигналів, якими обмінюються в процесі статеві поведінки самець і самка, строго видоспецифічні. Самки групи *Theridion varians*, наприклад, швидко визначають чужого самця, що навіть належить до близького виду, і стають агресивними. Більше того, самці й самки різних популяцій одного виду ризикують не зрозуміти одне одного. Так, у дослідях з *Th. varians* з Північного Тиролу й Корфу парування проходило нетипово для даного виду (змінювалися тривалість стадій та інші параметри). В іншому випадку воно завершилося загибеллю самця в хеліцерах самки, чого звичайно не буває (Knoflach, 1998).

Запліднення в павуків зовнішньо-внутрішнє (сперма переноситься видозміненими педипальпами самців). Сперма може тривалий час (у деяких видів – більше року) збергатися в сім'яприймачах самки до запліднення яєць (Стерри, 1998). Для запобігання висихання й забруднення сперми зовнішні отвори сім'яприймачів закупорюються масою, яка потім твердіє. (Спасский, 1920). Причому секрет, що захищає сім'яприймачі, може мати різне походження: продукуватися залозами на пальпах самця (*Amaurobius*), ротовими частинами (*Steatoda*), бути продуктом статевого тракту самки й самця (*Theridion varians* та споріднені види). Причому в останньому випадку в процесі формування такої «пробки» самець близько 200 разів доторкається до секрету, який, твердіючи, закриває сім'яприймач самки. Цей процес триває близько години (Knoflach, 1998).

У багатьох видів власне копуляція триває досить довго (в *Agelena labyrinthica*, за спостереженнями С. А. Спаського (1920), з перервами цілий день), і вимагає більш-менш міцного зчеплення партнерів, що досягається тим, що хітинізовані вирости (зубці, гачки, пластинки) на пальпах самця вводяться у відповідні (і видоспецифічні) структури епігіни самки. Зчеплення настільки міцне, що іноді в копуляційних частинах самок знаходять уламки пальпусів (Спасский, 1920; Мариковский, 1956).

Самка плете павутинний кокон, у який відкладає запліднені яйця. Найпростіший кокон *Pholcus* або *Heliophanus* складається з декількох ниток, які ледве скріплюють яйця. У інших кокон має досить міцні, іноді подвійні стінки з павутини. Будуючи такий кокон самка виготовляє спочатку основну пластинку з пухким крайовим валиком і відкладає на неї яйця. Потім основна пластинка з яйцями прикривається зверху іншою, щільною пластинкою. Відомі двокамерні кокони, у зовнішній камері яких іноді знаходиться самка (наприклад, як в *Micaria*) (Тыщенко, 1971). Яйця в коконі *Argiope* захищені від дії різкої зміни температури двома щільними оболонками з товстим шаром пухкої бавовноподібної тканини між ними (Тыщенко, 1971).

Деякі види павуків не демонструють інстинкту турботи про потомство. Уважається, що до таких належать види роду *Zelotes*, у яких кокони мають щільні стінки й надійно замасковані частками детриту (Тыщенко, 1971) (хоча нами під корою була знайдена самка *Zelotes kukushkini* з коконом). Але більшість павуків не тільки охороняють кокони та поміщають їх у тенетах або спеціальних гніздах, а й доглядають за ними (стежать за режимом прогрівання й т. ін.). Самки Lycosidae носять кокони, прикріпивши їх до павутинних бородавок, а потім переносять свою турботу з кокона на павучків, що вилупилися. Перед їх лупленням самка утримує кокон передніми ногами, по яких малята перебираються на спину матері. Тут молодь живе деякий час під її охороною, а потім розселюється.

Докладно турботу про потомство у тарантула вивчав П. І. Мариковський (1956). Кокон тарантула звичайно кулястий, злегка сплющений із двох боків, 1–3 см у діаметрі. Турбота самки полягає в забезпеченні відповідного режиму температури та вологості, збільшенні об'єму кокона впродовж розвитку німф і павучків перших віків, їх розселенні після виходу з кокона.

Після виготовлення кокона самка розширює та вкорочує нору. Для того щоб прогрівати кокон, самка піднімає його в порожнину надземного ковпачка. Іноді вона проробляє в стінці віконце, зашпаровуючи його тонкою прозорою павутиною. Як тільки з яєць починають виводитися німфи, самка злегка розкриває шов кокона, завдяки чому його об'єм збільшується. З перетворенням німф на більш рухливих павучків першого віку шов розкривається ще більше. Через отвори у коконі павучки другого віку поступово залишають кокон і забираються на тіло матері. Коли їх стає багато, вони обліплюють майже всю самку, крім її ніг і передньої частини головогрудей. Тільки статевозрілі самки на дорзальній поверхні черевця й стегон ніг мають довгі волоски з кулястими стовщеннями, які допомагають молоді утримуватися на її тілі. Самка залишається в норі доти, поки з кокона не виберуться усі павучки. Потім починається розселювальна стадія її життєвого циклу: самка вирушає подорожувати з усім потомством. Час від часу, високо змахнувши задніми кінцівками, самка вдарає по найбільш щільному скупченню павучків на дорзальній поверхні черевця, і, скинувши невелику їх частину, відбігає убік. Таким чином вона позбувається усіх (Мариковський, 1956).

Самки *Pholcus*, *Pisaura*, *Micromata* носять кокони в хеліцерах. Самка *Dolomedes* повертається до загубленого кокона з відстані до 200 м ([www.xs4all.nl/~Eednienw\-\wolfspiders\wolfspiders.html](http://www.xs4all.nl/~Eednienw\-\wolfspiders\wolfspiders.html)).

Довго триває турбота про потомство в *Theridion pictum*. Молоді павучки цього виду зовсім безпомічні і тривалий час потребують підтримки матері. Вони живуть на її тенетах, харчуються залишками її здобичі й переходять до самостійного життя, лише досягши значних розмірів (Іванов, 1965).

Самки Araneidae звичайно виготовляють 5–6 коконів і охороняють їх тільки протягом перших декількох днів. Потім самки гинуть або залишають ретельно замасковані кокони, розташовані в гніздах під корою дерев, у тріщинах стін або в притулках ловчої сітки. Зафарблення зовнішньої павутинної оболонки кулястого (*Araneus*), грушоподібного (*Argiope*) або лінзоподібного (*Singa*) кокона дуже різне: в *Araneus* – золотаво-жовте або біле, в *Singa* – фіолетове. У *Argiope* – досить мінливе: кокони бувають жовтосолом'яні, кольору прілої соломи, коричнево-жовті з темними плямами й смугами (Спасский, 1920), з поздовжніми темно-зеленими смужками на яскраво-жовтому фоні тощо (Тыщенко, 1971). *Singa hamata* виготовляє для кокона спеціальний притулок усередині складеного (упоперек, уздовж, завитком) і скріпленого павутиною, наприклад, листка рогозу. Усередині виплітається павутинна камера із

двома виходами, де знаходиться самка з коконом (кокон овальний, лінзоподібний, близько 6–7 мм у діаметрі, покритий пухкою «мочалкою» з павутини).

Загальновідомо, що павуки є сухопутними тваринами. Єдиний виняток становить водяний павук сріблянка – *Argyroneta aquatica*, який вдруге пристосувався до життя в прісній воді. *Argyroneta* дихає запасом атмосферного повітря, який переноситься на тілі з поверхні води до підводного павутиного дзвона, що і служить основною адаптацією до водного способу життя цього виду. У дзвоні (споруджується приблизно протягом одного дня) відбуваються всі основні етапи життєдіяльності: поїдання здобичі, парування, відкладення яєць (для линяння й зимівлі виготовляється замкнуте павутинне лігвище, також під водою). Нарешті у дзвоні міститься кокон, і відбуваються розвиток ембріонів і луплення молоді. Ювенільні особини, здійснивши у дзвоні кілька линянь, починають потім вести самостійний водний спосіб життя (Іванов, 1965).

Своїх жертв (водних членистоногих і наземних, що упали у воду) сріблянка відловлює у товщі води за допомогою конструкції з павутиних ниток, натягнутих навколо того ж повітряного дзвона. Крім того, частина ниток з'єднують дзвін із надводними частинами рослин. У процесі полювання зір у цього виду, очевидно, відіграє незначну роль, на противагу дотику. Експерименти, проведені в повній темряві, показали, що личинки комарів поїдалися павуками з тією ж швидкістю, як і на світлі. Причому чим крупніша здобич і чим різкіше вона пересувається, тим вищий рівень вібрації ниток павутини й результативність полювання (Перевозкин и др., 2004). За літературним даними, основу здобичі сріблянки можуть становити ракоподібні (водяні ослики *Asellus aquaticus*), іноді вона знищує дрібних молюсків (Poujade, 1888; Кудринская, 1955 – цит. за Тыщенко, 1971).

На противагу більшості водних комах морфологічні адаптації до життя у воді в *Argyroneta* загалом незначні. Водяний павук і під водою живе в повітряному середовищі, тому в будові його тіла переважають риси подібності з його наземними родичами (Павловский, Лепнева, 1948). Кінцівки павука (якими сріблянка гребе) не відрізняються від таких у сухопутних видів і тільки несуть густі плавальні волоски. Гідрофобні (які не змочуються) волоски, що покривають тіло, не є винятковою приналежністю *Argyroneta*, тому що властиві й багатьом суходольним видам, які мешкають біля води (Іванов, 1956). По суші павук пересувається дуже швидко, не гірше тенетних суходільних форм.

Ці останні, не будучи справжніми водними тваринами, тісно пов'язані з водою й можуть бути названі амфібіотичними або гідрофільними. Великий павук-вовк *Arctosa cinerea* живе на берегах різних водоймищ, де рие невелику нірку у вологому піску. Багато інших лікозид також мешкають на берегах річок, озер, боліт (у регіоні це *Pardosa amentata*, *Pirata piraticus* і *P. hygrophilus*, *Arctosa leopardus*). У випадку небезпеки павуки тікають на дзеркало водоймища та ховаються серед рослин і каміння. Але основну здобич вони відшукують у межах берегової лінії на твердому субстраті (Перевозкин и др., 2004).

Серед Pisauridae справжній амфібіотичний спосіб життя ведуть види роду *Dolomedes* – великі павуки, що живуть на зарослих рослинами берегах озер, ставків і рік. Є дані, що *D. fimbriatus* забирається в гніздові камери та норіві ходи бобрів, де харчується детритоїдними та рослиноїдними комахами (Барабаш-Никифоров, 1959). Хоч звичайно павуки сидять нерухомо на поверхні води, витягнувши ноги у різні боки та зачепившись кігтками задніх ніг за прибережні рослини. Про наближення жертви дізнаються завдяки коливанням поверхні на відстані до 40 см (Горб, 1994). Визначивши локалізацію потенційної жертви, павук кидається на неї по водній плівці поверхневого натягу й, схопивши здобич, звичайно повертається на місце старту. У цього виду довгі ноги, які забезпечують значну площу опори, і гідрофобні волоски на нижньому боці ніг

і черевця, що сприяє ковзанню по поверхні води (Стерри, 1998). Є дані, що доломедеси не переслідують жертву під водою, якщо їй вдається вирватися, незважаючи на те, що ці хижаки мають волоски, які не змочуються. Однак із появою небезпеки вони, на відміну від *Pirata* і *Pardosa*, рятуються у товщі водоймища на нижній поверхні плаваючого листя та інших предметів, використовуючи їх як укриття, і здатні перебувати там тривалий час (Перевозкин и др., 2004): за одними даними – до 45 хвилин (Іванов, 1965), за іншими – понад годину ([www.xs4all.nl\\\_Eednienw\wolfspiders\wolfspiders.html](http://www.xs4all.nl/_Eednienw\wolfspiders\wolfspiders.html)).

Молодь *Dolomedes* демонструє набагато більшу пластичність у виборі місцеперебувань, ніж дорослі. Залишивши павутинне гніздо, побудоване самкою, молодь обживає набагато сухіші біотопи (іноді навіть крони дерев або чагарники).

На навколководних рослинах розміщують колесоподібні ловчі сітки *Larinioides folium*, *Singa*, *Tetragnatha*. У згорнутих і залетених листках рогозу часто трапляються різні види Clubionidae (особливо *Clubiona phragmitis*). Навіть серед загальноксерофільних стрибунців Salticidae є види, що мешкають у навколководних біотопах (наприклад, *Sitticus floricola*).

Існує досить численна група синантропних видів. Будівлі як місцеперебування, створені людиною, безсумнівно, являють собою зовсім особливі й почасти нові для тварин екологічні ніші. Для заселення тваринами внутрішніх приміщень важлива насамперед наявність там специфічних джерел харчування, а також температурний режим і вологість (Клауснітцер, 1990). Крім того, строкатість життєвих умов, що формуються у будівлях унаслідок сусідства опалюваних у холодну пору року квартир, неопалюваних горіщ, підвалів тощо, їх різноманітна зовнішня поверхня розширює спектр синантропних видів.

До основних біологічних особливостей, що дозволяють павукам успішно адаптуватися до синантропних місцеперебувань, можна віднести: потайливий спосіб життя (побудова ловчих тенет у важкодоступних місцях усередині приміщень, використання різних укриттів); можливість частого перезаселення будівель (як шляхом місцевих міграцій, так і на значні відстані по повітрю); здатність до тривалого голодування (наприклад самки *Stealoda bipunctata* можуть жити без їжі 1,5 року (Comstok, 1912 – цит. за Евтушенко, 2000)). «Кімнатні» павуки, принаймні в теплу пору року, частково залежать, у трофічному аспекті, від комах, які випадково потрапили через вікна. Крім того, вони здатні харчуватися синантропними комахами: кліщами, мухами, комарами, постільними клопами, тарганами.

Особливістю життєвого циклу синантропних павуків (тих, що постійно живуть саме усередині жител) є те, що вони розвиваються цілий рік (Бельтюкова, 1946 – цит. за Тыщенко, 1971). Статевозрілих самок (і з коконами також) і самців *Pholcus phalangioides* і *Ph. ponticus* ми зустрічали протягом усієї зими. А самок *Steatoda bipunctata* (рис. 8) з коконами – у лютому.

За ступенем віддання переваги будівлям людини тварини поділяються у такий спосіб: *еусинантропи* трапляються винятково в житлах і господарських будівлях; *гемісинантропи* живуть як у природі, так і в будинках; *ксенантропи* живуть звичайно у природі, але іноді трапляються в будинках як прибульці із природних ценозів (Леготай, 1973). Кількість видів гемісинантропних павуків порівняно з еусинантропними завжди більша. У регіоні гемісинантропами ми вважаємо 15 видів. Решта є випадковими гостями жител – ксенантропами.

У публікаціях, присвячених аранеофауні різних областей України, згадується понад 80 видів павуків, зустрінутих у житлових приміщеннях і господарських будівлях. А на південному сході їх налічується близько 30. Причому еусинантропами є всього три з них: *Pholcus ponticus*, *Ph. phalangioides* і *Scytodes thoracica* (рис. 8).

При визначенні статусу якого-небудь синантропного виду необхідно враховувати, на якій стадії життєвого циклу він знайдений у житлах. Так, знахідка дорослих особин видів, що прядуть сітки, очевидно, вказує на придатність кімнат і господарських будівель для їх перебування та, принаймні, на їх гемісинантропність. Виявлення ж винятково ювенільних екземплярів, як і одиничні знахідки видів, що не влаштовують ловчих тенет, не може бути основою для зарахування їх до групи синантропів.



**Рис. 8. Синантропні види: угорі *Scytodes thoracica* (фото О. В. Мартинова), внизу – *Steatoda bipunctata***

Багато видів, які у літературі вказуються як синантропні – усього лише мешканці зовнішньої поверхні будинків, що здебільшого трапляються поза будівлями. Прикладом може служити рід *Segestria*, на південному сході України представлений єдиним і дуже рідким видом – *S. senoculata*. Ці павуки вибирають поглиблення на

стінах та інші затишні місця (під балконами, карнизами), але оселяються у придатних місцях і на деревах, скелях, кручах. Житлова павутинна трубка має форму лійки, від розширеної частини якої відходять сигнальні нитки. Задній кінець трубки залишається відкритим. Ловлячи здобич, павуки вискакують із житлової трубки, хапають жертву хеліцерами й миттєво ховаються назад. Під час парування самці виконують складні «танці»: спочатку повільно, а потім усе швидше вдаряють пальпами по входу в житлову трубку самки, посмикуючись усім тілом у тому ж ритмі. Ця процедура повторюється кілька разів, доки самка не вийде із трубки. З її появою самець стрибає перед нею вперед, назад і в боки. Самець наповнює спермофор безпосередньо зі статевого отвору, при цьому використовує сперматичну сіточку (Тыщенко, 1971).

На зовнішніх частинах будинків мешкає великий колопряд *Larinioides ixobolus*. Він плете колесоподібну сітку між поперечинами ґрат, напроти вікон, а іноді навіть між віконними рамами. Особливо полюбляє ділянки, багаті на здобич (наприклад, простір навколо лампочок, світло яких приваблює нічних комах). Багато видів *Salticidae* постійно трапляються на освітлених сонцем стінах будинків, стовпах і парканах (*Salticus scenicus*, *Sitticus pubescens*), які є місцями посадки й відпочинку багатьох видів комах, насамперед двокрилих – важливого джерела харчування павуків. Крім стін і парканів, ці «скельні мисливці» живуть на кам'янистих схилах, ділянках вапнякового степу, гранітних та крейдових оголеннях. У щілинах цегельної кладки й зовнішніх деталей вікон і дверей часто можна знайти тенета *Steatoda castanea* (Theridiidae). У складі їх жертв переважають мурахи, жорсткокрилі (Carabidae, Curculionidae) і щипавки.

Особливо численні типові синантропи серед Pholcidae. Якщо у верхніх кутках кімнат, на рамах вікон є неохайні сітки із сіруватими павуками на дуже довгих ногах, то це майже напевно *Pholcus phalangioides*. Він трапляється в житлах майже по всій земній кулі. Тенета складаються зі щільного дахоподібного сплетення із прикріпними нитками. Хазяїн сітки висить під нею дорзальною поверхнею вниз, а у випадку небезпеки починає сильно трясти всю конструкцію. Павук постійно додає нові нитки в сітку. Самці й самки живуть у тенетах разом, хоча часом відбуваються випадки канібалізму.

Усюди звичайна в кімнатах *Tegenaria domestica* (родина Agelenidae), що плете тенета-лійки в кутках «середнього» або «нижнього» рівнів. Практично над підлогою розташовуються тенета *Steatoda grossa*, *S. castanea*, *S. triangulosa* (родина Theridiidae).

Так званий «павук, що плюється» *Scytodes thoracica* (родина Scytodidae), звичайний у регіоні, характеризується своєрідним методом полювання: обережно наближається до своєї жертви (до мухи, наприклад), дібравшись досить близько (на 1–2 см), робить невеликий стрибок назад і випускає струмінь особливої клейкої речовини з хеліцер. Завдяки їх перехресним рухам рідина вихлюпується зигзагоподібно, і під вагою липкої маси жертва опиняється приклеєною до субстрату. Отруйні залози в цього виду гіпертрофовані та займають майже всі головогруді і в задній частині модифіковані у павутинні залози. Секрет прядильно-отруйних залоз токсично впливає на здобич. Округлий коричнюватий кокон самка носить у хеліцерах (Тыщенко, 1971).

## 1.2. Життєві форми павуків

Вивчення життєвих форм – одна з найактуальніших проблем сучасної екології. Вона складається з вивчення сутності, походження й розвитку екологічних реакцій організму на середовище. Значення цієї проблеми різко зросло останім часом, і вона набула загальбіологічного рівня у зв'язку із проникненням порівняльного екологічного методу в різні біологічні дисципліни (Шарова, 1981; Uetz et al., 1999). Зокрема, у біоценології на-

бори життєвих форм та їх співвідношення використовуються для характеристики рослинності та тваринного населення в різних ландшафтах і біоценозах. Провідні життєві форми найяскравіше відбивають специфіку умов перебування організмів у кожній ґрунтово-рослинній формації. І якщо чисельність тварин (як показано на прикладі жужелиць) у цілому ряді випадків не може бути використана для біоіндикації стану біоценозу, то спектр життєвих форм та їх співвідношення відповідають цілям біоіндикації повною мірою (Приставко, 1985).

У павуків еволюційна радіація супроводжувалася модифікацією павутинної діяльності без істотних перебудов морфології, тому виділення життєвих форм є досить специфічною проблемою. Існуючі підходи до цього питання проблеми зводяться в основному до двох напрямків. В основу першого покладений аналіз подібності екологічних преферендумів видів стосовно абіотичних факторів середовища (виділяються екотипи, або екоморфи). Цей підхід часто трапляється у вітчизняній літературі, він найяскравіше сформульований у працях П. М. Дуніна (1993, 1995). Інший підхід при загальній подібності методології та критеріїв виділення груп має два різні теоретичні посилення. У зарубіжній літературі прийняте виділення функціональних груп, або гільдій, як у працях А. Bremeyer (1966), V. Ruzicka (1985), G. Uetz зі співавторами (Uetz et al., 1999) та ін. Під гільдією розуміється група видів (або таксонів більш високого рангу), що викорисовують ті самі ресурси середовища подібним чином (Root, 1967).

Вітчизняні автори в основному застосовують терміни «морфотип», «життєва форма» тощо, які трактуються як еволюційно сформовані структурні біоценотичні групи видів, подібних за морфологічними, біологічними і фізіологічними параметрами (Ашикбаєв, 1973). Значний внесок у розвиток останнього напрямку стосовно фауни павуків зробили М. В. Леготай (1973), Н. Ж. Ашикбаєв (1973), В. П. Тищенко (1983), А. В. Прісний (1993).

При істотній розбіжності теоретичної основи обидва зі згаданих напрямів використовують подібні принципи виділення груп павуків, які полягають у такому: головною ознакою є наявність або відсутність павутинних конструкцій, використовуваних для лову здобичі (тенетники й мисливці). У форм, які не плетуть тенет, береться до уваги стратегія полювання (мисливці, що активно бігають, засідники й «сталкери» – форми, що підкрадаються до жертви). Для розмежування тенетників використовується форма павутини. Навіть у польових умовах за формою сітки часто можна визначити павука до рівня родини або роду. Тенетні форми можуть бути поділені на чотири головні групи: павуки, які будують трубчасті сітки (відкриті або закриті), павуки, які будують плоскі горизонтальні, покривні сітки (сітки-пологи), сітки-рамки (колопряди) і просторові сітки з безладно переплєтених ниток. У багатьох випадках тенета павуків можуть сполучати елементи згаданих типів сіток. Наприклад, у представників родини Agelenidae павутинна трубка продовжується у ловчу сітку-полотнище.

Як додаткова ознака класифікації використовується ярус біотопу, якому віддається перевага (хортобій, герпетобій) (Есюнин, 1998; Uetz et al., 1999) і добовий тип активності (денний або нічний).

Були зроблені численні спроби класифікувати павуків на групи від двох до одинадцяти життєвих форм (гільдій) з різним ступенем специфічності (табл. 1, 2, рис. 9, 10).

Розбіжності у вирішенні питання життєвих форм павуків виникають як щодо кількості й назв морфотипів, так і їх таксономічного складу. Як і у випадку з багатьма іншими таксономічними групами, виникає проблема віднесення павуків до певної гільдії, тому що узагальнення, справедливе для таксона більш високого рівня, часто не є справедливим для всіх видів, з яких таксон складається. Наприклад, *Castianeira* (Clubionidae) і *Sergiolus* (Gnaphosidae) є екологічно подібними денними видами, які мімікують під мурах, однак родину, до яких ці роди належать, часто відносять до «нічних» гільдій. За системою Post, Riechert (1977) ці родини позначені як «нічні павуки, які бігають».



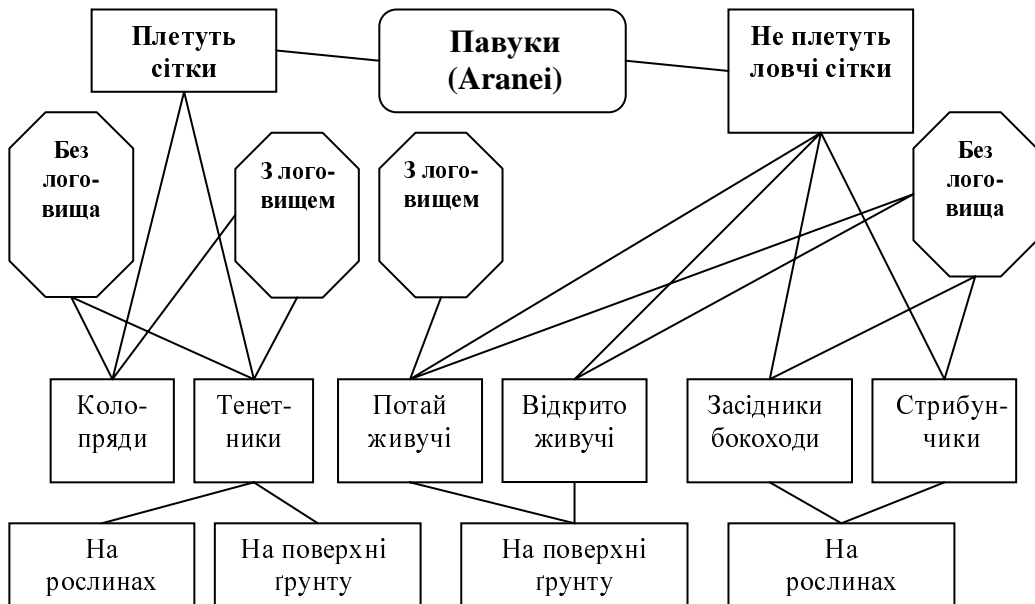


Рис. 9. Система життєвих форм павуків (за Ашикбаєв, 1973)

Таблиця 1

Класифікації екологічних гільдій павуків (за Uetz et al., 1999)

Родина	Автор екологічної класифікації				
	Uetz, 1977	Post, Riechert, 1977	Nyffeler, 1982	Riechert, Lockley, 1984	Young, Edwards, 1990
	(2 гільдії)	(11 гільдій)	(3 гільдії)	(8 гільдій)	(5 гільдій)
1	2	3	4	5	6
Pholcidae	Тенетники	–	–	Тенетники з безладними сітками	Сітки-матрикси
Theridiidae	Тенетники	Тенетники з безладними сітками	Тенетники із просторовими сітками	Тенетники з безладними сітками	Сітки-матрикси
Dictynidae	Тенетники	Тенетники із крибелятними сітками	Тенетники із просторовими сітками	Тенетники із крибелятними сітками	Сітки-пологи
Linyphiidae	Тенетники / Бродячі	Тенетники із сітками-пологами	Тенетники із просторовими сітками	Тенетники із сітками-пологами	Сітки-пологи
Micryphantidae	Тенетники / Бродячі	Тенетники із сітками-пологами	Тенетники із просторовими сітками	–	–
Hahniidae	Тенетники / Бродячі	Павуки-хахніди	–	–	Сітки-пологи

## Закінчення таблиці 1

1	2	3	4	5	6
Amaurobiidae	Тенетники	–	–	Тенетники із сітками-пологами	Сітки-пологи
Filistatidae	Тенетники	–	–	–	Сітки-пологи
Agelenidae	Тенетники	Тенетники із сітками-лійками	Тенетники із просторовими сітками	–	Сітки-пологи
Araneidae	Тенетники	Колопряди	Колопряди	Колопряди	Колопряди
Tetragnathidae	Тенетники	Колопряди	Колопряди	Колопряди	Колопряди
Uloboridae	Тенетники	–	–	Колопряди	Колопряди
Anyphaenidae	Бродячі	Нічні павуки, що бігають	–	Нічні павуки, що бігають	Бродячі, які активно пересуваються
Clubionidae	Бродячі	Нічні павуки, що бігають	Мисливці	Нічні павуки, що бігають	Бродячі, які активно пересуваються
Gnaphosidae	Бродячі	Нічні павуки, що бігають	–	Нічні павуки, що бігають	Бродячі, які активно пересуваються
Lycosidae	Бродячі	Денні павуки, що бігають	Мисливці	Денні павуки, що бігають	Бродячі, які активно пересуваються
Dysderidae	Бродячі	–	–	–	Бродячі, які активно пересуваються
Pisauridae	Бродячі	–	Мисливці	Денні павуки, що бігають	Бродячі, які активно пересуваються
Oxyopidae	Бродячі	Денні павуки, що бігають	–	Денні павуки, що бігають	Бродячі, які активно пересуваються
Salticidae	Бродячі	Стрибунчики	Мисливці	Стрибунчики	Бродячі, які активно пересуваються
Philodromidae	Бродячі	–	–	Краби	Бродячі, які активно пересуваються
Thomisidae	Бродячі	Павуки-краби	Мисливці	Краби	Бродячі-засідники
Heteropodidae (Sparassidae)	Бродячі	–	–	Краби	Бродячі-засідники
Sparassidae	Бродячі	–	–	Краби	Бродячі-засідники

Крім того, деякі таксони у межах певної родини (наприклад, Clubionidae), можуть жити переважно на рослинах (*Cheiracanthium*, *Clubiona*), у той час як інші можуть жити на поверхні ґрунту (*Castianeira*, *Phrurotimpus*) (Whitcomb et al., 1963). Деякі представники родин павуків-тенетників, таких як Linyphiidae, Agelenidae і Hahniidae, можуть часто пересуватися й харчуватися поза сітками, тоді як інші є седентарними формами.

Таблиця 2

**Критерії для класифікації екологічних гільдій павуків  
(за Uetz et al., 1999)**

Родина	Сітка	Використання сітки	Трубчаста сітка	Листова сітка	Лист/просторова сітка	Просторова сітка	Кругла сітка	Засідник	Сталкер	Мисливець	Ґрунтовий	Рослинний	Використання рослинності	Мобільність	Денний	Нічний
Agelenidae	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Amaurobiidae	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Anyphaenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	2	0	1
Araneidae	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2	1	1	0
Clubionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	2	0	1
Dictynidae	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0
Dysderidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	0	1
Filistatidae	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Gnaphosidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	0	1
Hahniidae	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0
Linyphiidae	1	2	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0
Lycosidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	1	0
Micryphantidae	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0
Mimetidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	2	1	0
Oxyopidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	2	1	0
Philodromidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	2	1	0
Pholcidae	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0
Pisauridae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	2	1	0
Salticidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	2	1	0
Sparassidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	2	0	1
Tetragnathidae	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2	1	1	0
Theridiidae	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0
Thomisidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	2	1	0
Uloboridae	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2	1	1	0

**Умовні позначки:** 0 або 1 – позначають відсутність або присутність екологічної властивості відповідно, якщо не зазначені інші умови; використання сітки: 0 – не використовується; 1 – перебуває на сітці; 2 – полює поза сіткою; використання рослинності: 0 – не використовується; 1 – активність на рослинах; 2 – активність між рослинами; мобільність: 0 – седентарний; 1 – часта зміна ділянок; 2 – мобільний.

Подібна ситуація спостерігається у випадку родини Lycosidae. Наприклад, деякі павуки-вовки є тваринами з денною активністю (*Schizocosa*, *Pardosa*), у той час як інші мають нічну активність (*Rabidosa*). Багато павуків-вовків є засідниками, які полюють із нір (*Geolycosa*, *Lycosa singoriensis*), тоді як інші активно пересуваються у пошуках здобичі (*Schizocosa*, *Pardosa*). Деякі види, подібні *Hogna helluo*, активно розселяються вночі, а вдень добувають їжу як засідники.

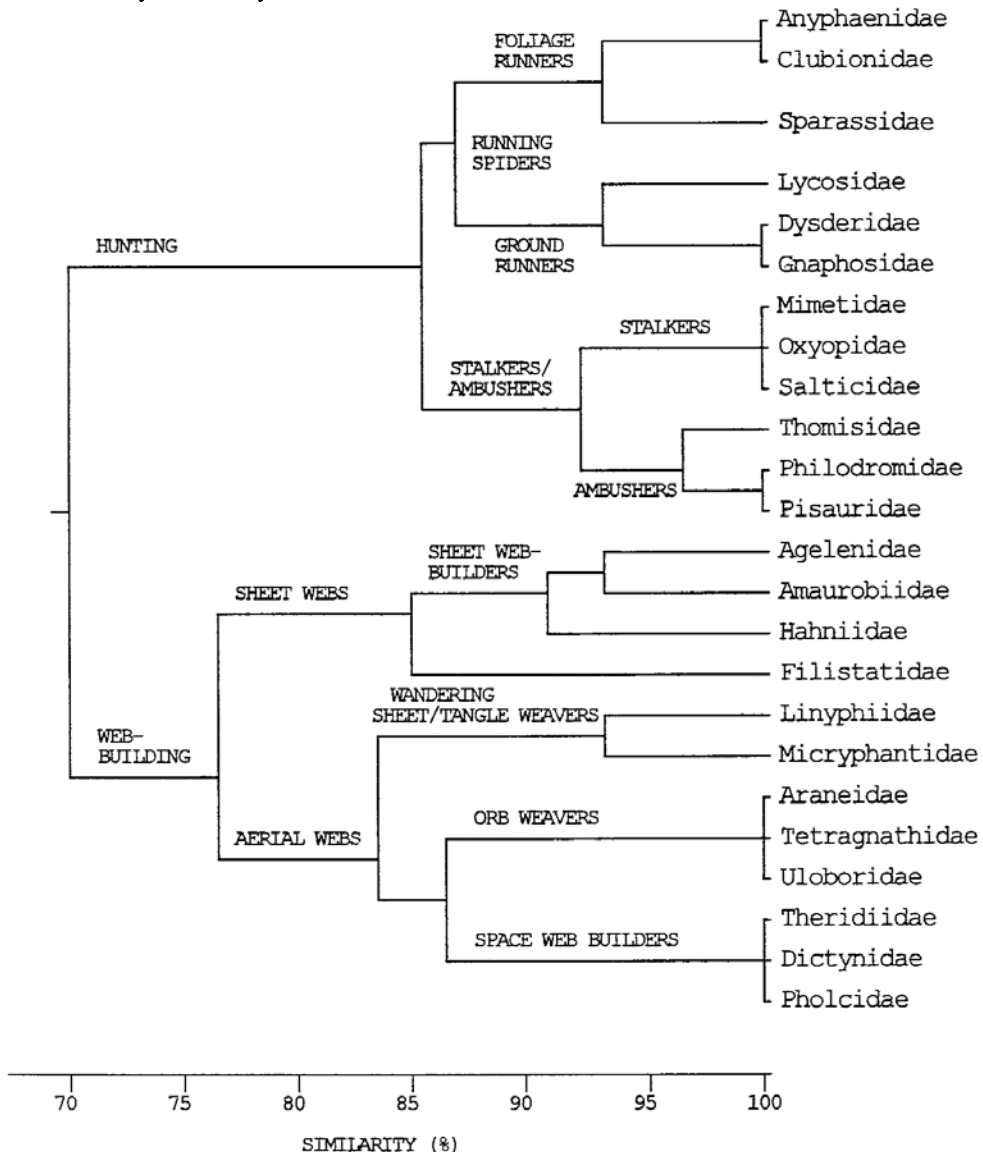


Рис. 10. Ієрархічна дендрограма класифікації екологічних гільдій павуків (за Uetz et al., 1999)

**Умовні позначки:** *Hunting* – мисливці; *Web-building* – тенетники; *Sheet webs* – тенета-пологи; *Aerial webs* – повітряні сітки; *Foliage runners* – бродячі види в рослинному ярусі; *Running spiders* – бродячі види; *Ground hunters* – мисливці на поверхні ґрунту; *Stalkers / Ambushes* – сталкери (підкрадачі) / засідники; *Stalkers* – сталкери; *Ambushers* – засідники; *Sheet web-builders* – тенетники з покривними тенетами-пологами; *Wandering sheet/tangle weavers* – бродячі види з покривними тенетами-пологами й безладними тенетами; *Orb weavers* – колопряди; *Space web builders* – тенетники із просторовими сітками.

Найбільш розпливчато сформульовані ознаки саме групи засідників. Одні автори (Ашикбаев, 1973) відносять до них тільки павуків родини Thomisidae, у яких стратегія полювання відбивається у морфологічних особливостях: це потужні з великими шипами передні пари ніг, сплюснена форма тіла й ін. Інші автори (наприклад, О. В. Прісний, 1993) розширюють рамки даної життєвої форми за рахунок родин Atypidae («засідники поверхні ґрунту»), Anyphaenidae і Clubionidae («засідники рослинного ярусу»). Наступна точка зору полягає у тому, що засідниками є представники родин Thomisidae, Philodromidae і Pisauridae (Uetz et al., 1999).

Що стосується групи тенетників, то має місце як дробний розподіл даної групи (Ашикбаев, 1973; Леготай, 1973; Uetz et al., 1999), так і виділення тільки групи колопрядів і павуків, що плетуть «просторові» сітки (Nyffeler, 1982).

Найбільш дробний підрозділ групи мисливців на поверхні ґрунту припускає Н. Ж. Ашикбаев (1973) (рис. 9). Він виділяє потай живучих мисливців з лігвищем і без такого, відносячи до останнього представників родини Gnaphosidae, і відкрито живучих Lycosidae. Більше поширена точка зору, відповідно до якої до цієї групи відносять дві згадані родини й Dysderidae (Прісний, 1993; Uetz et al., 1999).

Дискусійним залишається стан родини Salticidae, представників якого ряд авторів виділяє в окрему життєву форму стрибунців або сталкерів, підкрадачів (Ашикбаев, 1973; Uetz et al., 1999). Більшість авторів трактують представників цієї родини як мисливців рослинного ярусу.

Відносно складу останньої групи також немає єдиної думки. О. В. Прісний до мисливців рослинного ярусу відносить, крім Salticidae, ще й Sparassidae, Pisauridae та Mimetidae. Більш вузько склад цієї групи приймає George Uetz зі співавторами (1999), включаючи до неї тільки Anyphaenidae, Clubionidae і Sparassidae.

Родина Linyphiidae в зарубіжній літературі виділяється в окрему групу у зв'язку з розмаїтістю мисливських стратегій і труднощами у визначенні преференцій ярусу біотопу для багатьох видів і родів цієї родини (Linyphiidae називали «бродячими формами з покривними або безладними сітками») (Uetz et al., 1999). Так, ряд Місгуphantinae є бродячими формами й павутинних конструкцій в них не знайдено (Тыщенко, 1971). Види роду *Linyphia*, *Neriene* та ін., навпаки, будують покривні ловчі сітки у травостой, на гілках дерев, на поверхні ґрунту (Тыщенко, 1971).

Були зроблені спроби аналізу та ієрархічної систематизації гільдій павуків. Їх екологічні особливості, які стосуються способів добування їжі, типу сіток (якщо такі є), мобільності та добової активності (табл. 2) були використані для кластерного аналізу, у результаті чого отримана класифікація екологічних гільдій павуків (рис. 10) (Uetz et al., 1999).

Відповідно до інформації, наведеної на рисунку 10, послідовне виділення кластерів ґрунтується, насамперед, на таких екологічних ознаках як стратегія полювання, ярус біотопу, а для тенетників – спосіб використання ловчої сітки та її тип. Роль добової активності, вірогідно, другорядна.

У результаті аналізу можуть бути виділені 6–8 кластерів, які слід розглядати як гільдії. Родини павуків у першу чергу поділяються на дві групи – тенетники й мисливці, після чого кожна із груп підрозділяється на субгрупи за ознаками подібності способу добування їжі. Серед павуків-мисливців можливо виділити від двох до чотирьох гільдій. Так, бігаючі павуки відокремлюються від сталкерів і засідників. Однак окремі гільдії павуків, що бігають по рослинності, по ґрунту, сталкерів і засідників можуть бути виділені серед кожного із цих кластерів відповідно. Серед тенетників чотири різні кластери відповідають раніше виділеним гільдіям (Riechert, Lockley, 1984; Young, Edwards, 1990): тенетники рослинного ярусу, бродячі тенетники з покривними тенетами-пологами й безладними тенетами, колопряди й тенетники із просторовими сітками.

Існує мішана схема життєвих форм, що являє собою синтез ряду вищезгаданих праць із деякими корективами (Прокопенко, 2001 в). Виділялися такі групи:

- 1 – наземні мисливці (родини Lycosidae, Dysderidae, Zodariidae, Zoridae, Gnaphosidae, Liocranidae);
- 2 – наземні тенетники (родини Titanoecidae, Hahniidae, Agelenidae);
- 3 – наземні засідники (*Ozyptila*);
- 4 – мисливці рослинного ярусу (родини Oxyopidae, Heteropodidae, Philodromidae, Mimetidae, Clubionidae, Salticidae);
- 5 – тенетники рослинного ярусу (родини Uloboridae, Araneidae, Tetragnathidae, Theridiidae, Dictynidae);
- 6 – засідники рослинного ярусу (Thomisidae);
- 7 – лініфії – бродячі форми або форми, що плетуть покривні сітки (родина Linyphiidae).

Ясно, що подібна система теж має низку концептуальних недоліків і не є універсальною. Зокрема, розпливчастою залишається група «лініфії». Відносячи Salticidae до рослинного ярусу, не враховують види, що трапляються в герпетобії (*Aelurillus spp.*, *Ballus chalybeius* та ін.). Подібне зауваження можна зробити й відносно родин Thomisidae, Pholodromidae, Theridiidae.

Таким чином, дотепер немає загальноприйнятої класифікації життєвих форм павуків, що відповідає вимогам еколого-фауністичних досліджень. Ідеальною уявляється ситуація, коли участь у гільдії повина відбивати природну історію й поведінку окремих видів. Однак така точність неможлива у реальності, тому що такі відомості відсутні для більшості родин павуків (Uetz et al., 1999). Крім того, у зв'язку з тим, що в рамках однієї родини представники деяких родів і видів можуть істотно відрізнитися стратегіями полювання й преференціями щодо ярусів біотопу, віднесення до одного морфотипу цілих родин (за рідкісними винятками) призводить до певних погрішностей в аналізі матеріалу. У рамках однієї родини найчастіше є мешканці як хортобію, так і герпетобію. Представники деяких родів і видів демонструють схильність до вертикальних міграцій у зв'язку з умовами навколишнього середовища або стадією онтогенезу. Це також утруднює виділення морфотипів павуків.

### 1.3. Живлення павуків

Загальновідомо, що павуки є хижими тваринами. Хоча є дані, що як додаткове живлення вони можуть використовувати рослинні продукти. Так, для деяких павуків (31 вид павуків-стрибунців Salticidae) підтверджене живлення нектаром (Jackson et al., 2001). Для представників родин Linyphiidae, Araneidae, Thomisidae відомо використання пилку сосен (Carrel et al., 2000).

Хижацтво в цілому розглядають як один із головних факторів еволюції. Хижацтво павуків, як і інших тварин, має великий екологічний, еволюційний і поведінковий інтерес (Greenstone, 1999). Вивчення трофічної поведінки павуків дозволяє зрозуміти закономірності формування взаємин хижак – жертва та місце хижака в екосистемі (Рязанова, Джангильдин, 2005).

Найчастіше павуків відносять до хижаків-генералістів, для яких головний фактор придатності здобичі – її розмір (Сейфуліна, 2003). Монофагів (спеціалістів) серед павуків небагато. В основному це види, що харчуються мурахами, термітами або іншими павуками (Nentwig, 1986).

У ряді досліджень показано, що поліфагія для павуків-генералістів оптимальна порівняно з харчуванням навіть якісними, але однотипними жертвами, тому

що призводить до більш раннього розвитку й збільшення розмірів особини, що важливо в умовах внутрішньовидової конкуренції (Uetz et al., 1992). Однак широка поліфагія павуків при ретельному вивченні виявляється нерідко досить обмеженою. Особливо це стосується мисливців та засідників. Два аспекти мисливської поведінки можуть визначати спектр жертв таких павуків: вибір місця полювання та харчові переваги (Toft, 1999).

Таким чином, за винятком деяких спеціалізованих видів, павуки переважно є хижими-еврифагами артропод (Hexapoda, Myriapoda, Crustacea, Arachnida). Навіть види, що характеризуються явними харчовими перевагами, залежно від чисельності тих або інших комах, легко переходять на не звичайну для них їжу (Мариковський, 1956).

Майже всі павуки полюють на живі об'єкти, що активно рухаються. Відомо дуже мало видів, які харчуються мертвими організмами. Такі форми в більшості випадків живуть у специфічних умовах, наприклад, у суворому кліматі Антарктики (Myro, Desidae) (Ysnel, Ledoux, 1988).

Здобиччю павуків нерідко стають не тільки комахи. Так, *Atypus* часто поїдає багатоніжок (*Julus*, *Schizophyllum*), равликів і дощових черв'яків. Загалом полювання на дощових черв'яків відоме у представників 11 родин – деяких Salticidae, *Tegenaria atrica* та ін. (Nyffeler et al., 2001; Ross, 2008). *Dysdera* ловить мокриць. Види родини Mimetidae полюють винятково на різних павуків. У спектрі харчування стрибунців *Evarcha arcuata* і *E. falcata* переважали павуки родин Tetragnathidae, Theridiidae, Clubionidae, Araneidae (Золотарьов, 2002). Нарешті, деякі великі амфібіотичні павуки (*Dolomedes*) спритно виловлюють невеликих рибок, тритонів і пуголовків. П. І. Мариковський (1956) описує випадок використання в їжу тарантулом молоді ящірки. Невеликих ящірок ми знаходили в сітках каракурта в Північному Приазов'ї.

Здобич пережовується за допомогою травного соку, що виливається в неї та має сильну протеолітичну дію. Потім павук висмоктує напівпереварену розріджену харчову масу.

Біологія та різні стратегії полювання павуків впливають на характер розподілу в екологічному оточенні, а, отже, і на тип споживаної жертви. Для захоплення здобичі необхідний просторово-часовий збіг хижаків та їх харчових об'єктів. Бродячі павуки шукають жертви, керуючись візуальними або тактильними каналами сприйняття, тільки протягом обмеженого періоду активності за добу. Тільки зустрінута в цей період здобич може бути захоплена й ужита в їжу. Захоплення здобичі павуками-засідниками та павуками-тенетниками залежить від типу і положення ловчого знаряддя стосовно їх жертви (яка може летіти, стрибати, бігти). У цілому харчові спектри павуків (наприклад, *Agelena labyrinthica*) можуть бути надзвичайно широкими та сильно залежать від місцеперебування (Мазура, Есюнин, 1995; Полчанинова, 1990г).

У числі істотних факторів, що впливають на вибір павуком здобичі, поряд із чисельністю та видовим складом потенційних жертв у певному біотопі варто згадати також розміри сіток. Крім того, для багатьох видів павуків відіграють роль відсутність відлякувальних речовин і м'якість покривів жертви (Полчанинова, 1990 г).

Розмір жертви також є важливим чинником, що впливає на можливість її захоплення хижакком. Павуки, які перебувають на певному етапі розвитку, захоплюють жертви певного розмірного діапазону. Вони уникають більших тварин або не атакують занадто малих жертв. W. Nentwig і C. Wissel (1986) провели польові та лабораторні експерименти для визначення впливу розмірів жертв на швидкість їх споживання павуками. В експеримент по вивченню харчування були включені 13 видів. Жертвами були обрані цвіркуни. Було показано, що жертва, що становила 50–80 % від розміру павука, дає максимальний рівень споживання. Цвіркуни, які були удвічі більші павуків, споживалися в їжу тільки двома видами. Розмір жертв стрибунців *Evarcha arcuata* і *E. falcata* не перевищувала 1,5 раза від розмірів самих хижаків (Золотарев, 2002).

Для тенетних форм розмір здобичі лімітується як величиною самого павука, так і міцністю сітки. Так, для *Dictyna arundinacea* було показано, що основна маса жертв не перевищувала 3 мм (Полчанинова, 1993 б).

Уважається, що павуки, які будують сітку, або види-засідники перевершують павуків, які сіток не будують через свою здатність захоплювати більших жертв. У павуків-крабів *Thomisidae* дві передні пари ніг і довжина хеліцер порівняно більші, ніж в інших мисливців (Рязанова, Джангильдин, 2005), що дозволяє їм справлятися з жертвами, удвічі–втричі крупнішими за їх власні розміри, тоді як жертви інших павуків-мисливців не перевищують 80 % розміру тіла останніх (Nentwig, Wissel, 1986). Винятком із правила служать павуки-колопряди *Araneidae*, чії сітки слугують «повітряним фільтром» для дрібних комах (в основному двокрилих). Так, основна частина жертв *L. cornutus* має малі розміри; понад 4/5 його жертв (80,5 %) не перевищує 3 мм, але вони становлять тільки близько 2/5 (41 %) свіжої маси спожитої здобичі (Ysnel, 1992).

Деякі види клейких сіток захоплюють дрібних жертв, які не викликають хватальної поведінки в павука. Деяких він згодом викидає з сітки, інших з'їдає разом зі старою сіткою перед будівництвом нової ловчої сітки.

Навіть у межах одного виду розмірний спектр жертв може залежати від безлічі факторів, таких як фізіологічний стан павука (Turnbull, 1960), структура рослинності, спосіб пересування жертв (політ, стрибки або біг), типу конструкції ловчої сітки.

У польових умовах більшість досліджень пов'язана з вивченням харчування павуків, які будують ловчі сітки. Відносно цих видів тварин значно легше зібрати дані про швидкість споживання здобичі. Споживання жертв павуком *Larinioides cornutus*, який живе у високій траві зволжених біотопів, вивчене у працях Каяк (1965, 1967), Nyffeler (1982) і Ysnel (1992). У природних екосистемах одна особина цього виду, якщо досягає дорослого стану, споживає в середньому близько 6 000 жертв протягом життя (Ysnel, 1992). Кількість жертв, спожитих популяцією *L. cornutus* на одному гектарі, становить понад 7 мільйонів особин протягом життєвого циклу павуків, що займає 12–14 місяців. Це число відповідає вилученню з екосистеми 18,6 кг артропод (суха вага), майже всі з яких – комахи (99,6 %) (Ysnel, 1992). Ці результати співпадають з даними Каяк (1967). Трофічна поведінка *L. cornutus* більш-менш еквівалентна поведінці інших видів з подібною стратегією харчування. Тенетник *Theridion impressum* споживає 10–11-ту частину комах, що живуть у зоні його життєдіяльності (Шейкин, Тарабаев, 1990).

Значно складніше досліджувати в польових умовах харчування бродячих павуків. Вони споживають своїх жертв там, де їх відловлять, а також здійснюють переміщення, які складно відстежити. Праця Р. Blandin (1986), що ґрунтується на даних про споживання жертв павуками в лабораторних умовах, дає порівняльні величини для деяких бродячих видів. Добове споживання їжі змінюється між різними видами або у межах одного виду залежно від розмірів особини. Таким чином, самки видів *Brevilabus gilloni* і *Pardosa injuconda* (*Lycosidae*) з ваговим еквівалентом близько 200 калорій споживають від 7,5 до 40 калорій на добу, що відповідає добовому споживанню 4–25 % від їх енергетичного еквівалента. Проте дуже ризиковано застосовувати дані, отримані в лабораторних умовах, для описання споживання їжі павуками в природних умовах.

Вивчення декількох видів павуків-колопрядів показало, що кількість спожитих жертв залежить від їх якості (Leborgne et al., 1991) та їх доступності (Каяк, 1978) а також швидкості насичення хижака (Pollard, 1989) і температури (Ysnel, 1992).

Кількісна відповідь популяції хижака на зміну чисельності популяції жертви може проявлятися в зміні чисельності хижака, його репродукції та ступеня агрегації. Було показано, що збільшення кількості харчових об'єктів призводить до збільшення продуктивності таких видів як *Neriere radiata* (Wise, 1975), а також *Mecynogea lemniscata* і *Meteteira labyrinthica* (Wise, 1979).



Біологічний цикл європейських павуків-колопрядів регулюється двома періодичними факторами: температурою та світлом (Ysnel, Canard, 1986). Хоч збільшення кількості спожитих жертв може прискорити індивідуальний розвиток, цикл не скорочується, тому що пов'язаний з абіотичними факторами середовища.

Агрегація павуків спостерігається як реакція на локальне збільшення чисельності популяції жертви (Riechert, 1974).

Перебуваючи на високих рівнях трофічної піраміди, павуки впливають на широкий спектр первинних і вторинних консументів. Цілий ряд прямих і непрямих експериментів, пов'язаних із вивченням екологічної ролі харчування павуків, які включали маніпуляції з їх щільністю в природних умовах і застосування радіоактивних міток, точно довели, що популяції павуків можуть спожити значну кількість вторинної продукції природних екосистем (Wise, 1993). Так, кількість жертв, поглинених павуками, що залежить від загальної кількості потенційних жертв (частина вторинної продукції), може бути індикатором біологічної якості місцеперебування. Із цією метою деякі біологічні параметри популяцій павуків були досліджені для оцінки рівня споживання їжі в природних умовах. Було встановлено, що в польових умовах кількість спожитої павуками їжі корелює з довжиною тіла в період між линяннями (Riechert, Tracy, 1975; Palanichamy, 1986; Vollrath, 1988; Tanaka, 1991; Ysnel, 1993), метаболічною активністю (Tanaka, 1991), продукцією екскретів (Humphreys, 1975), швидкістю репродукції (Kessler, 1973; Riechert, Tracy, 1975; Wise, 1979; Riechert, Harp, 1987; Ysnel, 1993).

Незважаючи на велику кількість даних про трофіку павуків, у дуже малому числі досліджень порівнюється споживання їжі окремим видом у різних місцеперебуваннях. F. Vollrath (1988) представив метод, що дозволяє провести порівняння якості місцеперебувань у двох локалітетах – у внутрішній частині лісу та на узліссі – шляхом порівняння параметрів росту у двох популяціях павуків-колопрядів *Nephila clavipes* у Панамі. Обчислювався середній приріст резервних поживних речовин між линяннями. У лабораторних умовах павуки вирощувалися у двох трофічних режимах («бідний» і «багатий») і в умовах постійної температури й вологості. Відношення між вагою опістосоми (сховище резервів павука) і швидкістю збільшення розмірів (задані довжиною гомілки + коліна) були встановлені з експерименту. Середні швидкості росту павуків в обох місцеперебуваннях встановили на підставі вимірів розподілу вікових стадій, застосовуючи пік розподілу як індикатор середнього розміру вікової стадії. Було встановлено, що швидкість споживання їжі павуками на узліссі була на 70 % вища, ніж у центральній частині лісу. Це дослідження дозволяє зробити висновок, що крайові місцеперебування дають більше різноманітної їжі.

Вплив щільності жертв на швидкість репродукції павуків було досліджено в польових умовах. Експеримент D. Wise (1979) ясно демонструє позитивну кореляцію між експериментальним збільшенням чисельності жертв у польових умовах і мінливістю швидкості репродукції павуків-тенетників *M. labyrinthea* і *M. lemniscata* у змішаних хвойно-широколистяних лісах у Мериленді (США). У цьому експерименті додаткові жертви (дрозофіли) пропонувалися павукам для збільшення доступності здобичі порівняно із природним рівнем. Швидкість репродукції групи самок, які одержували додаткове харчування, була порівняна із групою з природним рівнем харчування. Самки обох видів відповіли приблизно дворазовим збільшенням продукції яєць. Збільшилося як число коконів, продукованих кожною самкою, так і число яєць у кожному коконі.

Кліматичний вплив здатний змінювати як швидкість росту, так і швидкість репродукції павуків, незалежно від якості й кількості спожитої їжі. Це ясно показано в дослідженні K. Tanaka (1991), що порівняв споживання їжі у двох популяціях павука *Agelena limbata* (Agelenidae) у лісових і відкритих місцеперебуваннях. Доступність їжі була встановлена на основі двох індексів: 1) відношення добового споживання їжі до

сухої ваги хижака й 2) добовий стандартний метаболізм. Добове споживання їжі дорослими особинами у відкритих місцеперебуваннях було майже удвічі менше, ніж у дорослих особин із лісових стацій. Таке низьке споживання їжі у відкритих стаціях зумовлене зменшенням фуражної активності. Павуки у відкритих стаціях уникають теплового стресу влітку опівдні, коли температура висока й сітка опромінюється прямим сонячним світлом. Навпаки, сонячна радіація в лісі набагато менша. Отже, локальні розбіжності у споживанні здобичі можуть не мати безпосереднього зв'язку з її чисельністю, але сильно залежать від локальних умов, температурного й теплового стресу. Цей висновок підтверджують також S. E. Riechert і J. M. Tracy (1975), які виявили, що тепловий стрес знижує активність пустельного павука *A. aperta*. Багаторічні польові дослідження цього виду вказують, що репродуктивні параметри в межах популяції можуть також змінюватися залежно від температури (Riechert, Harp, 1987).

Результати багатьох польових експериментів свідчать про наявність відносин, що залежать від щільності павуків та їх жертв. Павуки-тенетники та бродячі види скупчуються в місцях із великою кількістю жертв (висока продуктивність місцеперебувань) (Wise, 1993). Ця агрегаційна відповідь може бути результатом як збільшення кількості нащадків, так і міграції (Riechert, Harp, 1987). Однак, ступінь агрегації в багатьох випадках сильно обмежений конкуренцією між павуками, а також паразитизмом і хижацтвом з боку інших тварин (Riechert, Harp, 1987; Wise, 1993).

Хижацтво між членами однієї життєвої форми (гільдії) може мати значні наслідки для харчових ланцюгів і динаміки популяцій (Polis et al., 1989). Павуки часто демонструють канібалізм. Це може бути сексуальний канібалізм (Spence et al., 1996), або несексуальний канібалізм, який може бути важливим лімітуючим фактором, особливо серед павуків-вовків Lycosidae (Anthony, 2003). Відповідно до припущення, що павуки завжди лімітовані в їжі (Wise, 1993), канібалізм серед павуків-вовків більш виражений, коли настає нестача в їжі (Samu et al., 1999). Канібалізм більше поширений серед особин зі значними розбіжностями в розмірах (Anthony, 2003).

Вплив хижаків на популяції їх жертв залежить від ступеня трофічної спеціалізації. Поділ консументів на «спеціалістів» і «неспеціалістів» (генералістів) певним чином умовний (Одум, 1975; Пианка, 1981; Джиллер, 1988), проте їх вплив на структуру угруповань може бути досить різним (Бигон и др., 1989). Неспеціалізовані хижаки можуть істотно впливати на щільність популяції жертв, знижуючи в них внутрішньовидову конкуренцію. Разом із тим такі поліфаги легко знаходять корм, витрати на його пошук звичайно малі, і окремі особини рідко страждають від коливань чисельності одного з видів тварин, які входять до його раціону (Перевозкин и др., 2004).

Вибірковий вплив хижаків-спеціалістів на жертв може розглядатися як один із механізмів відбору в угрупованні. Специфічні адаптації дозволяють таким хижакам найоптимальніше використати наявні ресурси та займати особливі ніші, уникаючи конкуренції з іншими членами групи. Недоліком подібної спеціалізації є знижена екологічна пластичність. Саме тому філетична еволюція видів-спеціалістів має, як правило, тупиковий характер (Яблоков, Юсуфов, 1998).

## 1. 4. Павуки урбанізованих територій

Вивчення екологічних процесів, зокрема типів динаміки тваринного населення в урбанізованому середовищі, є відносно новим напрямом в екології (Grimm et al., 2000). Екологічних досліджень урбанізованих територій особливо мало в галузі охорони навколишнього середовища (Miller, Hobbs, 2002). Досить важливим є з'ясування питання про те, як різні таксономічні групи тварин реагують на зміни ландшафтної структури (Shochat

et al., 2004). Дуже багато праць, присвячених тваринам у містах, стосується вивчення птахів (Marzluff et al., 2001) і дрібних ссавців. Значно менше відомо про інших хребетних тварин урбанізованих ландшафтів, дані про вплив діяльності людини на угруповання артропод сильно забруднених територій досить уривчасті (McIntyre, 2000). Ряд досліджень, спрямованих на вивчення впливу урбанізації на членистоногих, переважно розглядають вплив фрагментації природних місцеперебувань (Miyashita et al., 1998; Bolger et al., 2000; Gibbs, Stantos 2001; Gibb, Hochuli, 2002). Ці праці фокусовані на змінах складу угруповань артропод у фрагментах лісових і чагарникових місцеперебувань і не розглядають інші типи урболандшафтів (Shochat et al., 2004). Оскільки вивчення павуків у міських екосистемах перебуває на початковому етапі, ми дуже широко будемо використовувати дані про інші групи безхребетних і навіть хребетних тварин.

Вплив міст на тваринне населення є комплексним і тому складним для аналізу, крім того, складність і недетермінованість біологічних систем, що використовуються як біоіндикатори, часто призводить до появи протилежних, суперечливих даних щодо характеристик, придатних для біологічного аналізу впливу урбанізації на тварин. Крім того, частина показників (наприклад чисельність) можуть зберігати рівень, характерний для природних ценозів (або навіть перевищувати його), а частина – зазнавати суттєвих змін. Так, деякі види сітчастокрилих у містах мають іноді більш високу чисельність, ніж у природних умовах (Макаркин, 1985). Відомо, що рівень загальної чисельності колембол у ґрунті міського бульвару в центрі м. Москва майже не різниться із чисельністю природних угруповань. Міські угруповання колембол мають чіткий тип сезонної динаміки чисельності, характеризуються невеликими амплітудами коливань усіх характеристик, що є властивим для природних ценозів (Крестьянинова, Кузнецова, 1996). Як природні, так і порушені угруповання колембол можуть бути монодомінантними або включати незначну кількість домінантів (Кузнецова, 2003). Більшість значень індексу Шеннона, розрахованих для населення колембол міського бульвару, коливається майже в тих же межах, що й у непорушених липняках Підмосков'я (Крестьянинова, Кузнецова, 1996).

Але для більшості груп безхребетних міські умови є несприятливими, що зумовлює деформації в структурі населення, які полягають у наступному.

1. *Зниження видового багатства й чисельності.* Видовий склад угруповання колембол міського бульвару зменшений порівняно із природними угрупованнями. У міському угрупованні різко обмежений набір рідкісних і нечисленних видів (Крестьянинова, Кузнецова, 1996). У павуків найзагальнішою реакцією на урбанізацію є зниження різноманіття та збільшення загальної чисельності (Shochat et al., 2004). Ці процеси подібні до типів динаміки угруповань птахів урбанізованих територій, які збільшують свою чисельність і зменшують видове різноманіття порівняно із природними умовами (Marzluff, 2001). Хоча існує і протилежна думка про те, що правило Тинемана (компенсація зниження видового багатства підвищенням чисельності) у великих міських парках м. Москва не діє (Морозов, 2009). Механізми цього явища поки не з'ясовані, а чисельність залишається досить суперечливим показником стану населення.

2. *Зміна структури домінування, співвідношення життєвих форм, біотопічних груп.* У місті відбувається зміна домінантів у мурах, з'являється синантропний вид, відсутні деякі види, що трапляються в лісопарках (Малоземов, Малоземова, 1999). Відносна чисельність деяких життєвих форм колембол міського бульвару значно відрізняється від непорушених лісових і лугових угруповань (зокрема, нечисленністю підстилкової групи видів). Крім того, міське угруповання колембол характеризується «надлишковим» набором біотопічних груп (кортицикольні, лугові, компостні, рудеральні групи), утворюючи екологічну структуру, що у природному угрупованні зустріти практично неможливо. Відзначено порушення мозаїки горизонтального розподілу

колембол, пов'язане із середовищеперетворювальним впливом дерев (інверсії розподілу масових видів, коли лісовий вид віддає перевагу відкритим частинам газону, а лугові та рудеральні тяжіють до дерев) (Крестьянинова, Кузнецова, 1996).

3. *Збільшення частки еври- і політопних видів, зниження частки стенобіонтів.* У місті відбувається зниження частки оліготопних видів павуків і збільшення евритопних, зменшується співвідношення стенотопних видів до політопних. Привертає увагу збільшення частки синантропних і гемісинантропних видів у центрі міста. Важливо відзначити зменшення в центрі частки лісових видів, зникнення у міських парках частини видів, характерних для лісів. Поряд із лісовими видами починають домінувати види, характерні для відкритих просторів (лугів, полів); більшість численних у місті видів показують високу толерантність до гумідності біотопу (Krzyzanowska et al., 1981). У парках Львова домінують дуже поширені й екологічно пластичні види орибатид, на відміну від заповідних лісів, де домінували вузкоареальні (європейські й ін.) і менш пластичні форми (Меламуд, 1994).

4. *Збільшення частки широкоареальних видів порівняно з вузькоареальними.* Відомі факти знаходження видів павуків з вузьким ареалом (середземноморським і субатлантичним, гірським) винятково в парках (м. Варшава). Але в цілому види із широким ареалом легше освоюють урбаноландшафти (Krzyzanowska et al., 1981).

5. *Морфологічні відмінності між особинами з міських популяцій і популяцій, що живуть у природних ценозах.* Між міськими й еталонними популяціями безхребетних тварин відзначено ряд морфологічних відмінностей. Зокрема, у комарів *Aedes leucomelas* самки й самці міської популяції були дрібнішими, ніж на контрольній території. Відзначено підвищення варіабельності лінійних параметрів у міських комарів, а також більша стійкість до хлорофосу (Некрасова, 1997).

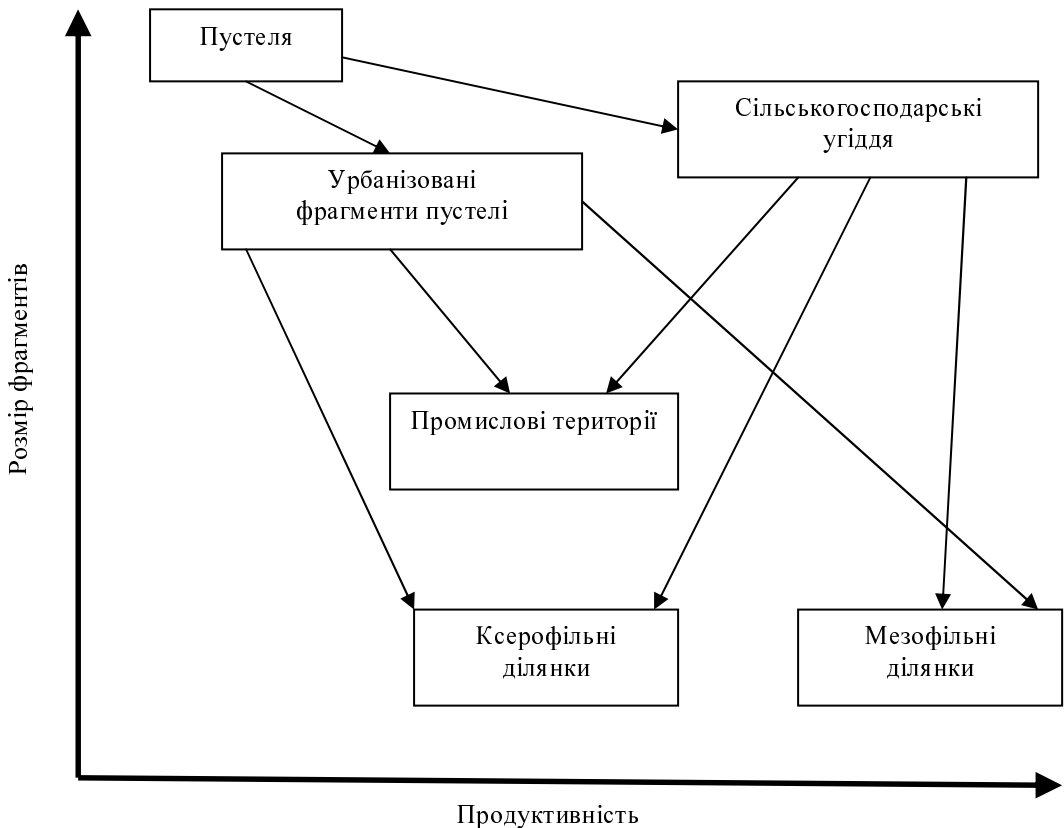
6. *Зміна характерної для природних ценозів сезонної динаміки чисельності та видового багатства.* Збільшення загальної чисельності колембол у місті відбувається майже на місяць раніше, ніж у природі. Щодо цього сезонна динаміка чисельності колембол в умовах Москви близька до такої у більш південній лісостеповій зоні (Крестьянинова, Кузнецова, 1996).

Ще деякі зауваження щодо використання різноманітних характеристик тваринного населення в біоіндикації антропогенних впливів в урбанізованих ландшафтах. Відомо, що продуктивність угруповання є найважливішим чинником, що впливає на видове різноманіття (Rosenzweig, 1992). Градієнт продуктивності урбанізованого середовища може бути найважливішим фактором, що впливає на тваринне населення (Emlen, 1974; Marzluff, 2001). Огляд результатів багатьох досліджень показав, що біологічне різноманіття спочатку збільшується, а потім знижується з ростом продуктивності екосистем (Rosenzweig, 1992; Rosenzweig, Abramsky, 1993). Поряд із тим, що дуже продуктивні місцеперебування можуть підтримувати високу чисельність населення, з різних причин їх видове різноманіття часто нижче, ніж у помірно продуктивних умовах (Rosenzweig, Abramsky, 1993). Збільшення продуктивності є найважливішою причиною зниження розмаїтості угруповання павуків (Shochat et al., 2004). Однак іншими дослідженнями було встановлено збільшення розмаїтості угруповань артродод, а також трофічного рівня хижаків, у місцеперебуваннях, де продуктивність була експериментально збільшена (Siemann, 1998). М. Kaspari зі співавторами (Kaspari et al., 2000) установили збільшення розмаїтості угруповання мурах зі збільшенням продуктивності від пустель до вологих тропічних лісів.

При вивченні населення павуків в умовах м. Фенікс (Аризона, США) було виділено шість типів місцеперебувань: пустеля, урбанізовані пустельні фрагменти, промислові, сільськогосподарські, ксерофільні та мезофільні урбанізовані ділянки (Shochat et al., 2004). Кожне місцеперебування було розміщене в просторі станів, що визначається двома головними осями навколишнього середовища: це розмір фрагментів (результу-

тат фрагментації пустелі як зонального типу рослинності) і продуктивність (результат перетворення пустельних місцеперебувань на житлові або сільськогосподарські угіддя, які одержують додаткове водне постачання) (рис. 10).

Збільшення чисельності павуків у найбільш продуктивних ценозах відбувалося переважно за рахунок різкого збільшення чисельності павуків-вовків (*Lycosidae*), які в межах вивченого екологічного градієнта знаходять особливо сприятливими мезофільні стації та сільськогосподарські поля. Значне збільшення їх частки в угрупованні радикально змінює його структуру та локальне різноманіття. Високий рівень домінування павуків-вовків у більш продуктивних місцеперебуваннях призводить до зниження видової розмаїтості угруповання (Shochat et al., 2004). Наступною за чисельністю групою є *Linyphiidae*, їх чисельність збільшується майже удвічі в мезофільних стаціях і сільгоспугіддях порівняно з іншими ксерофільними місцеперебуваннями. Ці дві родини включають більшість видів, виявлених у сільгоспугіддях Центральної й Північної Європи (Toft, 1999). Подібність у складі угруповань павуків американського південного заходу і Європи, як вважають автори дослідження (Shochat et al., 2004), збігається з гіпотезою, запропонованою R. Blair (2001) про те, що урбанізація призводить до формування гомогенної фауни птахів. Гомогенізація може також включати інші таксономічні групи та інші місцеперебування, які зазнають діяльності людини (Shochat et al., 2004).



**Рис. 10. Розміщення місцеперебувань у просторі провідних змінних середовища – продуктивність та розмір фрагментів місцеперебувань.**

Стрілки вказують процеси, під впливом яких модифікуються розмір місцеперебувань, структура і продуктивність (Фенікс, Аризона, США, за Shochat et al., 2004).

Не ясно, як достаток харчових ресурсів впливає на чисельність павуків та їх розподіл. Було показано, що розмаїтість павуків більшою мірою реагує на структуру рослинності, ніж на достаток харчових ресурсів (Greenstone, 1984). Продуктивність місцеперебувань, що є найважливішим чинником, який впливає на чисельність і розмаїтість павуків, може поєднувати в собі дію інших змінних середовища, таких як структура місцеперебувань або достаток трофічних об'єктів (Shochat et al., 2004).

Перейдемо до питань впливу окремих факторів міського середовища на тваринне населення. Одним з найбільш руйнівних впливів на тварин міських деревних насаджень є вигоптування. Основні закономірності впливу вигоптування (внаслідок високого рекреативного пресу) на тваринне населення наведені в цілому ряді літературних джерел, полягають у такому.

1. *Зниження видового багатства та чисельності.* У результаті рекреації кількість видів наземних мікроартропод знижувалася пропорційно ступеню порушення біотопів. Вигоптування призводить до скорочення видового багатства (насамперед за рахунок нечисленних видів), загальної чисельності населення ґрунту та підстилки і, відповідно, до збільшення відносної ваги домінуючих видів, що виражається в зміні форми кривої чисельності видів (Почвенные беспозвоночные ..., 1989). В інтенсивно відвідуваних міських лісах виявлено: 3–8-разове зниження загальної чисельності мікроартропод при середньому рівні рекреації та понад 10-разове – при сильному; скорочення видового багатства угруповань у 1,5–3 рази при середньому ступені вигоптування та в 4–10 разів – при сильному (Биоиндикация ..., 1994). Видове різноманіття і чисельність ґрунтових мікроартропод у ялинових і березових лісах Підмосков'я перебувають у зворотній залежності від сили та тривалості рекреативного впливу. Помірна рекреація скорочує загальну чисельність ґрунтових членистоногих у декілька разів, а значна – у десятки й сотні разів. У силу цього вважається, що мікроартроподи є чутливою індикаторною групою для оцінки ступеня порушень лісових ґрунтів при вигоптуванні (Юрьева, 1983).

Однак існує й протилежна думка, висловлена в праці С. Ю. Грюнталь та Р. О. Бутовського (1997): якої-небудь залежності між уловистістю (як за чисельністю, так і за біомасою) жужелиць і ступенем рекреаційної дигресії не зареєстровано. Очевидно, вплив рекреації не буває однаковим для тварин різних таксономічних груп, які характеризуються різними вимогами до середовища існування.

2. *Зміна структури домінування населення.* Розподіл видів колембол і панцирних кліщів за класами чисельності – чіткий показник руйнування їх угруповань в умовах сильної рекреації. Відбувається скорочення частки нечисленних видів при середньому рівні рекреації та їх зникнення – при сильному (Биоиндикация ..., 1994).

3. *Зміна співвідношення стенобіонтних (і вузькоареальних) і еврибіонтних (і широкоареальних) видів у структурі населення.* Основний симптом початку руйнування угруповання мікроартропод під впливом рекреації – це збільшення частки та чисельності еврибіонтних видів і скорочення абсолютної та відносної чисельності аборигених форм (Биоиндикация ..., 1994). Було показано, що в парках Львова домінують широко розповсюджені й екологічно пластичні види орибатид, на відміну від заповідних лісів, де переважали вузькоареальні (європейські й ін.) і менш пластичні форми (Меламуд, 1994).

4. *Зміна поведінкових реакцій тварин.* У лісопарковій зоні Москви відзначено негативний вплив рекреації на мурах – змінюється їх поведінка, організаційні структури, втрачаються адаптивні механізми, мурашники деградують і гинуть. Клінічний стан мурашників і поведінкова реакція мурах може бути показником стану лісових екосистем, які зазнали антропогенного впливу різного ступеня (Голосова, 1988).

Хоча зустрічаються і протилежні дані, згідно з якими в умовах міста мурахи почуваються дуже добре: середня щільність гнізд мурах у місті майже удвічі вища, ніж у лісопарковій зоні (Малоземов, Малоземова, 1999).

5. *Порушення природної структури життєвих форм.* В інтенсивно відвідуваних міських лісах відбуваються перебудови спектра домінантів і життєвих форм мікроартропод (Биоиндикация... , 1994). У міських умовах відбувається зміна видового складу та складу домінантів у джмелів, а також відносної чисельності морфоекологічних груп (короткохоботні, середньохоботні, довгохоботні види) (Мельцер, Соромотин, 1998).

6. *Порушення популяційної структури.* На прикладі жужелиці *Pterostichus melanarius* при рекреаційному навантаженні в лісах околиць м. Воронеж показано, що зниження чисельності цього виду супроводжується закономірною зміною структури популяції, що вказує на різке погіршення умов розвитку личинок. Стабільна чисельність популяції в заповідному лісі пов'язана з більш-менш постійними параметрами структури популяції. Під рекреаційним пресом збільшується частка статевонезрілих самок і самок із малою вагою, що призводить до зниження репродуктивних можливостей популяції. Збільшується частка самців; посилюються розбіжності у вазі між самцями й самками, тому що вага самців зменшується швидше; збільшується частка довгокрилих особин у зв'язку зі зменшенням ваги тіла, що є пристосуванням до далеких міграцій (Емец, 1983).

На прикладі угруповань мікроартропод соснових лісів м. Тольятті була висловлена думка, що рекреативний вплив у цілому значніше пригнічує комплекс ґрунтових сапрофагів, ніж промислове забруднення.

Дія промислових викидів на тваринне населення залежить від природи і ступеня забруднення, і при переході від ділянок із незначним та середнім рівнем до «суперімпактних» умов може змінюватися нелінійно. Проведений Л. Є. Лук'яною та О. А. Лук'яновим (1998) аналіз реакцій угруповань дрібних ссавців на техногенні впливи (нафтове забруднення в умовах Середнього Приоб'я) дозволяє стверджувати, що вони великою мірою визначаються також внутрішньою природою ценозу (специфікою його структурно-функціональної організації та просторовою локалізацією).

Основний механізм дії техногенних забруднювачів на тваринне населення полягає в їх опосередкованому впливі на екологічну ємність і структурованість середовища. У результаті зменшення екологічної ємності знижується сумарна чисельність, тоді як видове різноманіття, залежно від зміни структурованості середовища, або знижується, або зростає. В угрупованнях дрібних ссавців із початково високим рівнем домінування (моно- або бідомінантні системи з малою кількістю видів) за впливу на них стресових факторів слабкої або помірної інтенсивності, як правило, спостерігається збільшення видового різноманіття, зумовлене зростанням мозаїчності звичайно гомогенного середовища. При значних техногенних навантаженнях видове різноманіття знову зменшується за рахунок гомогенізації середовища. Ця реакція також спостерігається в маргінальних угрупованнях дрібних ссавців в екстремальних природних умовах існування та при помірних навантаженнях, у силу підвищеної уразливості цих угруповань.

В угрупованнях із низьким початковим ступенем домінування («багатих» у видовому відношенні), що свідчить про початково високий ступінь гетерогенності середовища, можна очікувати зниження видового різноманіття у міру збільшення техногенного навантаження (Лук'янова, Лук'янов, 1998).

Можливо, той факт, що універсальні, найбільш придатні для індикації техногенних впливів характеристики тваринних населень дотепер є дискусійними, і пов'язаний з тим, що порівнюються різні за структурою та функціонуванням

угруповання. Так, на прикладі колембол було показано, що для цілей біоіндикації стану порушених промисловим виробництвом місцеперебувань найбільш придатні структурні характеристики населення – певне співвідношення домінантів, життєвих форм, екологічних груп і т. д., оскільки саме ці параметри характеризуються значною стійкістю в багаторічній динаміці. А розмах варіювання по роках таких ключових параметрів як загальна чисельність і видове багатство виявився мало інформативним (Кузнецова, Потапов, 1997). Дослідження впливу викидів сірчаноокислого виробництва на угруповання ґрунтових безхребетних показали, що коливання загальної чисельності мезофауни є часто ненадійним критерієм для визначення ступеня цього впливу. Більш показові зміни – в біомасі та складі трофічних і морфологічних груп та перебудови видового складу (Рябинин и др., 1988).

Навпаки, існує й інша думка, відповідно до якої загальна чисельність дощових черв'яків – більш інформативний показник для біоіндикації техногенних забруднень, ніж характеристики видової, вікової та вертикальної структури угруповання через складність обчислення техногенної складової. Спостерігається аналогія між зумовленим техногенним навантаженням, зменшенням чисельності, зникненням певних морфоекологічних груп, зміною вертикальної стратифікації та реакцією черв'яків на нетехногенне погіршення водно-повітряного режиму місцеперебувань. На фоні різкого зменшення чисельності черв'яків відсутні чітко виражені закономірності в зміні співвідношення видів (Воробейчик, 1995).

Відзначимо, що в реальних ситуаціях, крім того, часто неможливо відділити вплив суто хімічного забруднення від впливу механічного руйнування та фрагментації ценозів. Це значно ускладнює аналіз та порівняння результатів, одержаних у різноманітних локалітетах. Причому стає неможливим яке-небудь прогнозування характеристик таксоценозу (Кузнецова, 2009). Але можна виділити такі риси впливу техногенного забруднення на тваринне населення.

1. *Зниження чисельності й видового багатства тваринного населення.* На песимізацію середовища в результаті техногенного впливу в першу чергу реагують такі ценотичні характеристики як показники сумарної чисельності видів в угрупованні (оцінки щільності, абсолютної та відносної чисельності, зустрічальності, заселеності території й т. ін.), пов'язані з техногенним навантаженням негативною залежністю. Це було продемонстровано на прикладі дрібних ссавців (Лукьянова, Лукьянов, 1998).

У соснових лісах (м. Тольятті) з найбільшим ступенем повітряно-промислового забруднення порівняно з контрольними біотопами відзначено зниження загальної чисельності (колембол в 1,4–2,5, орибатид – приблизно в 1,5 раза) і видового багатства мікроартропод (колембол – в 1,4–1,6, орибатид – в 1,2–1,4 раза) (Биоиндикация ..., 1994). Для територій, які зазнали впливу викидів сірчаноокислого виробництва, одержані подібні результати: при наближенні до джерела емісії чисельність більшості ґрунтових безхребетних зменшується у 1,5–2 рази, збіднюється видовий склад (Рябинин и др., 1988). Забруднення лісових ґрунтів поліметалевим пилом у комплексі з SO<sub>2</sub> має вкрай негативні наслідки для дощових черв'яків. При збільшенні токсичного навантаження вони різко зменшують чисельність і надалі повністю зникають (Воробейчик, 1995). Викиди металургійного заводу призводять до зменшення у напрямку до джерела емісії біомаси ґрунтової мезофауни в 250 разів, чисельності – в 70 разів, групового різноманіття – у 7 разів порівняно з контролем (Степанов и др., 1991).

При середньому рівні забруднення середовища промисловими викидами (підзона Середньої тайги, Череповецький металургійний комбінат) було відзначено збільшення різноманіття угруповань мікроартропод, що відповідає гіпотезі «проміжного порушення», відповідно до якої максимальне різноманіття спостерігається при середній інтенсивності впливу деструктивних факторів. Піки



розмаїтості відповідають зонам нестабільності угруповання. Проміжний ступінь забруднення відрізняється високою динамічністю населення, відповідаючи нестійкому перехідному стану угруповання (Кузнецова, Потапов, 1997).

2. *Зменшення частки рідкісних видів, збільшення частки численних.* У соснових лісах (м. Тольятті) з найбільшим ступенем повітряно-промислового забруднення порівняно з контрольними біотопами відбувається зміна видової структури за рахунок зменшення (аж до критичного) кількості нечисленних видів (Биоиндикация ..., 1994).

3. *Зміна спектра домінуючих видів.* У соснових лісах (м. Тольятті) з найбільшим ступенем повітряно-промислового забруднення порівняно з контрольними біотопами відбувається зміна набору домінантів (Биоиндикация ..., 1994). Під дією викидів сірчанокислового виробництва також відбувається зміна домінантів, а деякі види зникають (Рябинин и др., 1988).

4. *Зміна структурних характеристик тваринного населення.* У міру наближення до джерела емісії сірчанокислового виробництва зростає агрегованість розподілу та флуктуації чисельності більшості груп ґрунтової мезофауни. Знижуються значення індексів Шеннона та Пілоу. Підвищується відносна чисельність фітофагів у трофічній структурі ґрунтової мезофауни (Рябинин и др., 1988).

Про вплив автошляхів на тваринне населення є багато даних. Так, відомо, що біля автодороги зростає відсоток жужелиць із морфологічними аномаліями (щетинки по бічних краях передньоспинки в *Harpalus affinis*, зміна жилкування в *Pterostichus melanarius*). Появу такого типу змін пов'язували в основному з опосередкованим впливом автодороги через ущільнення ґрунту, зміни його вологості та структури (Бутовский, 1987).

Жуки-кравчики *Lethrus apterus* з контрольної ділянки вірогідно перевершували таких із ділянок біля автодороги за довжиною тіла, довжиною та шириною надкрил, масою тіла (Кузина, 1985). В імаго піщаного медляка самки в експериментальному та контрольному варіантах розрізнялися низкою морфологічних ознак: довжиною тіла, передньоспинки, довжиною та шириною надкрил, довжиною задньої гомілки. Самці з біотопу в умовах впливу автошляхів характеризувалися меншими розмірами передньоспинки (Миноранский, Кузина, 1983).

Статеві структура популяцій багатьох видів жужелиць різним чином реагує на вплив автотранспорту: вона може змінюватися у бік підвищення або зниження відносної чисельності самок або залишатися незмінною (Бутовский, 1992).

Що стосується впливу автодоріг на населення павуків, то, за літературними даними, головним фактором, що впливає на чисельність як наземних бродячих форм, так і павуків-тенетників і колопрядів, що живуть у верхньому ярусі травостою, є вібрація ґрунту та дія ударної хвилі повітря, створюваної автомобілями. На павуків, що живуть у нижніх ярусах рослинності, вплив цих факторів менше виражений. Відзначено зниження чисельності павуків на відстані 8 і 15 м від дороги порівняно з ділянкою, розташованою на 50 м (Штернберґс, 1989 б).

## 1.5. Павуки як біоіндикатори

### 1.5.1. Загальні положення

Популярною, але найбільш ідеологічно розпливчастою галуззю екології є сукупність методів, що поєднуються під назвою «біоіндикація». Хоч джерела спостережень за індикаторними властивостями біологічних об'єктів можна знайти в працях натуралістів

найглибшої давнини, дотепер відсутня чітка теорія та адекватні методи біоіндикації (Шитиков и др., 2003).

Описова, тобто «термінологічна» частина системи біоіндикації на теперішній час добре розроблена. Існує велика кількість визначень понять «біоіндикація» і «біоіндикатор». Ці визначення практично подібні за своєю сутністю. Наприклад, за визначенням Н. Ф. Реймерса (1990): «Біоіндикатор: група особин одного виду або угруповання, за наявністю, станом та поведінкою яких роблять висновки про зміни в середовищі, у тому числі про присутність і концентрацію забруднювачів... Угруповання індикаторне – це угруповання, за швидкістю розвитку, структурою та благополучністю окремих популяцій мікроорганізмів, грибів, рослин і тварин якого можна робити висновки про загальний стан середовища, включаючи його природні та штучні зміни». Біоіндикація являє собою виявлення наслідків забруднення за функціональними та морфологічними показниками його мешканців або за екологічними характеристиками угруповання (Филенко, 2007). Більш стисла форма: до уявлення про біоіндикацію входить індикація абіотичних і біотичних факторів за допомогою біологічних систем (Klimes, 1987; Rabe, 1982).

Безумовно, об'єктивні факти свідчать про існування значного впливу факторів середовища на біотичні процеси в екосистемі (щільність популяцій, динаміку видової структури, поведінкові особливості). Такі фактори середовища, як світло, температура, водний режим, біогенні елементи (макро- і мікроелементи) та інші мають функціональне значення для організмів на всіх етапах життєвого циклу. Однак можна використати зворотну закономірність і робити висновки, наприклад, за видовим складом організмів про тип фізичного середовища.

Відзначимо, що деякі автори звужують уявлення про біоіндикацію, маючи на увазі дослідження антропогенного впливу на екосистеми. Уважається, що біота як найдинамічніший компонент природних комплексів у першу чергу реагує на антропогенні впливи (Дмитриев и др., 2008). Це почасти пояснюється тим, що реакції екосистем на антропогенні фактори подібні до змін, викликаних природними умовами, а також тим, що на фоні значного посилення впливу людини на екосистеми у багатьох випадках важко розділити вплив природних і антропогенних факторів (Богач и др., 1988). Тому «біоіндикація – це визначення біологічно значущих навантажень на основі реакцій на них живих організмів та їх угруповань. Повною мірою це стосується всіх видів антропогенних забруднень» (Кривоулицкий и др., 1988). Біоіндикація виявляє результат шкідливого впливу, який може здійснюватися на екологічний об'єкт постійно, але ефективність його стане очевидною на початку несприятливих екологічних змін (Филенко, 2007).

Основним завданням біоіндикації на сучасному етапі є розробка методів і критеріїв, які могли б адекватно відбивати рівень антропогенних впливів з урахуванням комплексного характеру забруднення та діагностувати ранні порушення у найчутливіших компонентах біотичних угруповань (Шитиков и др., 2003).

Уважається, що використання методу біоіндикації дозволяє вирішувати завдання екологічного моніторингу в тих випадках, коли сукупність факторів антропогенного тиску на біоценози важко або незручно вимірювати безпосередньо. Однією з позитивних ознак біоіндикації порівняно з хімічними, фізичними, тобто «приладовими» методами, іноді називають її «дешевизну». Хоч індикація за допомогою зоологічних об'єктів, зокрема, мезофауни, є досить трудомісткою і у практичних дослідженнях частіше використовуються рослинні біоіндикатори. Крім того, перевага рослин як біоіндикаторів полягає в тому, що вони, на відміну від тварин, не можуть мігрувати у випадку виникнення несприятливих умов середовища (Дмитриев и др., 2008). Існує й протилежна думка, відповідно до якої серед різних біоіндикаторів комплекси безхребетних

тварин – один із найчутливіших і зручних об'єктів, тому що вони реагують на зміни середовища не із запізненням, як рослини, а актуально (Биоиндикация..., 1994).

Таким чином, біоіндикацію можна визначити як сукупність методів і критеріїв, призначених для пошуку інформативних компонентів екосистем, які могли б:

- адекватно відбивати рівень впливу середовища, включаючи комплексний характер забруднення з урахуванням явищ синергізму діючих факторів;
- діагностувати ранні порушення в найчутливіших компонентах біотичних угруповань і оцінювати їх значимість для всієї екосистеми у найближчому та у віддаленому майбутньому (Шитиков и др., 2003).

Сучасна практика біоіндикації у багатьох випадках має значною мірою феноменологічний характер, виражений у великому викладі знайдених дослідником фактів поведінки різних видів організмів у конкретних умовах середовища. Іноді ці описи супроводжуються не завжди обґрунтованими висновками, що мають, як правило, суґубо оцінний характер (типу «добре/погано», «чисто/брудно» і т. д.), заснованими на чисто візуальних методах порівняння або використанні недостатньо достовірних індексів. Найчастіше такий «прогноз» робиться, коли «суспільна» думка вже визначила кінцевий результат оцінки якості екосистеми (Шитиков и др., 2003). У результаті цього роль біоіндикації виявилася зведеною до наступної сукупності дій, що технологічно збігаються з біомоніторингом:

- виділяється один або декілька досліджуваних факторів середовища (за літературним даними або у зв'язку з наявною програмою моніторингових досліджень);
- збираються польові та експериментальні дані, що характеризують біотичні процеси у розглянутій екосистемі, причому теоретично ці дані повинні вимірюватися в широкому діапазоні варіювання досліджуваного фактора (наприклад, в умовно чистих та в умовно брудних районах);
- деяким чином (шляхом простого візуального порівняння, з використанням системи попередньо розрахованих оцінних коефіцієнтів або із застосуванням математичних методів первинної обробки даних) робиться висновок про індикаторну значимість якого-небудь виду або групи видів.

У рідкісних випадках робляться практичні спроби оцінити лімітуючий рівень розглянутого фактора забруднення, тобто виконати так званий «аналіз біологічно значимих навантажень». І тільки у виняткових випадках виконується власне операція «індикації», коли з використанням біоіндикаційних показників прогнозуються невідомі фактори середовища та оцінюється їх значимість для всієї екосистеми у найближчому та у віддаленому майбутньому (Шитиков и др., 2003).

Значною мірою теоретична та практична неповнота робіт у галузі біоіндикації пов'язана з об'єктивними методологічними труднощами відображення та моделювання предметної галузі. Оцінка антропогенного впливу на біотичні компоненти екосистем багато в чому ускладнюється просторово-часовою диференціацією видової структури, тому що ценопопуляції того самого виду, що входять до різних угруповань організмів, характеризуються різними екологічними умовами перебування і їх реакції на дію фактора можуть істотно відрізнятись. У видів зі слабо вираженими механізмами популяційного гомеостазу ці реакції завжди досить контрастно виражаються у зниженні фізіологічної стійкості частини особин до дії антропогенних факторів і, в остаточному підсумку, у порушенні процесів репродукції.

Однак для більшості видів реагування на будь-який техногенний вплив (якщо, зрозуміло, воно не має катастрофічного характеру) принципово не відрізняється від вироблених у ході еволюції тривіальних реакцій на коливні зміни середовища. У процес адаптації біоценозу до мінливих умов включаються компенсаційні механізми та, при помірних впливах, у популяціях виробляється деякий середній, генетично зумовле-

ний рівень інтенсивності відтворення за рахунок «перерозподілу факторів смертності» (Северцов, 1941). І тільки в тому випадку, коли тиск антропогенних факторів виводить екосистему за рамки природної мінливості, відбувається порушення динамічної стабілізації популяційних зв'язків, змінюється генетичний склад і йде придушення найбільш генералізованої властивості популяцій – відтворювального процесу (Шитиков и др., 2003). В деяких випадках формуються нечисленні, але різноманітні і специфічні мозаїчні угруповання випадкових видів (Кузнецова, 2009). Хоча спектр можливих варіантів значно ширший.

Необхідною умовою для виявлення якісних порушень біотичних процесів, що відбуваються в екосистемах під впливом антропогенних факторів, є знання діапазону природної мінливості біоценозів, тобто побудова простору станів популяцій (Шмальгаузен, 1968; Тимофеев-Ресовский и др., 1973). У зв'язку з цим виникає необхідність визначення тих параметрів, які дозволять із заданою точністю оцінити стан біоценозу, вичленувати зміни, викликані дією антропогенних факторів, і одержати необхідну та достатню інформацію для прогнозу можливих змін стану екосистеми. Однак для одержання такого «динамічно достатнього опису» (Методология оценки..., 2000) необхідне знання «правил» внутрішнього перетворення популяцій у результаті дії яких-небудь факторів. Але ми не можемо сформулювати ці «правила» доти, поки не визначимо ряд необхідних і достатніх параметрів опису стану популяцій, досить чутливих, інформативних і таких, що володіють достатньою селективністю в рамках поставленого завдання (Шитиков и др., 2003).

При біоіндикації впливу промислових підприємств на зооценози становить проблему диференціація безпосереднього впливу комплексу токсичних речовин, що містяться в промислових викидах від супутніх впливів – витоптування рослинності, її фрагментації, зміни мікрокліматичних умов і т. ін. Основна проблема, з якою зіштовхується біоіндикація, це ідентифікація фактора навколишнього середовища, що виявився причиною змін біооб'єктів, спостережуваних у природних умовах (Филенко, 2007). Крім того, результати подібних досліджень можуть бути досить суперечливими та важко інтерпретуються. Тільки один приклад. Реакція мезофауни в зоні середнього впливу Череповецького металургійного комбінату (збирання ґрунтовими пастками) на лугових біоценозах проявлялася в підвищенні динамічної щільності порівняно з контролем (Соचाва, 1978).

Проблему становить також пошук видів-індикаторів або індикаційних груп вищого, ніж видовий, рівня. Можливості різних видів як індикаторів стану середовища відрізняються залежно від толерантності виду та його чутливості до того або іншого впливу (Дмитриев и др., 2008). В ідеалі індикатор біорізноманіття повинен лінійно корелювати з оцінюваним біорізноманіттям (Duelli, Obrist, 2003). На прикладі педобіонтів показано, що за межами екологічного оптимуму в першу чергу елімінуються генетично близькі види та переважно з біологічно регресивних груп (Ганин, 2006).

Біоіндикатори, тобто організми, використовувані для біоіндикації, традиційно поділяють на два типи: «індикатори акумуляції», або індикатори хімічного складу середовища, та «індикатори активного моніторингу», або організми для спостереження за загальним станом навколишнього середовища (Durwen, 1983). Більша частина досліджень, що стосуються біоіндикації за допомогою павуків, належить до другого типу. Це виправдано з таких міркувань. «Механічні» порушення структури біоценозу (рекреація, випас, оранка, забудова, утворення териконників і промислових майданчиків) у цілому сильніше пригнічують населення безхребетних, ніж промислове забруднення (Биоиндикация ..., 1994).

Біоіндикація, як і моніторинг, здійснюється на різних рівнях організації біосфери: макромолекули, клітини, органа, організму, популяції, біоценозу (Биоиндикация...,

1994). Вірогідно, що складність живої матерії та її взаємодія із зовнішніми факторами зростають у міру підвищення рівня організації. У цьому процесі біоіндикація на нижчих рівнях організації повинна діалектично включатися в біоіндикацію на більш високих рівнях, де вона з'являється у новій якості та може служити для пояснення динаміки системи більш високого рівня організації.

Біоіндикаційне значення павуків традиційно розглядається на популяційному рівні (або рівні виду) та на рівні угруповання. Біоіндикаційні праці, присвячені застосуванню павуків на рівні організму, а тим більше на органному та клітинному рівні, у вітчизняній літературі нам не відомі.

### ***1.5.2. Структурні характеристики населення павуків у біоіндикаційних дослідженнях***

Бібліографія праць, що стосуються зміни структурних характеристик комплексів безхребетних тварин на вплив антропогенних навантажень, надзвичайно велика і має понад піввікову історію (Гиляров, Покаржевский, 1987; Добровольский, Шанда, 1987; Кривошеина, 1993; Медведев и др., 1952; Надворная, 1987; Полищук и др., 1980; Почвенные беспозвоночные ..., 1989; Рекк, 1987; Стриганова, 1968; Хотько и др., 1987; Черненкова, 1986, 1988; Чернова, Халидов, 1989; Чумаков, Кузнецов, 1991). Однією із причин пильної уваги до артроподів у середовищі, що зазнає значного антропогенного впливу, є те, що багато з них є сільськогосподарськими шкідниками або агентами біологічного контролю (McIntyre, 2000). Серед артропод павуки є однією з ключових груп хижаків, яка також може відбивати зміни в трофічній структурі екосистем, що перебувають під впливом людини (Shochat et al., 2004).

Можливість використання павуків як біоіндикаторів антропогенних впливів відзначалася в літературі (Зюзин, Тыщенко, 1978; Приставка, Жуковец, 1987; Прокопенко, 2001 в). Теоретично, павукам як біоіндикаторам властива ціла низка переваг: їх населення досить численне та різноманітне в порушених ценозах, багато видів мають широкий ареал, методи польового збирання досить ретельно розроблені та уніфіковані.

Додаткові переваги використання павуків для біоіндикації можуть бути сформовані у такий спосіб (Maelfait, Baert, 1988; Mulhauser, 1990; Furst et al., 1993; Neet, 1995):

- павуки представлені в екосистемах населенням із високою щільністю в біогоризонтах від ґрунту до найбільш високих рівнів рослинного покриву;
- павуки демонструють специфічні екологічні вимоги до своїх природних місцеперебувань;
- мінливість угруповань павуків може бути виявлена навіть для малих територій у межах даного біотопу;
- павуки займають стратегічний рівень у харчових ланцюгах як хижак і жертва.

Павуки вкрай чутливі до структури місцеперебування. Вони реагують на зміну вологості, освітлення та інші якісні та кількісні зміни фітоценозу. Щільність популяцій павуків прямо пропорційна ємності біоценозу – висоті травостою або ярусу кущів і дерев, товщині шару підстилки та надґрунтового покриву (Штернберґ, 1989 б). Павуки є індикаторами мікроклімату, що складаються внаслідок різних засобів культивування рослин (Леготай, 1964, 1972, 1980 а, б, 1984 а, б).

Зміни в угрупованнях павуків можуть бути показниками екологічних модифікацій, пов'язаних із природними або антропогенними змінами в структурі рослинності. Аналіз просторово-часових змін у складі угруповань павуків може бути підходом для біодіагностики еволюції або стійкості різних біотопів в умовах діяльності людини. Завдяки положенню павуків у трофічній сітці екологічна інформація, що стосується інших компонентів тва-

ринного населення (потенційні жертви або хижаки павуків), яка населяє місцеперебування, може бути похідною з аналізу угруповання павуків (Patric et al., 1999).

Однак є думка, що павуки не реагують на забруднення навколишнього середовища різними хімічними речовинами, якщо не змінюється структура рослинності та мікрокліматичні умови (Штернбергс, 1989 б). Тому індикація промислових забруднень за допомогою населення павуків здається неможливою.

Загалом, на сьогодні існує більше невирішених питань щодо використання характеристик угруповань павуків у біоіндикації антропогенних впливів, ніж точних відповідей і практичних рекомендацій. Триває етап первинного накопичення даних. Тому викладені нижче положення повинні сприйматися як припущення.

В числі структурних характеристик населення павуків, що реагують на зміни середовища та можуть бути використані в біоаналізі, провідними є параметри чисельності, видове багатство, співвідношення відносної чисельності і частки у видовому списку окремих родин, наявність та чисельність індикаторних видів та структура домінування (наприклад, загальна відносна чисельність домінуючих або рецедентних видів).

Відомо, що у найбільш загальній формі результати негативного антропогенного впливу на природу можуть бути охарактеризовані як спрощення структури біоценозів, збідніння видового складу їх компонентів (Емельянов, 1999). Випадіння частини видів із природних угруповань – серйозний негативний процес, що зачіпає, у першу чергу, нечисленні або локально поширені види. Крім того, не виключено, що біоценози із вторинно спрощеною структурою переходять у розряд особливо уразливих, з послабленою здатністю до опору несприятливим зовнішнім впливам або порушенням внутрішньої рівноваги популяцій (Josephson, 1982). Стійкість системи до зовнішніх впливів у випадку моновидових компонентів мала (Экосистемы ..., 1989; Жирмундский, Кузьмин, 1999; Ганин, 2006). На цьому фоні зростає імовірність катастрофічних спалахів чисельності шкідників, що нерідко призводить до загибелі усього біоценозу.

Таким чином, можна припустити, що зменшення кількості видів у комплексах наземних безхребетних трансформованих біотопів порівняно із природними ценозами служить досить надійним індикатором значного антропогенного пресу, якого зазнає екосистема (Матвеевко, 1990; Почвенные беспозвоночные ..., 1989). Кількість видів павуків у лісових насадженнях м. Донецьк послідовно зменшувалася при просуванні від приміської байрачної діброви, що зазнає мінімального рекреаційного впливу, до парків центральної частини міста, що перебувають під значним рекреативним пресом, ізольованих масивами будинків і автодорогами (Прокопенко, 2001 в, 2003 а; Мартынов, Прокопенко, 2003).

Існує протилежна думка: кількість видів павуків не дозволяє розрізнити ділянки з різним ступенем антропогенного впливу (Приставка, Жуковец, 1987; Vilbaste, 1973). Так, в абсолютно заповідній зоні Березинського біосферного заповідника кількість видів павуків була помітно вища, ніж на ділянках, що зазнають господарського навантаження. Але луки з помірним та інтенсивним режимом землекористування за кількістю виявлених видів павуків мало розрізнялися.

У ряді випадків при посиленні дії деструктивних факторів спостерігається збільшення кількості видів павуків. Наприклад, посилення пасовищної дигресії в герпетобії луків на косах Північного Приазов'я зумовлювало збільшення видового багатства (за рахунок форм, що активно пересуваються по поверхні ґрунту, для яких щільний травостій у цілому несприятливий) (Прокопенко, 2001 в). Крім того, відомо, що сінокошіння також приводить до збільшення кількості бродячих видів. Тому фактор сінокошіння на степових ділянках взагалі не відіграє провідної ролі у динаміці видового багатства та чисельності населення павуків знижень рельєфу, де на перший план виступає

орографічний фактор (Polchaninova, 2003). Таким чином, збіднення видового складу (принаймні у відкритих трав'янистих ценозах) не може служити однозначним індикатором ступеня антропогенної трансформації. Хоча для деревних масивів ознака кількості видів може бути репрезентативною в біоіндикації.

Однією з найяскравіших характеристик зооценозів є чисельність тваринного населення (Биоиндикация ..., 1994; Матвеевко, 1990; Почвенные беспозвоночные ..., 1989). Чисельність павуків може зазнавати впливу як факторів мозаїчності структури місцеперебувань у цілому (Whitehouse et al., 2002), так і антропогенних змін в екосистемі, таких як забруднення середовища, зміна мікрокліматичних і рослинних умов, знищення та фрагментація життєвого простору (Miyashita et al., 1998; Bolger et al., 2000). Під впливом антропогенних факторів у ряді випадків відбувається зниження чисельності павуків герпетобію. Так, у міських парках зменшується динамічна щільність порівняно із приміськими лісовими масивами (Прокопенко, 2001 в, 2003 а).

Однак під впливом випасання або косовиці динамічна щільність павуків може трохи підвищуватися порівняно з лугами, на яких не випасають худобу (Прокопенко, 2001 в; Polchaninova, 2003). Таким чином, як і у випадку з видовим багатством, параметри чисельності не є абсолютно надійними в біоіндикаційному аналізі.

Відомо, що підвищення рівня домінування за межею екологічного оптимуму розглядається як загальна закономірність для багатовидових угруповань (Одум, 1986). Дані про трансформацію структури домінування населення павуків парків м. Донецьк в цілому підтверджують цю тенденцію (Прокопенко, 2001 в). Незважаючи на різке переважання єдиного еудомінанта в приміській байрачній діброві (понад 80 % населення павуків), рецеденти та субрециденти посідають, однак, значне місце, становлячи в сумі понад 12 % екземплярів. У центральному міському парку загальна відносна чисельність еудомінантів зростає до 90 %, а частка рецедентів і субрецидентів скорочується більше ніж удвічі.

Частка домінуючих видів у структурі населення павуків може також указувати на стадію техногенної сукцесії ценозу. На породних відвалах на стадії окислювання відносна чисельність еудомінантів перевищувала 70 % населення павуків, а групи рецедентів і субрецидентів були не виражені. При збільшенні віку відвалів і збагаченні рослинних угруповань унаслідок заростання або рекультивації озелененням простежувалася загальна тенденція до збільшення кількості видів із низькою чисельністю (рецедентів і субрецидентів) і зниження частки еудомінантів (Прокопенко, 1999 а, 2001 в). Подібний процес був простежений на буровугільних відвалах Сибіру на прикладі панцирних кліщів і колембол (Стебаева, Андриевский, 1997).

Суттєве переважання в структурі населення павуків домінуючих видів може бути притаманне й природним біотопам, екстремальним за яким-небудь фактором та які характеризуються простою просторовою та видовою структурою («хронічно піонерні угруповання» – за Ю. І. Черновим, 1975). Наприклад, структура домінування населення павуків хортобію лугов на Приазовських косах може бути дискримінантною ознакою: при збільшенні ступеня пасовищної дигресії частка численних видів у структурі населення підвищується. Але в герпетобії досліджених ділянок структура домінування характеризується відсутністю не тільки рецедентів та субрецидентів, а й субдомінантів (найбільш рідкісний вид на заповідному лузі становить більше 6 %) (Прокопенко, 2001 в).

Таким чином, на стадії спрощення структури ценозу, його екстремального стану співвідношення різних груп домінування населення павуків у певних випадках може бути індикаторною ознакою – внаслідок звуження видового спектра зростає загальна частка еудомінантів і скорочується (до повного зникнення) частка рецедентів і субрецидентів. Лишається питання, наскільки ця характеристика придатна для індикації ценозів, антропогенний вплив на які незначний, або перебуває на «середньому» рівні.

У ряді публікацій для визначення ступеня трансформації екосистем використовуються різні індекси (подібності, різноманіття, вирівняності), що в інтегральній формі подають велику кількість інформації про чисельність і видовий склад організмів (Алимов, 1993, 1998; Зайцев, Криволицкий, Ласкова, 1998; Мэггаран, 1992; Почвенные беспозвоночные ..., 1989). Зокрема, використовується порівняння видових списків порушених і еталонних ценозів, формалізованих за допомогою індексів подібності (Чекановського – Серенсена, Жаккара та ін.). Відзначено, що збільшення антропогенного навантаження спричиняє зниження подібності між угрупованнями різних просторових елементів до повного її зникнення (Почвенные беспозвоночные ..., 1989).

І справді, аранеофауна центрального міського парку має найбільш своєрідний видовий склад порівняно з іншими деревними насадженнями м. Донецьк (Прокопенко, 2001 в, 2003 а). Крім того, за цією ознакою виділялася також аранеофауна приміської байрачної діброви, найбагатша видами. Таким чином, за критерієм подібності – розбіжності видового складу павуків диференціювалися «крайні» позиції: найбільш трансформована аранеофауна центрального парку та найбільш природна – приміської байрачної діброви. Для більш детального розмежування біотопів, які перебувають в умовах різного рівня антропогенного впливу, безпосереднє порівняння угруповань не дає інформації, яку можна змістовно інтерпретувати (Прокопенко, 2001 в, 2003 а).

На індикаторну цінність різних індексів видового різноманіття та вирівняності структури населення існують прямо протилежні погляди. У ряді праць стверджується, що вони є надійним показником антропогенного впливу на екосистеми (Зайцев, Криволицкий, Ласкова, 1998; Почвенные беспозвоночные ..., 1989; Приставка, 1983; Приставка, Жуковец, 1987). Навіть вважається, що розробка індексів, заснованих на розмаїтості угруповань павуків, для оцінки стану біотопів і для екологічної класифікації місцеперебувань у регіональному масштабі та масштабі окремої країни, є новим кроком у системі біомоніторингу (Patric et al., 1999).

З іншого боку, вказувалося на порушення загальної закономірності, що виражається в підвищенні значень індексу Шеннона, зі збільшенням антропогенного впливу в модельних біотопах (Приставка, Жуковец, 1987; Прокопенко, 2001 в). Очевидно, у ряді випадків згадані індекси виявляються менш інформативними, ніж такий вихідний показник як видове багатство.

Для того щоб запропонувати новий підхід до біодіагностики ценозів, розробляються нові комп'ютерні бази даних (як, наприклад, база даних про павуків Західної Франції, що містить понад 30 000 записів для 660 видів павуків з більше ніж 500 локалітетів). Створення баз даних має на меті визначення теоретично пов'язаних угруповань павуків, характерних для кожного типу місцеперебувань регіону (Canard et al., 1999). Склад цих теоретичних стандартних угруповань для даного біотопу виводиться з комп'ютерної компіляції, що дозволяє перегрупувати всі зібрані в одному біотопі види. Це вимагає стандартизованого списку типології місцеперебувань. Теоретичні угруповання значною мірою відповідають найбільш різноманітним комплексам павуків, які можуть бути знайдені в досліджуваному біотопі. Таким чином, найвищий індекс видового різноманіття (так званий індекс біотопічної якості) задається теоретичним стандартним угрупованням. Використовуючи контрольну індексну шкалу, комп'ютерна програма оцінює розбіжності між видовим різноманіттям у досліджуваному біотопі і стандартним контрольним угрупованням. Цей метод дозволяє порівняти якість біотопів у декількох подібних місцеперебуваннях.

Деякий інший підхід для оцінки якості біоти у масштабах країни розроблений Gajdos і Sloboda (1995) для території Словаччини. Відповідно до методу квадратного картування територія була розбита на 431 географічну територію (11 × 12 км). Оцінка ландшафту ґрунтувалася на видовому різноманітті, зустрічальності та чисельності видів, що



перебувають під загрозою зникнення. Оцінювання виконувалось на основі аналізу бази даних, що містить понад 50 000 записів (920 видів павуків) із 1 793 локалітетів.

Ruzicka і Bohac (1994) запропонували діагностичний метод, що ґрунтується на аналізі відсоткової участі в угрупованні трьох груп видів. Перша група включає павуків, що звичайно трапляються на охоронюваних територіях Чехії (державні природні заповідники та неушкоджені території охоронюваних ландшафтів); павуки, які звичайно пов'язані з оброблюваними територіями (полями та лугами), опиняються в третій групі; решта видів становлять другу групу. Індекс екологічного стану для угруповання, обчислений на основі відносних частот зустрічальності видів трьох груп, показує ступінь природності або трансформованості досліджених біотопів.

Відносно великі стенобіонтні види можуть служити об'єктом моніторингу, незважаючи на істотний недолік – часто низьку чисельність. У той же час під впливом антропогенних факторів, зокрема, рекреації, вони елімінуються у першу чергу, а домінантами стають дрібні рухливі форми (Клауснітцер, 1990). Так, у міських парках зникають великі види роду *Alopecosa*, а еудомінантами стають види підродини *Micryphantinae*, представники якого, крім дрібних розмірів, характеризуються здатністю до розселення на павутині за допомогою плин повітря – «повітроплавання» і потребують дуже дрібних притулків (Прокопенко, 2001 в, 2003 а).

Ряд стенобіонтних видів, що мешкають у вузькому спектрі біотопів (наприклад, степові *Eresus kollari*, *Gnaphosa taurica*, *Nomisia aussereri* характерні для цілинних степових ділянок і не трапляються в трансформованих біотопах (Микитюк, 1981)), можуть слугувати індикаторами таких специфічних ценозів.

Крім того, розглядалася можливість використання ряду численних, домінуючих видів (наприклад, *Pardosa pullata*, *Xerolycosa miniata*, *Pachygnatha degeeri*, *Erigone dentipalpis*, *Oedothorax apicatus*) для індикації впливу сінокосіння та випасу на населення павуків (Приставка, Жуковец, 1987).

Однак варто відзначити, що для такої мобільної групи як павуки нерідкі знахідки стенопопних видів у не характерних для них трансформованих ценозах (наприклад, кілька екземплярів *Ballus cinnaberinus*, який звичайно мешкає в лісових біотопах, були знайдені на схилах діючого породного відвалу). Крім того, дуже обмежена кількість видів павуків є вузькими спеціалістами та віддають перевагу унікальним місцеперебуванням (Duffey, 1993; Neet, 1995). Це зумовлено широкою екологічною валентністю цієї групи, що сприяє їх успішному існуванню в контрастних місцеперебуваннях. Причини, чому вид представлений або виключений з даного місцеперебування (тобто фундаментальні параметри), дотепер залишаються не повністю встановленими. Було висловлене припущення, що індикативне значення якості місцеперебування не може бути отримане з аналізу зустрічальності окремих видів павуків у біотопах (Duffey, 1993; Neet, 1995).

Таким чином, для формулювання конкретних рекомендацій щодо використання структурних характеристик населення павуків з метою біоіндикації антропогенних впливів на середовище даних ще замало. Треба накопичувати первинний матеріал про реакції угруповань павуків у різноманітних типах ценозів під різними видами трансформівних втручань. Поки що ми можемо тільки поставити проблему і збирати інформацію, що стане у нагоді при її поступовому вирішенні.

Можемо тільки зауважити, що для виявлення змін, що відбуваються в екосистемах під впливом антропогенних факторів, необхідно враховувати весь комплекс біоценотичних характеристик населення павуків: чисельність, видове багатство, структуру домінування, розмірну структуру, чисельність індикаторних видів у контексті мікрокліматичних і рослинних умов конкретного біотопу.

### ***1.5.3. Залежність структури населення павуків від типів рослинності***

Залежність між угрупованнями павуків і типами рослинності вивчалася тривалий час (Allred, 1975). Існує близька відповідність між рослинністю та складом пов'язаних із нею угруповань павуків. Механізм, завдяки якому рослинність впливає на вибір місцеперебування павуками, має складний характер. Значення мають структура рослинності, мікроклімат, харчування та міграційні процеси (Patric et al., 1999). Причому відповідність рослинності та певних угруповань павуків зумовлена архітектурою рослинного покриву більшою мірою, ніж його розмаїтістю (Uetz, 1991; Duffey, 1993; Wise, 1993).

Вибір мікромісцеперебування особинами павуків найбільш імовірно залежить від специфічних біологічних потреб, може відбивати стратегію уникання деяких факторів, наприклад внутрішньовидових траплянь (Post, Riechert, 1977), або, навпаки, стратегію максималізації ймовірності зустрічі з особинами свого виду, але протилежної статі (Chien, Morse, 1998). Павук може сприймати мікромісцеперебування як потенційне місце для плетіння сітки, утворення притулку, відкладання яєць, зимівлі, як безпечно укриття від хижаків під час неактивної фази добового циклу. Фактори, які визначають просторовий розподіл павуків, можуть бути розглянуті на трьох ієрархічних рівнях (Wiens, 1989; Juhasz-Nagy, 1992): мікромісцеперебування, місцеперебування та ландшафт.

Структура рослинності (висота, відсоток укриття), як уже було відзначено, є найважливішим параметром, що впливає на розміщення павуків. Наявність доступних структур для побудови ловчих сіток і укриттів безпосередньо впливає на склад угруповань павуків. Як рослинність, так і структура підстилки (потужність і склад мертвих рослинних залишків) визначають специфічні мікрокліматичні умови в даному місцеперебуванні. Специфічний мікроклімат може впливати як визначальний фактор на формування складу угруповань бродячих та інших видів павуків (Tretzel, 1952).

Гільдії павуків, виділення яких ґрунтується на способі харчування, широко використовуються як залежна змінна у вивченні угруповань павуків (Root, 1967; Pettersson, 1996; Mason et al., 1997). Аналіз гільдій дає можливість виявити організацію угруповання павуків, яка перебуває у взаємозв'язку зі структурою рослинності (Ehmann, 1994). Співвідношення чисельності гільдій в угрупованні павуків може бути визначене на основі особливостей рослинного покриву, незважаючи на мінливість видового складу самих гільдій (Abraham, 1983).

На фоні константності присутності функціональних груп у межах даного типу вегетаційної структури, у межах самої групи рік у рік і в різних місцях можуть спостерігатися зміни в структурі домінування. Зміни в домінуванні видів, імовірно, залежать від зміни мікрокліматичних умов відносно екологічної валентності видів (Canard, 1990; Ysnel et al., 1995).

Відзначимо, що поняття «домінування» традиційно використовується для вираження частки особин даного виду в досліджуваному населенні (Беклемишев, 1961). Висловлювалася думка, що даний термін не можна визнати вдалим, тому що домінування має біологічний сенс лише за умови взаємодії особин різних видів (Песенко, 1982). Замість нього пропонувалося використати вираз «чисельна перевага», а замість «домінант» – «найбільш численний вид». Однак необхідно визнати, що поняття «домінант» і «домінування» у зоологічній літературі використовуються дуже широко.

Для виділення домінуючих видів у структурі населення застосовується значна кількість різноманітних шкал й індексів. Зокрема, у даній роботі ми використали шкалу Тишлера з праці Г. Енгельмана (Engelmann, 1978), де еудомінанти  $\geq 10\%$  зібраних особин; домінанти  $\geq 5\%$ ; субдомінанти  $\geq 2\%$ ; рецеденти  $\geq 1\%$ ; субрециденти  $< 1\%$ .

## 2 МЕТОДИКА ЗБИРАННЯ МАТЕРІАЛУ

Більшість напрямків екологічних досліджень, у тому числі моніторингових і біоіндикаційних, вимагає проведення планомірних збирань у природі. Існує велика кількість методів польових досліджень безхребетних тварин, пристосувань і пристроїв, часто досить хитромудрих і складних, для вилову тварин у ґрунті, на його поверхні, у рослинному ярусі. Практично для кожної таксономічної групи існує свій, специфічний метод збирання матеріалу. Однак є досить універсальні методики, що дозволяють одержувати первинні дані відразу за цілим комплексом таксонів і використати їх для подальшого аналізу за допомогою математичного апарату (Гыщенко, 1983б). Нижче ми обговоримо основні методи збирання наземних безхребетних (для зручності та більшої конкретності викладу – на прикладі павуків), широко застосовані в еколого-фауністичних, моніторингових та біоіндикаційних дослідженнях.

Методи збирання матеріалу для еколого-фауністичних досліджень схематично можна поділити на «якісні» – вивчення власне видового складу (наприклад, ручне збирання, стовбурні або підстилкові пастки) та «кількісні» – вони дозволяють поряд із визначенням видового складу встановити чисельність і параметри структури населення (домінування, співвідношення різних екологічних груп, статевої, вікової структури та т. ін.). Методи обліку («кількісні» методи), у свою чергу, розподіляються на прямі та непрямі.

Прямі дозволяють одержати цифри, що показують кількість об'єктів на одиницю облікової площі поверхні (таким вважають метод біоценометричних проб, за допомогою якого визначається кількість екземплярів, наприклад, на 1 м<sup>2</sup>).

Непрямі методи, хоч і не дозволяють визначити абсолютну чисельність об'єкта обліку, але дають можливість порівняти з більшим або меншим ступенем наближення різні ділянки за цілим рядом найважливіших характеристик структури тваринного населення (Гиляров, 1975). До непрямих методів обліку при вивченні павуків належать косіння ентомологічним сачком і ґрунтові пастки.

Універсального методу збирання (якщо універсальним вважати такий, який дозволяє скласти об'єктивне уявлення про видовий склад, чисельність і структуру населення павуків якого-небудь біотопу та може бути виконаний одним–двома дослідниками в прийнятний термін) ще не розроблено. Узагалі врахувати всіх павуків якої-небудь ділянки неможливо, це ж стосується виявлення повного видового складу. Абсолютно точно встановити чисельність павуків або безхребетних тварин інших систематичних груп на певній території теж практично неможливо. Але для вирішення багатьох наукових та практичних питань у цьому немає необхідності, оскільки у більшості випадків достатньо знати лише орієнтовне або відносне значення чисельності (Чернышов, 1996).

Наявні в розпорядженні дослідника методики відносні, придатні скоріше для порівняльного вивчення угруповань, а не для абсолютного визначення їх чисельності. Найближчі до абсолютних значень дають результати біоценометричні проби ґрунту та підстилки (з наступним їх розбиранням вручну або за допомогою різних типів ґрунто-

вих сит). Однак екстраполяція таких даних на площу не завжди коректна, оскільки значна частина мобільних видів павуків характеризується вираженою тенденцією концентруватися в більш сприятливих (у сенсі кормності, мікроклімату або інших факторів, часто не відомих дослідникові) місцях – під різними укриттями, у гниючих рослинних залишках, річкових наносах тощо (Тихомирова, 1975).

Завдяки високій рухливості багато павуків успішно уникають біоценометра (або підстилкової рамки). Агреговане розміщення павуків у біотопі у сукупності з обмеженістю кількості відібраних проб також призводить до значного недообліку об'єкта досліджень.

Кожна з описуваних нижче методик підходить для виявлення тільки якої-небудь екологічної групи павуків і погано враховує представників інших груп. Косіння ентомологічним сачком придатне для збирання павуків травостою, чагарникового ярусу або нижніх гілок дерев; ґрунтові пастки можуть бути використані для обліку павуків, які активно переміщуються поверхнею ґрунту (в основному родини Lycosidae, Gnaphosidae, Zoridae, Dysderidae, Zodariidae, Liocranidae); біоценометричні проби – для тих павуків, які характеризуються малорухомим способом життя у підстилці (переважно родина Linyphiidae).

Багато видів павуків можна спіймати тільки вручну, відшуковуючи їх під корою, камінням, на стовпах, парканах, у гніздах птахів і норах ссавців. Для відбору та обліку населення крон дерев існують зовсім особливі методи.

Для якомога повнішого з'ясування видового складу та найбільш наближеної до реальності картини структури населення павуків усі методики обліку повинні використовуватися комплексно, обов'язково доповнюючись результатами візуальних спостережень. Дані, отримані за допомогою різних методик, треба аналізувати окремо.

Основні методи польового збирання павуків такі:

- 1) косіння ентомологічним сачком;
- 2) збирання ґрунтовими пастками (їх часто називають пастками Барбера);
- 3) збирання біоценометром (або підстилковою рамкою).

Це так звані «кількісні» методи (вони дозволяють, поряд із вивченням видового складу павуків, одержати дані про їх абсолютну або відносну чисельність).

Якісні методи, за допомогою яких досліджується саме видовий склад:

- 4) струсування гілок дерев і чагарників над ентомологічним парасолем;
- 5) ручне збирання (розбирання завалів із гілок, пошук під корою, камінням та грудками землі, розкопування нір тощо);
- 6) стовбурні, підстилкові та клейкі пастки.

Додаткову інформацію про методику польових досліджень можна також одержати із книги К. К. Фасулаті «Польове вивчення наземних безхребетних» (1971), В. П. Тищенко «Посібник з ентомологічної практики» (1983); критичні замітки про ряд методів можна знайти у Р. Шовена в праці «Світ комах» (1970); інформацію про планування еколого-фауністичних досліджень – у К. К. Фасулаті (1971), Ю. А. Песенко (1982), Е. Мегарран (1992); про математичну та статистичну обробку отриманих даних – у Ю. А. Песенко (1982), Г. Ф. Лакіна (1990), Е. Мегарран (1992), В. Б. Чернишова (1996).

## 2.1. Косіння ентомологічним сачком

Павуки, що живуть на трав'янистій і чагарниковій рослинності (як ті, що прядуть ловчі сітки, так і бродячі мисливці та засідники), можуть бути спіймані сачком (крім павуків таким методом можуть бути зібрані представники більшості рядів комах-хортобіонтів і тамнобіонтів). Сачок для косіння істотно відрізняється від такого для лову метеликів, перетинчастокрилих та інших літаючих комах, коли полювання ведеться індивідуально за

екземпляром, що сподобався. У нашому випадку використовується більш міцний, з короткою ручкою сачок із полотняною (або з іншої щільної тканини) основою колекційного мішка, до якого кріпиться мірошницький газ (Фасулати, 1971). Сачки з марлі або полотна мало придатні для косіння, оскільки вони, по-перше, легко зношуються та швидко намокають у вологу погоду, а по-друге – значно менш «уловисті», тобто здатні зібрати меншу кількість тварин. Розміри сачка звичайно такі: діаметр обруча 30 см, глибина колекційного мішка – 70 см, ручка – 1,5 м (іноді використовується сачок без ручки).

Техніка роботи сачком така. Вибирають типovu для даного біотопу ділянку (про вибір таких ділянок див. публікацію Ю. А. Песенко (1982)). Дослідник розташовується так, щоб при косінні йти проти сонця. Сачок беруть у руки на відстані 1 м від кільця. Енергійними рухами водять ним по травостою вправо й уліво (амплітуда повинна наближатися до  $180^{\circ}$ ), при кожному новому змаху роблять крок уперед. Після завершення серії змахів (25, 50, 100) виймається вибірка улову. Вважається, що відносна здобутливість сачка підвищується при зменшенні кількості змахів. Крім того, більша висота та щільність травостою зменшує уловистість. Тому в біотопах із щільним травостоєм краще зменшити кількість змахів або брати пробу в кілька прийомів (Фасулати, 1971). За нашими оцінками, у трав'яному ярусі лугових і степових біотопів із високою чисельністю павуків більш-менш повне уявлення про їх видовий склад можна одержати тільки після 600–700 змахів сачком (тобто 6–7 серій по 100 змахів, або, відповідно – 12–14 серій по 50 змахів). У біотопах із більш рідкою рослинністю необхідно зробити ще більше проб.

Відразу після завершення косіння бажано повернути відкритий сачок отвором догори та злегка струснути, щоб літаючі комахи могли його залишити. Якщо передбачається просто встановити види, що живуть у травостої даного біотопу, вибирати павуків можна відразу після косіння за допомогою ексгаустера (опис цього корисного пристосування див. у Фасулаті, 1971), або струшування їх зі стінок сачка в баночку зі спиртом. Якщо необхідно порахувати всіх павуків, що потрапили в сачок, матеріал можна спочатку заморити хлороформом, а розбирати в лабораторії. Для цього після укусу сачок потрібно зав'язати та помістити на кілька хвилин у поліетиленовий мішок з ватою, змоченою хлороформом. Потім уміст сачка висипають у мішок або морилку та знову наркотизують.

На жаль, при простоті застосування та великій кількості матеріалу, який можна зібрати, косіння сачком (насамперед як кількісний метод) має істотні недоліки. А. А. Любіщев (1958) показав, що навіть при дуже ретельному обкошуванні рослинності сачком уловлюється всього близько 1 % популяції. У літературі не раз порушувалося питання про вірогідність і порівнянність результатів повторних косінь у тому самому або декількох місцеперебуваннях (наприклад, Зубарева, 1930). Відзначено, що на точність обліку сачком сильно впливають багато факторів (понад 15): характер рослинності, висота проведення косіння (по верхівках, у середній або нижній частині травостою), погодні умови (зокрема, напрямок і сила вітру), час доби, конструкція сачка та навіть ріст, фізичний стан і стан нервової системи дослідника (Зубарева, 1930; Конаков, 1939; Палий, 1953, 1962; Бируля, 1957; Миноранский и др. 1967; Чернов, Руденская, 1970). Крім того, сачком ураховуються тільки ті павуки, які живуть на верхніх частинах рослин і не встигли при наближенні обліковця врятуватися втечею або стрибками (або просто впасти з листочка-квіточка, повиснувши на павутинці в нижніх ярусах травостою, поза досяжністю сачка). Відомо, що в місцеперебуваннях із коротким трав'яним покривом косіння не ефективне (Jimenez-Valverde, Lobo, 2005).

Необхідно відзначити, що існує й протилежна думка, відповідно до якої косіння «при необхідній стандартизації» дає цілком достовірні показники та може бути з успіхом використане в екологічних дослідженнях (наприклад, для з'ясування добових міграцій) (Чернов, Руденская, 1970). Тільки укуси необхідно проводити цілодобово (з першою не більше 3 годин) і в різну погоду. Проте ми вважаємо, що «необхідна стандар-

тизація» у даній методиці навряд чи може бути досягнута в принципі. Однак ентомологічне косіння – один із найменш трудомістких і швидких способів обліку чисельності багатьох комах хортобію (Чернышов, 1996).

Таким чином, косіння сачком застосовується в основному для збирання найчисленніших і звичайних видів павуків верхнього ярусу травостою. При вивченні видового складу косіння повинне доповнюватися іншими методами – ручним збиранням, наприклад. До кількісних даних, отриманих цим методом, потрібно ставитися з розумною підозрою та застосовувати їх обережно. Очевидно, не можна порівнювати результати обліків сачком інших дослідників (а, цілком імовірно, і свої власні в різні роки, у різних біотопах): занадто велика можливість помилкових висновків.

Відомі методи перерахування кількості пійманих безхребетних на площу біотопу. Так, при аналізі чисельності тварин у різних укусах в 1971 році Л. Н. Медведєв запропонував застосовувати формулу  $M_0 = (A_1)^2 / (A_1 - A_2)$ , де  $A_1$  – кількість комах у першій вибірці,  $A_2$  – у другій. Якщо ж мова йде про три вибірки, то формула набуває такого вигляду:  $M_0 = A_1(A_2 + A_1) / (A_1 - A_3)$ . Л. Н. Медведєв вважав за можливе використання цих формул і при обліках пастками (див. далі) (Дунаєв, 1997).

У 1966 році Л. Г. Динесман розробив формулу:  $x = N/2RLn$ ; де  $x$  – кількість комах на  $1 \text{ м}^2$ ,  $N$  – число тварин, пійманих при косінні,  $R$  – радіус сачка (у м),  $L$  – середня довжина шляху, прохідна обручем сачка по травостою при кожному змаху,  $n$  – число змахів сачком. Спроби використання подібних формул були розпочаті у працях Н. П. Конакова (1939) та П. П. Второва (1968). Але, на нашу думку, сама ідея трансформації результатів збирання відносним методом (яким і є косіння) в абсолютні одиниці виміру може призвести до значних помилок.

## 2.2. Комбіновані пастки

Павуки, що живуть у кронах дерев, а також подорожують по повітрю на павутині, іноді потрапляють у так звані *комбіновані пастки*, що складаються з великої жовтої лійки, на носіку якої розташовується склянка зі спиртом, і двох хрестоподібно розташованих листів органічного скла (рис. 11).

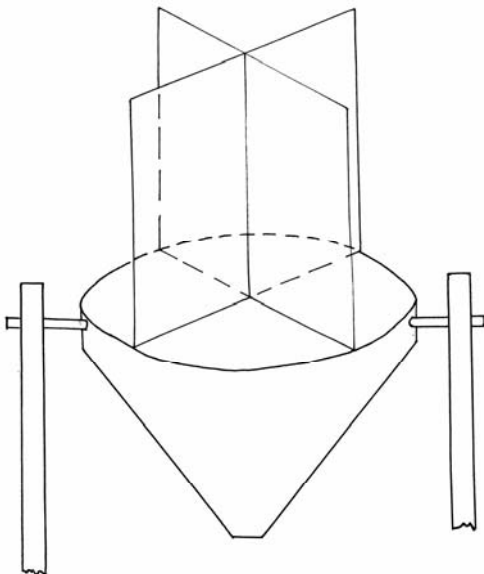


Рис. 11. Комбінована пастка для лову павуків (рис. В. О. Чумака)

Даний тип ловчих пристосувань застосовують в основному для літаючих денних комах. Виходячи з нашого досвіду, улови такими пастками саме павуків досить обмежені як у сенсі видового складу, так і кількості зібраних особин. Так, дві комбіновані пастки, що працювали із квітня по жовтень 1999 року у буковому лісі с. Мала Вугілька (Карпатський біосферний заповідник, зібрання В. О. Чумака), дозволила зібрати тільки 166 екземплярів павуків, що належать до 14 видів (в основному ювенільні екземпляри родин Linyphiidae, Araneidae, Theridiidae, Philodromidae, Tetragnathidae, Clubionidae, Anyphaenidae).

Різновидом комбінованої пастки може вважатися *віконна пастка*, яка у найпростішому варіанті становить собою натягнутий на вертикальній рамі лист поліетилену або целофану з розташованою під ним місткістю з водою. У воду додають поверхнево активну речовину, наприклад засіб для миття посуду. У пастку в основному потрапляють комахи, що активно літають удень і з настанням сутінків, у тому числі жуки-златки, вусани, листоїди, гнойовики та ін. Віконні пастки звичайно розміщують на узліссі, вирубках, по берегах водойм. Недолік цих пасток, крім громіздкості, полягає в тому, що в них потрапляє мало павуків, а видовий склад обмежений видами-аеронавтами. Хоч серед останніх трапляються найцікавіші види.

## 2.3. Метод ґрунтових пасток (пастки Барбера)

### 2.3.1. Особливості методу

Уперше цей метод був запропонований Барбером у 1931 році. Незважаючи на значну кількість критичних праць, присвячених цьому методу (наприклад, Присний, 1989) і загальновідомих недоліків, він широко застосовується для вивчення як видового складу герпетобіонтних тварин, так і їх відносної чисельності та структури населення, а також сезонної та добової динаміки. Ґрунтові пастки можуть бути використані також для вивчення напрямку міграцій, співвідношення статей, біомаси (як це було зроблено на прикладі турунів – Грюнталь, 1982), визначення характеру впливу різних природних і антропогенних факторів на рівень рухливості тварин (Присний, 1989), у популяційних генетичних дослідженнях (Gurdebeke, Maelfait, 2002) і т. д.

При порівняно невеликій трудомісткості він дозволяє проводити дослідження в широких масштабах, тому що збирається матеріал одночасно в декількох (і навіть у багатьох) місцях (Карпова, Маталін, 1992). Обсяг матеріалу, що може бути отриманий цим методом, дуже значний. У літературі є вказівка на вилов протягом сезону тільки однією ґрунтовою пасткою до 3 тисяч особин турунів (Присний, 1989).

Крім того, встановлено, що ґрунтові пастки демонструють значну кореляцію із реальною кількістю видів у біотопі (Uetz, Unzicker, 1976). На прикладі турунів, які поряд зі значною частиною павуків є активними мігрантами, було показано, що ґрунтові пастки дозволяють одержати більш повні дані стосовно видового складу та чисельності, ніж ґрунтові розкопки (метод, близький до біоценометричних підстилкових проб – див. далі) (Арнольди и др., 1972). Це пов'язано з тим, що туруни та павуки звичайно розподіляються на поверхні ґрунту вкрай нерівномірно, часто ховаються під камінням, колодами, залишками рослин (Карпова, Маталін, 1992). Великі міграційно активні види встигають утекти ще при наближенні дослідника. Немаловажно те, що в пастки потрапляють види з нічною та денною активністю.

Загальна схема роботи така. Як пастки найпростіше використати пластикові склянки діаметром 8 см і висотою 10 см, укопані в землю в одну лінію на відстані близько 10 м одна від іншої та наповнені на 1/3 1–2 % розчином формаліну. Павуки, що бігають по по-

верхні ґрунту, падають у пастки, а розчин формаліну їх фіксує і перешкоджає подальшому розкладанню. Пастки виставляють по 10, 20, 50, 100 штук у кожному біотопі. Звичайно інтервал між вийманням тварин з пасток (термін експозиції) складає 7–10 дб.

Пастки потрібно вкопувати так, щоб їх краї розташовувалися на рівні з поверхнею ґрунту, відгрібаючи пухку підстилку, і так, щоб їх не заливала вода, що стікає по схилу або збирається в пониззях. Пастки на ділянці можуть бути розміщені в лінію або рівномірно по площі.

По закінченні строку експозиції вміст пасток зливається в скляні ємності (0,5–1 л), які етикетуються та доставляються в лабораторію для обробки. Якщо є транспорт і достатня кількість тари, улов із кожної пастки можна помістити в окрему баночку (попередньо необхідно пронумерувати пастки та баночки, а потім першу пастку зливати в баночку під номером один і т. д.).

У лабораторії зібраний матеріал, попередньо промивши водою (пари формаліну, крім неприємного запаху, негативно діють на дихальні шляхи), виливають у кювети (краще білі, з невисокими стінками). Листочки та рослинні палички, які часто потрапляють у пробу, треба обполоскати та вийняти. Інших безхребетних необхідно відкласти на аркуш гігроскопічного паперу для просушування (це переважно імаго комах) та подальшого зберегання за ентомологічними правилами, або у баночку з етикеткою (переважно личинки комах, багатоніжки, мокриці та інші тварини). Грудки ґрунту на дні кювети необхідно дуже ретельно оглянути: там можуть знаходитися безліч дрібних павуків та інших тварин. З багаторічного досвіду відомо, що чим менша порція вихідного матеріалу в кюветі, тим легше виявити об'єкт дослідження.

Вибраних павуків фіксують у спирті. Вибір матеріалу з пасток безпосередньо в полі призводить до втрати дрібних видів, які часто не помітні через листя, що потрапило до пастки, ґрунт або інше сміття. У лабораторії після того як великі види відібрано, вміст кювет дрібними порціями можна переглянути під бінокуляр, щоб урахувати навіть дуже маленькі екземпляри павуків.

До ґрунтових пасток потрапляють тільки ті безхребетні, які в період експозиції пересуваються поверхнею ґрунту або в підстилці. Не всі тварини, які опинилися біля ловчого отвору, потраплять у пастку. З іншого боку, деякі види можуть приваблюватися тінню від кришки над пасткою (якщо вона є), більш прохолодним і вологим повітрям у пастці, сприймаючи її як укриття. Приваблювальний ефект може бути особливо значним у відкритих біотопах у сонячні дні. Тобто має місце порушення принципу нейтральності пастки, відповідно до якого вона не повинна ні приваблювати, ні відлякувати об'єкт досліджень. Показовий такий приклад. При обліках турунів у Московській області в порожніх пастках гігрофіли становили 64 %, мезофіли – 36 %; у пастках із формаліном або розчином кухонної солі гігрофіли становили понад 90 % (Грюнталь, 1981).

Цілий ряд видів павуків веде малорухливий спосіб життя, сидячи в підстилці, під камінням, шматками кори, що впали на поверхню ґрунту. До герпетобію вони, безсумнівно, належать, але у пастки Барбера практично не потрапляють, або потрапляють у кількості, не пропорційній їх реальній чисельності. Часто в пастки потрапляють одні самці якого-небудь виду, а самки – дуже рідко. І це зовсім не свідчить про перевагу в популяції саме самців – просто вони більш мобільні, і в них більше шансів потрапити у пастку. Павуки, що живуть на рослинності, потрапляють у пастки випадково і при обробці матеріалу не враховуються.

Таким чином, основний недолік ґрунтових пасток – це залежність улову не тільки від чисельності тварин, а й від ступеня їх рухливості. У результаті обліку за допомогою пасток Барбера може бути одержаний не реальний видовий склад і чисельність павуків підстилкового ярусу в цілому, а тільки тих, які в період «роботи» пасток туди потрапили. І тому говоримо не про чисельність павуків, а про їх «динамічну щіль-



ність», тобто кількість екземплярів, пійманих певним числом пасток, за певний період часу (прийнято перераховувати на 100 або 10 пастко-діб). Приклад: 100 пасток, експозиція 7 діб, піймано 350 екземплярів павуків. Множимо 100 на 7, одержуємо загальну експозицію в 700 пастко-діб. Якщо за 700 пастко-діб піймано 350 екземплярів, то за 100, відповідно, 50. Таким чином, динамічна щільність у нашому прикладі складає 50 екз./ 100 пастко-діб.

Основне питання, що виникає у зв'язку із застосуванням даного методу: наскільки об'єктивно він дозволяє оцінити чисельність, видовий склад і структуру населення якого-небудь біотопу? Іншими словами, наскільки високий рівень кореляції структури «улову» з реальним угрупованням? Гірше за все те, що цей самий рівень кореляції буде змінюватися в різних біотопах, при різній конструкції пасток і під впливом інших, що часто не піддаються обліку, факторів (погодні умови, характер рослинного покриву, структура поверхні ґрунту й т. ін. (Присный, 1989)). Це суттєво обмежує можливості еталонізації методу, до якої потрібно прагнути з методичних міркувань.

Спробою перебороти «дефектність» методу ґрунтових пасток (неможливість перерахування результатів на площу) було використання загороджень і застосування методики вичерпування на закритих площадках, розпочате на прикладі турунів (Беспалов, 2008). Різні за площею ділянки огорожувалися парканчиками з поліетиленової плівки висотою 30 см, із краями, укопаними в ґрунт на глибину 5 см. Крім того, використовувалися огорожі з деревинно-волокнистої плитки такої ж висоти. Зверху площадки затягувалися протимоскітною сіткою, щоб перешкоджати повітряній міграції тварин. Парадоксально, але в результаті цих досліджень не були виявлені зв'язки між строком експозиції пасток та уловистістю жужелиць, тобто протягом трьох тижнів не відбулося не тільки вичерпування, а й достовірного зниження чисельності. Причому, хоч уловистість на неогороджених ділянках була вірогідно вища, ніж на огороджених, ця різниця виникла в основному за рахунок активно літаючого виду, не здатного потрапити через «дах» із москітної сітки. Це ще один аргумент на користь адекватності відображення ґрунтовими пастками реальної чисельності у біотопі рухливих герпетобіонтних нелітаючих видів.

Крім непереборних недоліків, що виникають із самої сутності методики, на уловистість ґрунтових пасток впливають фактори, які піддаються корекції з боку дослідника: конструкція, характер поверхні стінок, склад фіксувальної рідини, відстань між пастками, їх взаємне розташування, загальна кількість, час експозиції.

### ***2.3.2. Конструкція або «дизайн»***

Недоліки ґрунтових пасток, які можна усунути, поділяються на дві групи:

- 1) недоліки «конструкції» пасток;
- 2) недоліки їх розташування.

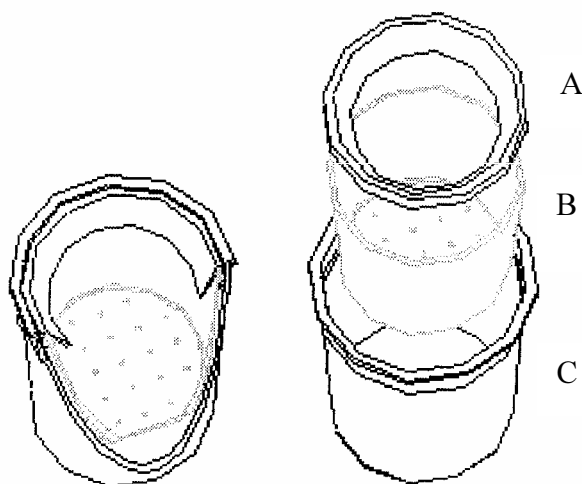
Відома безліч типів ґрунтових пасток, крім уже згаданих пластикових стаканчиків. Багатьма авторами використовувалися скляні (наприклад, Шарова, 1971; Васильєва, 1972; Карпова, Маталін, 1992; Samu, Lovei, 1995) або бляшані банки (Скуфьїн, 1968) ємністю 250, 500 або 1000 мл. Звичайно, металеві пастки більш довговічні, ніж скляні або пластикові. Але виготовлення скільки-небудь значного числа таких пасток потребує значних витрат, а втрата пасток за час експозиції (грибники, собачники, діти дуже люблять витягати пастки із ґрунту й безладно розкидати) принесе велике розчарування. За відсутності транспортних засобів доставити пастко-лінію з 50–100 скляних або металевих пасток на місце досліджень надто важко. Пластикові стаканчики дуже зручно складаються стосиком, і вага навіть декількох сотень менша, ніж, наприклад, лопатки, якою необхідно копати ямки для їх установа. До речі, крім людей, пастки з ґрунту виймають білки, ворони, кабани, ведмеді та інші рийні хребетні. Можна за-

кріплювати кожний стаканчик хрестоподібними паличками (недолік – додаткові витрати матеріальних ресурсів та часу) або спеціальними дротиками (недолік – при великій кількості вони мають значну вагу). Із розповідей колег із північних регіонів, ведмеді не в змозі витягти ґрунтову пастку, виготовлену зі звичайної тетрапакової пачки від соку. Якщо її добре вм'яти у викопану лунку, пастка може протистояти також зсувам ґрунту, які згодом «видавлюють» на поверхню пластикові стаканчики або скляні банки. Крім того, пастки виготовляють і з розрізаних пластикових пляшок (рис. 12, 13) (Gurdebeke, Maelfait, 2002).



**Рис. 12. Ґрунтова пастка із  
пластикової пляшки  
(за Gurdebeke, Maelfait, 2002)**

Існує ще одна важлива розбіжність між матеріалами, з яких виготовлені пастки: це характер поверхні стінок, який істотно впливає на уловистість. Чим гладкіша та слизька поверхня, тим більше тварин, потрапивши у пастку, не зможуть відтіля вибратися, що збільшує улов. Скло як матеріал переважає пластик, а останній – кращий за метал. Розбіжності проявляються в основному в уловистості дрібних форм – потрапляння великих видів у скляні, металеві та пластикові пастки однакове (Ґронталь, 1982).



**Рис. 13. Ґрунтова пастка  
(за Gurdebeke, Maelfait, 2002)**

**Умовні позначки:** А – пластиковий ободок, В – змінний контейнер для збирання матеріалу, С – зовнішній незмінний контейнер

Виходячи з вищевикладеного, у випадку пластикових пасток є важливе обмеження – використати краще нові. Оскільки навіть ретельно вимиті стаканчики, що вже були вживані протягом 4 тижнів, показують істотне зниження уловистості (більш ніж

удвічі). Це відбувається через появу на стінках подряпин та інших дрібних ушкоджень, що виконують роль «сходинок», якими дрібні павуки успішно вибираються з пастки (Topping, Luff, 1995). Якщо дослідження відбуваються весь польовий сезон, після місячного використання стаканчики краще замінити новими. Інакше зниження їх уловистості може спотворити картину загальної сезонної динаміки.

Існує думка, що пастки з більшим діаметром горлечка більш уловисті, ніж із меншим значенням цього параметра (Brennan et al., 1999 – цит. за: Jimenez-Valverde, Lobo, 2005). Work зі співавторами (Work et al., 2002 – цит. за: Jimenez-Valverde, Lobo, 2005) уважали, що пастки з більшим діаметром ефективніші для обліку рідкісних видів.

Наші дослідження, проведені на солончаках Азовського узбережжя з «великими» (діаметр отвору 84 мм) і «маленькими» (діаметр 64 мм) пастками показали, що загальна уловистість (в екземплярах на 100 пастко-днів) була вища в маленьких стаканчиках (розбіжності склали 1,3 раза), хоча в таксономічному відношенні більш вигідними були великі (табл. 3).

Таблиця 3

**Таксономічний склад і чисельність герпетобіонтних безхребетних в уловах ґрунтових пасток із різним діаметром отвору (в екз./ 100 пастко-днів)**

Таксон	Діаметр пастки 84 мм	Частка, в %	Діаметр пастки 64 мм	Частка, в %	p-рівень вірогідності відмінності часток
Isopoda	846,7	61,65	1393,3	75,86	0,0001
Acari	106,7	7,77	50	2,72	0,0028
Pseudoscorpiones	6,7	0,49	–	0,00	0,0190
Aranei	40	2,91	46,7	2,54	0,7760
Formicidae	140	10,19	110	5,99	0,0567
інші Hymenoptera	6,7	0,49	–	0,00	0,0190
Coleoptera imago	180	13,11	203,3	11,07	0,4437
Coleoptera larva	6,7	0,49	–	0,00	0,0190
Diptera	6,7	0,49	3,3	0,18	0,4600
Lepidoptera	6,7	0,49	3,3	0,18	0,4600
Hemiptera	6,7	0,49	10	0,54	0,9326
Orthoptera	20	1,46	16,7	0,91	0,5109
Всього	1373,3		1836,7		

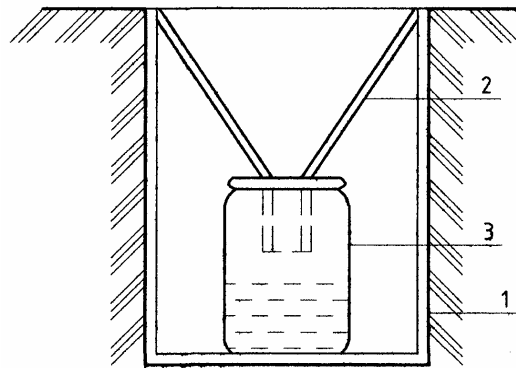
Цікаво, що уловистість різних груп наземних безхребетних була відмінною в пастках різного діаметра: динамічна щільність червонотілкових кліщів у великих стаканчиках більше ніж удвічі перевищувала таку в маленьких. Зворотна тенденція характеризувала мокриць. Павуки однаково успішно ловилися в обидва типи пасток.

Додамо, що досить цікаві результати можуть бути отримані за допомогою звичайних скляних або пластикових медичних пробірок, укопаних у ґрунт на зразок пасток Барбера. Такі ловчі пристосування приваблювали павуків, що звикли ховатися у тріщинах ґрунту, під корою та камінням. Зокрема, більше ніж половина пробірок із виставлених нами на териконниках вугільних шахт пастко-ліній була обплетена зсередини представниками родини Dysderidae, що влаштували там лігвища.

Для збільшення уловистості пасток часто використовують різні лійки, які не дозволяють павукам із них вибратися (рис. 13, 14).

Для тривалих досліджень зручно використовувати пастки, які складаються зі стаціонарної зовнішньої частини (укопують у землю та до кінця збирань не чіпають і таким чином позбуваються необхідності постійно виривати заново або підновляти стару ямку для пастки) і внутрішньої ємності з фіксатором, яку можна виймати для вибирання матеріалу (рис. 14).

Так, пастки, запропоновані G. W. Uetz та J. D. Unzicker (1976) (рис. 15), складаються з металевої банки (діаметр – 15 см, глибина – 22 см) зі скошеним бортиком шириною 10 см. Усередину поміщають пластикову лійку зі зрізаним носиком (діаметр лійки дорівнює діаметру банки) і колекційну ємність із фіксатором (етиловим спиртом) (діаметр – 10 см, глибина – 7 см). Над пасткою на стійках розміщують шматок металевої сітки (20 × 20 см), щоб уникнути засмічення листям або іншим сміттям, оскільки очевидно, що крім ускладнення процесу вибирання павуків, засмічення знижує уловистість (частина павуків вибирається з пастки по листю і паличках).



**Рис. 14. Подвійна банка з лійкою (за Тихомирова, 1975)**

**Умовні позначки:** 1 – зовнішній циліндр (не виймається весь строк роботи на ділянці), 2 – лійка, 3 – банки з фіксувальною рідиною (періодично виймаються, щоб забрати улов)

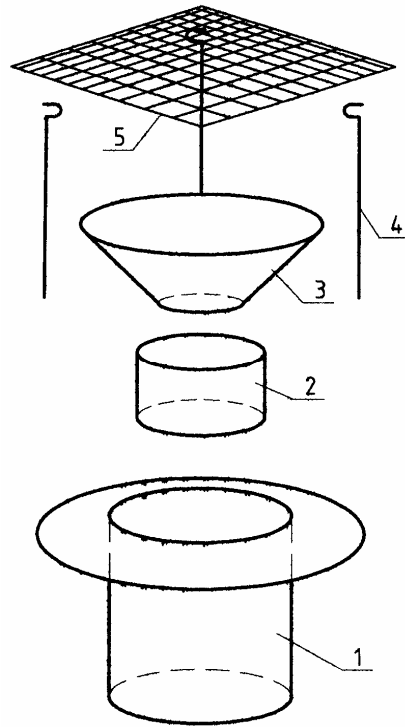
При тривалій експозиції, коли велика ймовірність сильних злив, у стінках пасток (1,5 см від верхнього краю) роблять дренажні отвори. Ця проста операція запобігає переповненню пасток водою і втраті матеріалу через виплескування.

На уловистість пасток впливає не тільки пряме збільшення або зменшення діаметра ловчого отвору, а й непряма його зміна за рахунок різних пристосувань, наприклад бар'єрів (Карпова, Маталін, 1992), «екранів» (дюралюмінієві пластини розміром 25 × 50 см<sup>2</sup>, по чотири на пастку), що, як вважається, удвічі збільшує уловистість при збереженні співвідношення основних груп герпетобіо (дослідження Л. В. Руденської).

Іноді використовуються так звані хрестоподібні пастки, які складаються із пластин оргскла, поставлених вертикально хрест-нахрест, і п'яти ловчих банок – чотирьох на протилежних кінцях пластин і однієї – у місці їх перетинання.

Отож, згідно з нашими даними, улови хрестоподібних і звичайних пасток Барбера різко відрізнялися уловистістю та відносною чисельністю деяких родин павуків. У зв'язку з тим, що одна хрестоподібна пастка включає п'ять звичайних ґрунтових, можна було очікувати пропорційних відмінностей у значеннях динамічної щільності. Однак цей параметр в окремо взятій ґрунтовій пастці був усього втричі нижчий, ніж у хрестоподібній. Лініфії, більшість яких характеризується невеликими розмірами та живе переважно в товщі листової підстилки, в уловах хрестоподібних пасток траплялися більше ніж утричі рідше, ніж у ґрунтових. Відносна чисельність окремих видів лініфій у матеріалах ґрунтових пасток багаторазово (понад у 20 разів) перевищувала таку в хрестоподібних. Навпаки, в уловах хрестоподібних пасток значно підвищувалася частка великих видів, що активно бігали поверхнею ґрунту. Цікаво, що відсоток статевозрілих павуків порівняно з ювенільними в хрестоподібних пастках був також вищий, ніж у ґрунтових. Цей приклад показує, наскільки може змінюватися

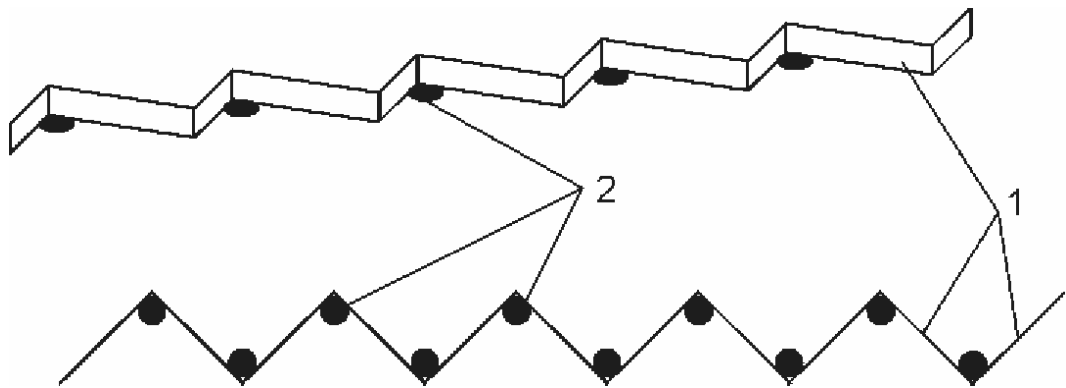
уявлення про тваринне населення біотопу, отримане на підставі різних модифікацій навіть того самого методу збирання.



**Рис. 15. Ґрунтова пастка**  
(за Uetz, Unzicker, 1976)

**Умовні позначки:** 1 – зовнішня ємність із закраїною, 2 – колекційна банка, 3 – лійка, 4 – штир, що підтримує кришку-сітку, 5 – кришка-сітка

Ґрунтові пастки з напрямними пластинами можуть бути використані для вивчення міграцій герпетобіонтів (рис. 16–18). Міграційна пастка першого типу являє собою модифіковану систему ґрунтових пасток із напрямними пластинами (рис. 15). Вона складається із прямокутних напрямних пластин із жерсті (1), розмірами  $580 \times 100$  мм, рухливо й зигзагоподібно пов'язаних своїми вузькими сторонами. Кут між двома суміжними пластинами становить приблизно  $90^\circ$  (Цуриков, Цуриков, 2001).

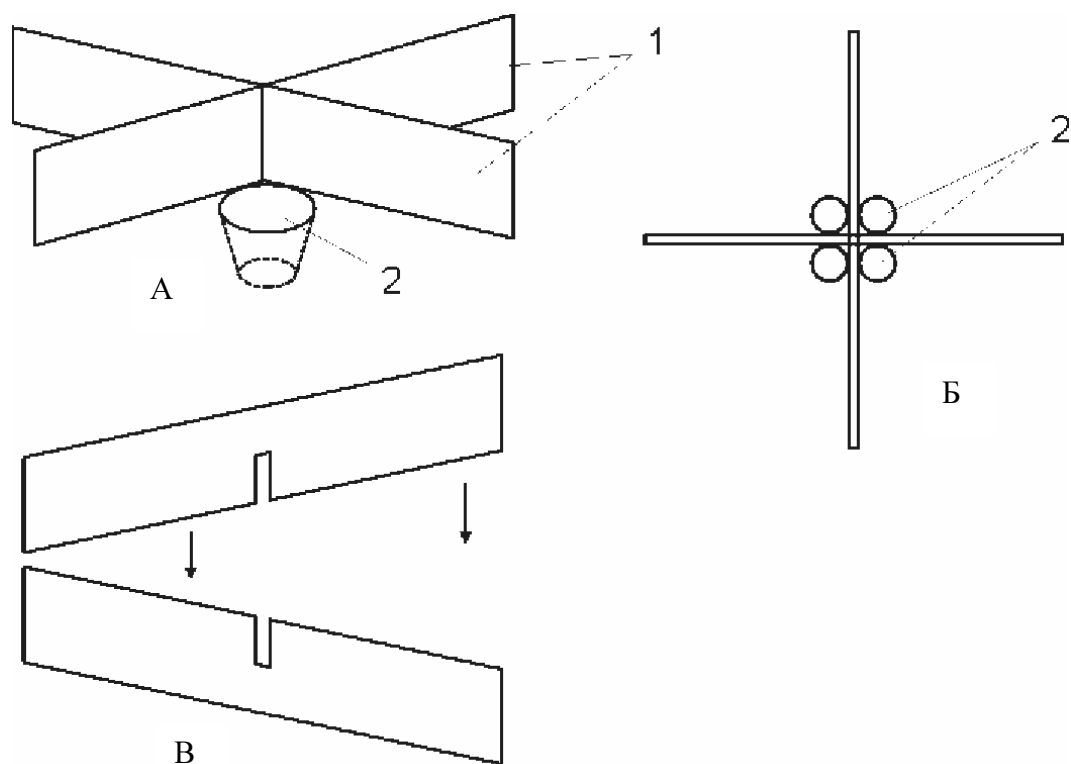


**Рис. 16. Пастка для вивчення міграцій** (за Цуриков, Цуриков, 2001)  
**Умовні позначки:** 1 – напрямні пластини з жерсті; 2 – скляна посудина

Ця система пластин заглиблюється для фіксації в ґрунт на глибину 10–20 мм. У кожному із внутрішніх кутів між двома пластинами міститься скляна посудина з фіксатором для збирання безхребетних (2), занурена у землю так, щоб її верхній край був у рівень із поверхнею ґрунту. Описана пастка дозволяє відловлювати герпетобіонтів, які переміщуються з різних боків системи напрямних пластин, і робити висновки про напрямки міграції.

Найбільшу ефективність міграційна пастка показала для виловлення імаго та личинок Coleoptera, імаго Collembola, Hymenoptera, Aranei, Acari, Opiliones, Diptera (імаго та личинки), Heteroptera і Homoptera (Цуриков, Цуриков, 2001).

Чотирьохсекторна міграційна пастка (рис. 16) складається із хрестоподібно скріплених напрямних пластин із жерсті (1) і чотирьох ємностей для збирання безхребетних (2). Напрямні пластини виготовляються із двох смуг жерсті розмірами 250 × 100 мм (Цуриков, Цуриков, 2001).

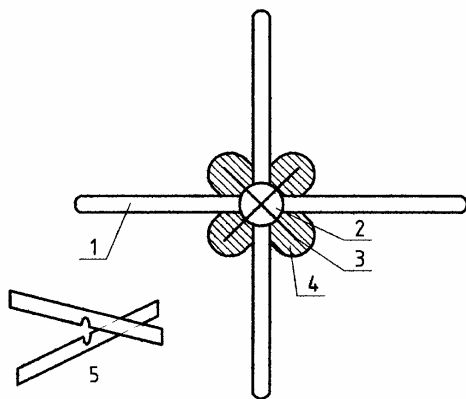


**Рис. 17. Чотирьохсекторна міграційна пастка (за Цуриков, Цуриков, 2001)**

**Умовні позначки:** А – пристрій пастки, Б – розташування напрямних пластин і вритих у землю колекційних ємностей, В – напрямні пластини

Чотирьохсекторна пастка, як і попередній варіант міграційної пастки, дозволяє диференційовано відловлювати безхребетних, які рухаються з різних боків через місце встановлення, на підставі чого можна робити висновки про напрямки міграції тварин. Найбільшу ефективність чотирьохсекторна міграційна пастка демонструє при вилові Coleoptera, Hymenoptera, Acari та Aranei.

Цікавим прикладом є подвійні ґрунтові пастки із кришками, з'єднані металевою напрямною стінкою (рис. 18, справа). Вірогідно, уловистість таких пристроїв буде вищою, ніж у звичайних пасток, за рахунок того, що об'єкт лову, зіткнувшись із стінками, що з'єднують пастки, буде рухатися уздовж них та неминуче потрапить у ловчий циліндр.



**Рис. 18.** Хрестоподібна ловча канавка (за Тихомирова, 1975) (зліва) і подвійна ґрунтова пастка зі сполучною стінкою (за [www: mississippientomologicalmuseum.org.msstate.edu/index.html](http://www.mississippientomologicalmuseum.org.msstate.edu/index.html)) (справа)

**Умовні позначки:** 1 – стінка канавки, 2 – банки, 3 – хрестовина з рейок, 4 – купки ґрунту, 5 – пристрій хрестовини

Для обліку наземних безхребетних ґрунтові пастки іноді використовуються у комплексі з ловчими канавками (Тихомирова и др., 1973; Шиленков, Воронов, 1973; Количественные методы ..., 1987). Як ловчі канавки рекомендують використовувати траншеї глибиною 7–10 см (від поверхні ґрунту, але не підстилки) і такої ж ширини. Довжина канавки може бути різною, але не раціонально робити її більше 3–4 м. Стінки повинні бути вертикальними (особливо на кінцях), рівними та гладенькими, без порожнеч і щілин. Банки (або одна банка) можуть бути розміщені в середині або на обох кінцях канавки, або через рівні інтервали по довжині (рис. 18, зліва). Необхідно стежити, щоб стінки канавки обривалися безпосередньо в банку та щоб її не можна було обійти по краю.

Тварини, які потрапили в траншею, рухаються уздовж стінки, обходячи її по периметру, і зрештою попадають у пастку. Для великих важких особин цей метод може дати результати, однак більшість павуків легко пересуваються по земляних стінках, а виготовлення та підтримання таких траншей у робочому стані (очищення від листя та ґрунту, що осипається, підновлення стінок), особливо в сипучому ґрунті, досить трудомістке.

### **2.3.4. Фіксувальна рідина**

Функції рідини у пастках Барбера подвійні. По-перше, не дати улову втекти (тобто вмертвити тварин, що потрапили у пастку) і, по-друге, запобігти його розкладанню після смерті. Пастки без фіксатора, які іноді використовуються ентомологами

для збирання павуків (якщо не є метою збирання живого матеріалу), не придатні через хижацький тип харчування тварин та виражену здатність вибиратися по крутих стінках.

Основні вимоги до фіксатора: 1) здатність швидко вбивати безхребетних у пастці, не заподіюючи шкоди людям і свійським тваринам; 2) гарні консервувальні властивості; 3) мала летючість; 4) мале поверхнєве натяжіння; 5) відсутність приваблювального або відлякувального впливу; 6) збереження консервувальних властивостей при розведенні водою (Количественные методы ..., 1987). До цих вимог ми б додали ще порівнянню дешевизну й доступність.

Всі фіксувальні рідини, застосовувані у ґрунтових пастках (розчин формаліну, метиловий спирт, етиленгліколь, міцний розчин кухонної солі, молочні та жирні кислоти, у північних регіонах або для збирання взимку – вода із гліцерином або тосолом і т. д.) характеризуються сполученням переваг та істотних недоліків.

Формалін дешевий і зручний у використанні, але має дубильні властивості. Викликаючи жири, він зменшує еластичність покривів зібраних тварин. При розбиранні проб, таксономічному визначенні та інших маніпуляціях матеріал сильно ламається, чого особливо шкода при пійманні нових для дослідника (а тим більше взагалі нових) видів. До недоліків віднесемо й те, що формалін приваблює одні види (карабід, зокрема) і відлякує інші (Карпова, Маталін, 1992). Аналогічний ефект має і етиленгліколь (але він не має дубильних властивостей). Для павуків репелентний або атрактивний вплив фіксаторів поки не відмічений (Topping, Luff, 1995). Перевагою є те, що фіксувальні якості формаліну та етиленгліколю мало змінюються при розведенні (що особливо важливо при можливому попаданні в пастки опадів).

Розчин хлористого натрію нейтральний за дією на тварин, але має погані консервувальні властивості. Якщо врахувати часте потрапляння в пастки дрібних мишоподібних гризунів, амфібій і великих гастропод (не один раз доводилося витягати з пастки по 2–3 виноградні равлики та відмивати весь улов від густого грузлого слизу), то схоронність, тобто недопущення гниття й мацерування зібраних членистоногих протягом навіть 3–4 днів стає проблематичною. Крім того, на запах гнилі у пастку починають масово повзти мертвоїди, летіти деякі двокрилі, що зводить до мінімуму можливість скласти адекватне уявлення про населення герпетобію.

Спирт дорогий і сильно випаровується, що значно знижує його цінність як консерванта. Фіксувальна суміш, властивості якої, за літературними даними, зберігаються навіть при шестимісячній експозиції, запропонована Барбером (Количественные методы ..., 1987): 5 частин кухонної солі, 1 частина селітри, 1 частина хлоралгідрату та 100 частин води; використати разом з етиленгліколем або гліцерином.

Часто у фіксувальну рідину додають детергент (наприклад, побутовий мийний засіб) (Curtis, 1980), що зменшує поверхнєве натяжіння фіксатора. Тому дрібні види (в основному родина *Linyphiidae*) здатні втримуватися на поверхні та згодом вибиратися з пасток, тонуть, збільшуючи тим самим уловистість пастки. Відзначено, що додавання детергента в етиленгліколь, що використовувався як фіксатор, збільшувало уловистість лінійфій у пластикові пастки на 50–100 % (Topping, Luff, 1995).

Питання з вибором фіксувальної рідини стає ще важливішим, якщо ознайомитися з результатами порівняльних досліджень пасток із різними фіксаторами (наприклад, Curtis, 1979). Було показано, що формалін і пікринова кислота можуть давати майже дворазові розбіжності в уловистості. Більш ефективним виявлявся в різних біотопах або перший, або другий фіксатор. Таким чином, порівняння характеристик населення павуків різних біотопів, отриманих за допомогою пасток із різним фіксатором, неправомірне.

Підтвердженням цього можуть служити порівняння уловистості ґрунтових пасток без фіксатора, з розчином формаліну (2 %) і водою з детергентом (засіб для миття посуду), проведене нами в лісосмугах Азовського узбережжя. Уловистість герпетобіон-



тів у цілому в пастках із формаліном була більша у 9,1 раза, ніж у пастках із водою (в основному за рахунок мурах і мокриць), а кількість виловлених павуків була однаковою (табл. 4). Порожні пастки не можуть використовуватися для обліку павуків, оскільки тварини їх легко залишають.

Таблиця 4

**Видовий склад і чисельність герпетобіонтних безхребетних в уловах ґрунтових пасток без фіксатора та з різними фіксувальними рідинами (в екз./100 пастко-діб)**

Таксон	Без фіксатора	Формальдегід (2 %)	Вода з детергентом
Gastropoda	16,7	3,3	3,7
Isopoda	87,5	570,0	18,5
Aranei	–	13,3	14,8
Formicidae	87,5	7200,0	907,4
інші Hymenoptera	–	6,6	7,4
<i>Carabus</i> spp.	–	13,3	–
інші Carabidae	4,2	53,3	–
Coleoptera larva	–	10,0	3,7
Lepidoptera	–	–	3,7
Diptera	–	10,0	3,7
Homoptera	–	6,6	–
Усього	195,8	7886,7	963,0

Уловистість ґрунтових пасток із насиченим розчином солі та з водою без добавок різнилася майже вдвічі, хоч багатство на рівні великих таксонів відрізнялося незначно (табл. 5).

Таблиця 5

**Видовий склад і чисельність герпетобіонтних безхребетних в уловах ґрунтових пасток із різним фіксатором (в екз./100 пастко-діб)**

Таксон	Розчин солі	Вода
Gastropoda	2,9	–
Isopoda	26,1	12,5
Acari	26,1	29,2
Pseudoscorpiones	–	1,4
Aranei	31,9	26,0
Formicidae	94,2	19,4
інші Hymenoptera	1,4	1,4
Coleoptera	30,4	26,4
Coleoptera larva	1,4	–
Diptera	11,6	–
Homoptera	7,2	1,4
Hemiptera	1,4	1,4
Orthoptera	–	1,4
Усього	234,8	130,6

Проведений нами польовий експеримент, у ході якого як фіксатор використовувався слабкий розчин формаліну (усього 0,5 %) і вода з детергентом, дав цікаві результати (табл. 6).

Протягом тижневої експозиції улов у пастках із водою почав відчутно розкладатися (про що свідчив специфічний запах). Формалін навіть у низькій концентрації показав високі консервувальні властивості. Очевидно, внаслідок зменшення концентрації зменшилися його атрактивні властивості, тому не спостерігалось приваблення турунів, як у випадку з 2 % розчином формаліну (хоч для більш ґрунтовних висновків необхідне проведення додаткових порівняльних досліджень).

Таблиця 6

**Видовий склад і чисельність герпетобіонтних безхребетних в уловах ґрунтових пасток із різним фіксатором (в екз./100 пастко-діб)**

Таксон	Формальдегід (0,5 %)	Вода з детергентом
Isopoda	231,3	377,9
Acari	19,0	51,4
Aranei	16,3	34,2
Diplopoda	1,4	4,3
Chilopoda	6,8	7,9
Oligohaeta	1,4	–
Formicidae	149,7	305,7
інші Hymenoptera	1,4	–
Coleoptera	5,4	10,0
Coleoptera larva	2,0	25,0
Diptera	10,2	30,0
Hemiptera	1,4	–
Dermaptera	1,4	–
Lepidoptera larva	12,2	5,0
Усього	459,9	851,4

Незначне загнивання матеріалу в пастках із водою (навіть павуки, у яких ніжні тонкі покриви, були цілком збережені) залучало сапрофагів, мух саркофагид і, можливо, деяких хижаків, що значно підвищило загальну уловистість.

Отож як фіксатор можна рекомендувати слабкий розчин формаліну (добре консервує, позбавлений приваблювального ефекту), а пастки з водою ревізувати не пізніше 2–3-денного строку (в нежарку погоду).

Уживають спроби використання пасток без фіксатора (не треба вбивати тварин, багатьох можна потім випускати, відсутня приваблювальна або відлякувальна дія фіксувальних рідин). Одночасно зменшується основний недолік таких пристосувань (великі хижи з'їдають маленьких, а частина останніх умудряється втекти з пастки). Прикладом такого пристрою може служити «ґрунтова пастка із сепаратором (рис. 18) (Цуриков, Цуриков, 2001). Хоч, на думку винахідників пристрою, він значно ефективніший для збирання павуків (поряд з імаго та личинками жуків, колемболами, кліщами, перетинчастокрилими, клопами та рівнокрилими), необхідно оцінити його більшу або меншу уловистість порівняно з класичними пастками з фіксатором.

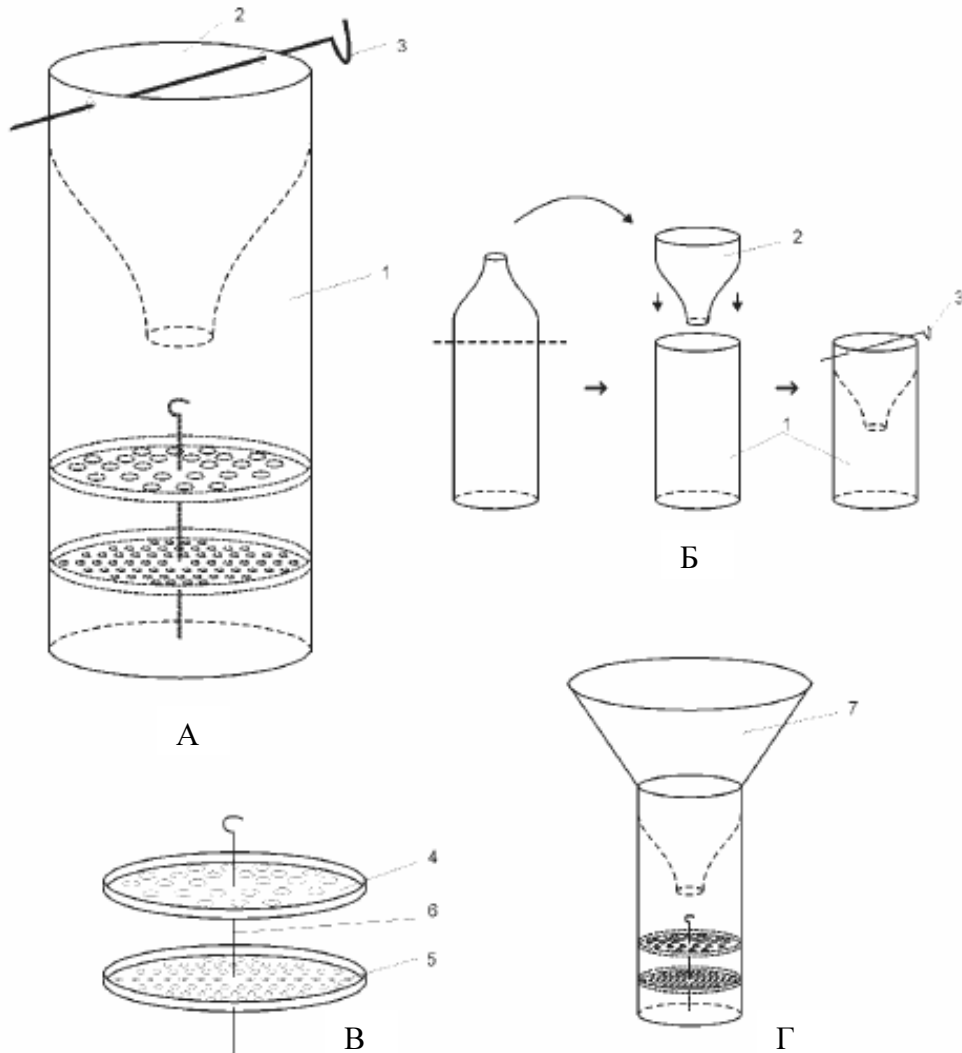
### **2.3.5. Розташування пасток**

Основні питання, які виникають після того, як вирішена проблема «дизайну» пасток, – скільки штук і який строк експозиції достатній, як часто вибирати з пасток матеріал, у якому порядку та на якій відстані одна від іншої їх устанавлювати. Рішення в останньому випадку визначається розміром пасток.

Ємності з діаметром 3–6 см розташовуються на відстані від 1 до 10 м одна від іншої, хоч уважається, що при ловлі дрібних хижих артропод відстань між пастками

менша 10 м не бажана, оскільки їх дія взаємно перекривається (Samu, Lovei, 1995). Пастки з більшим діаметром – на відстані 10–20 м.

Було показано, що при установленні пасток «решітками» (якщо сторона кожної комірки не менша 10 м) центральні та крайові пастки вловлювали подібну кількість видів і екземплярів павуків (Samu, Lovei, 1995). Якщо не вважати обмеження, накладене відстанню між сусідніми пастками, порядок їх установки не має вирішального значення. Крім того, необхідно враховувати площу та ступінь однорідності біотопу.



**Рис. 18.** Грунтова пастка з «сепаратором» для збирання живих герпетобіонтів (за Цуриков, Цуриков, 2001)

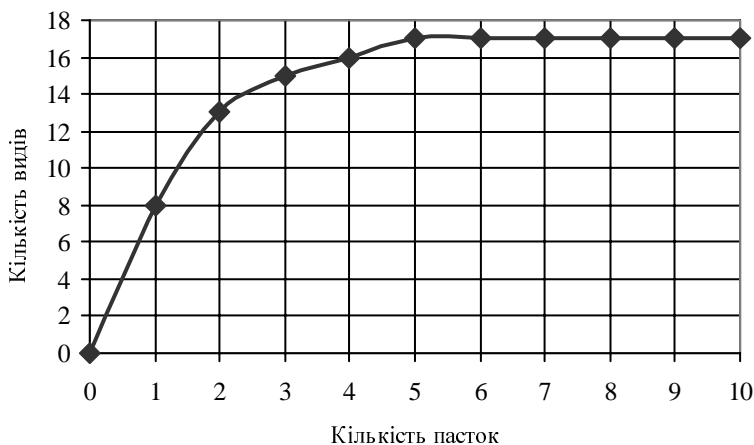
**Умовні позначки:** 1 – пластикова посудина (наприклад, пляшка); 2 – лійка (горлечко пляшки); 3 – стрижень із дроту, що скріплює посудину та лійку; 4, 5 – перегородки з різним діаметром отворів для відділення великих тварин від дрібних; 6 – стрижень із дроту, на якому кріпляться роздільні перегородки; 7 – більша лійка, що служить для підвищення ефективності роботи пастки; А – зібрана пастка; Б – процес її виготовлення; В – «сепараторна» вставка; Г – пастка з додатковою лійкою

Питання про те, яка кількість пасток буде достатньою, складніше, ніж здається на перший погляд. Ясно, що зі збільшенням числа зібраних екземплярів збільшується кількість видів, а також підвищується точність одержуваних параметрів чисельності та структури населення. З іншого боку, чим більше пасток, тим значніші витрати часу та сил на їх опрацювання, розбирання проб, визначення матеріалу тощо. На практиці більшість дослідників із прагматичних міркувань збирають стільки матеріалу, скільки дозволяють їм час або гроші, або ж поки інтуїція не підказує їм, що даних для адекватної оцінки структури населення достатньо (Мэгарран, 1992). Однак бажано оперувати більш істотним аналітичним апаратом, ніж навіть найрозвиненіша інтуїція, яка, до того ж, не піддається еталонуванню.

У ході практичного застосування будь-якої методики збирання рано або пізно настає такий момент, коли кількість нової інформації, принесеної кожною черговою пасткою, біоценометричною пробою, ударом сачка, стає настільки незначною, що подальше збільшення уловів стає нераціональним. Витрата праці та часу перестає виправдуватися скільки-небудь істотним підвищенням точності результату (Шмидт, 1984).

Кількість пасток, необхідна для одержання репрезентативної вибірки, залежить від їх діаметра, чисельності тваринного населення, структури рослинного покриву та цілої низки інших факторів. У різних біотопах ці параметри досить різні, тому немає підстав прагнути до єдиного стандарту при обліку різних груп у різних біотопах (Чернов, 1975). Тому достатнє число пасток повинне визначатися в кожному конкретному випадку (можна підрахувати оптимальні параметри для основних типів біотопів досліджуваного регіону, або біотопу, що уявляється найбільш різноманітним).

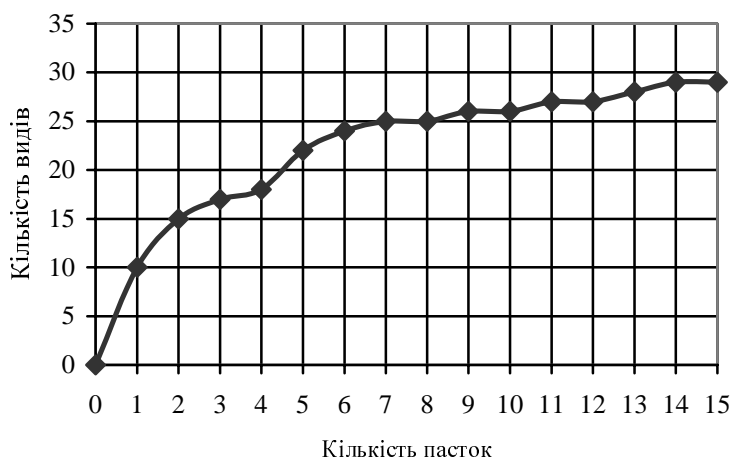
Для визначення необхідної кількості пасток можна застосувати метод об'єднаних квадратів Пілоу (Мэгарран, 1992). Кількість видів (або екземплярів) у двох вибраних у випадковому порядку пасток підсумовуємо. Підраховуємо індекс Бріллуена. Додаємо дані із ще однієї випадково вибраної пастки. Підраховуємо індекс Бріллуена. Додаємо дані ще однієї пастки й т. д. Індекс перераховуємо для всього масиву даних при додаванні значень кожної наступної пастки. Будуємо графік залежності кумулятивного різноманіття від кількості пасток. Точка, у якій крива виходить на плато, покаже мінімальний надійний розмір вибірки. Замість індексу Бріллуена, досить трудомісткого в розрахунках, можна використати індекси Маргалефа або Бергера – Паркера (взагалі будь-які індекси різноманіття), що дозволяють швидко побудувати криву розмаїтості навіть у польових умовах. Аналогічно застосовується крива «вид – площа» (species – area) (рис. 20, 21) (Uetz, Unzicker, 1976).



**Рис. 20.** Крива площа – вид для пасток з діаметром 15 см (за Uetz, Unzicker, 1976)

Криві на рисунках побудовані для населення конкретних біотопів і наведені як приклад. На кривих чітко виражена ділянка, яка відповідає кількості пасток, після якої обліки практично не додають нових видів (на рис. 20 – це 5 пасток, на рис. 21 – 14). Імовірно, подальше збільшення їх кількості може додати лише дуже небагато видів.

Приблизно оцінити, чи збільшується точність результату при подальшому збільшенні кількості пасток можна, використовуючи послідовний підрахунок середніх (Грейг–Смит, 1967). Насамперед, розраховуємо середні величини кількості екземплярів або видів з 5, 10, 15, 20 і т. д. пасток і викреслюємо графік, відкладаючи по осі ординат величину середнього, а по осі абсцис – кількість пасток. Спочатку середнє буде різко коливатися, але поступово, у міру збільшення кількості пасток, коливання почнуть загасати. Висновки з аналізу отриманого графіка можна зробити лише суб'єктивно, але якщо різкі коливання значень усе ще трапляються, число пасток потрібно збільшувати.



**Рис. 21.** Крива площа–вид для пасток з діаметром 6,5 см (за Uetz, Unzicker, 1976)

Можна застосовувати метод, описаний М. С. Гіляровим (1965). Спочатку необхідно провести орієнтовне обстеження, виставивши мінімальне число пасток. Визначають середню чисельність павуків на пастку  $M$ , обчислюють середнє квадратичне відхилення  $\sigma$ :

$$\delta = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (M - X_i)^2}{n - 1}} = \sqrt{\frac{n \sum_{i=1}^n X_i^2 - (\sum_{i=1}^n X_i)^2}{(n - 1)n}}$$

де  $X_i$  – значення  $i$ -го показника (число особин одного виду в окремих пробах, пастках),  $n$  – число проб, пасток,

та помилку середньої  $m$ :

$$m = \frac{\delta}{\sqrt{n}}$$

Це дозволяє встановити фактичну величину показника точності обліку  $P$ , що обчислюється за формулою:

$$P = \frac{100 \times m}{M}$$

та знайти варіаційний коефіцієнт:

$$V = \frac{100 \times \sigma}{M}$$

Необхідне число проб  $n$  для одержання даних про середню чисельність при заданій величині показника точності  $P$  визначається за формулою:

$$n = \frac{V^2}{P^2},$$

де  $V$  – фактично знайдений варіаційний коефіцієнт, а  $P$  – заданий ступінь точності.

В еколого-фауністичних дослідженнях звичайно цілком достатньо використати  $P = 0,95$  (Душенков, Макаров, 2000).

Питання про тривалість експозиції пасток вирішити трохи простіше, ніж про їх необхідне та достатнє число. Найкраще використати пастко-лінію, що діє весь польовий сезон. Тривалий період експозиції дозволяє уникнути занижених і завищених оцінок чисельності видів, які виникають через збіг періодів лову з періодами природних фенологічних піків або спадів. Крім того, тривала експозиція дозволяє нівелювати коливання активності павуків, пов'язані з погодними умовами. Однак якщо немає можливості охопити дослідженнями весь польовий сезон, їх строки краще пристосувати саме до фенологічних підйомів чисельності та видового різноманіття (у нашому регіоні – травень, хоча в цьому випадку без уваги залишається досить своєрідна осіння фауна). Звичайно, не можна порівнювати біотопи за уловами, зробленими у різні фенологічні періоди. Цілком прийнятна програма досліджень, яка включає тижневі експозиції пасток в останніх декадах травня, липня та вересня: такий план відіб'є основні сезонні зміни у видовому складі та чисельності. До речі, найцікавіші результати дають зимові збирання під час відлиг, тому що ряд видів павуків підстилки (родина *Micryphantidae*) досягають статевої зрілості (і можливості їх видової ідентифікації) пізно восени або навіть узимку під снігом (Штернбергс, 1989а).

Відзначено, що уловистість пасток, матеріал з яких вибирався один раз на два тижні, на 20 % вища, ніж якщо вибірка відбувається щомісяця (Topping, Luff, 1995). У іншому варіанті експерименту, присвяченого цьому питанню, одну серію пасток перевіряли раз на тиждень, іншу – раз на місяць (Грюнталь, 1982). Отримані розбіжності між варіантами виявилися статистично не достовірними. Таким чином, припустимо перевіряти пастки раз на місяць (фіксатор у цьому випадку повинен бути більш високої концентрації).

Одночасність досліджень має велике значення, тому що склад домінантів та інші структурні показники протягом років можуть сильно варіювати, у чому полягає ризик збільшити розбіжності між біотопами завдяки фактору річної динаміки.

Повертаючись до обговорення частоти вибірки матеріалу, відзначимо, що за умов жаркої погоди та розрідженої рослинності вміст пасток може пересихати, і матеріал буде ушкоджений. Тому ревізію пасток краще робити один раз на 7–10 днів. Крім того, у відкритих біотопах у жаркі місяці доцільно збільшити кількість фіксатора до 1/2 об'єму пастки (Макаров, Маталин, 2009).

У біотопах із занадто щільним трав'яним покривом, який утрудняє пересування бродячих форм, динамічна чисельність може бути непропорційно низькою порівняно з відкритими ценозами. Тобто кореляція уловів із реальною структурою угруповання залежно від характеру рослинності буде різною. Питання вимагає додаткових досліджень із залученням альтернативних методів збирання.

Враховуючи згадані недоліки та переваги методу ґрунтових пасток, їх застосування в еколого-фауністичних дослідженнях повинне відповідати ряду правил.

1. Прагнути до «еталонізації» методу. Утриматися від зайвого варіювання типів пасток, фіксувальних рідин, способів розміщення. Кожна, на перший погляд, «дрібниця» здатна вплинути на отримані результати: наприклад, уловистість пасток із формаліном різко знижується при застосуванні кришок (Феоктистов, 1980), і не зовсім зро-

зуміло, чому. Якщо не вдалося домогтися однаковості, необхідно докладно записувати в польовому щоденнику зазначені моменти.

2. Використовувати для аналізу дані, отримані пастками одного типу.
3. Збирання матеріалу повинне займати якомога триваліший час, найкраще – повний вегетаційний період.
4. Порівняння структури населення двох або більше біотопів повинне відбуватися на підставі проб, узятих у той самий сезон протягом одного року (якщо не ставиться завдання простежити багаторічну динаміку показників).
5. Враховувати, що ґрунтові пастки застосовуються для обліку в основному тварин, що активно пересуваються поверхнею ґрунту або підстилки, а населення герпетобію далеко не вичерпується цією життєвою формою.
6. Для цілкового висвітлення екологічних особливостей герпетобію дані ґрунтових пасток повинні бути доповнені іншими методами (біоценометричними пробами, ручним збиранням).

## 2.4. Біоценометричні проби

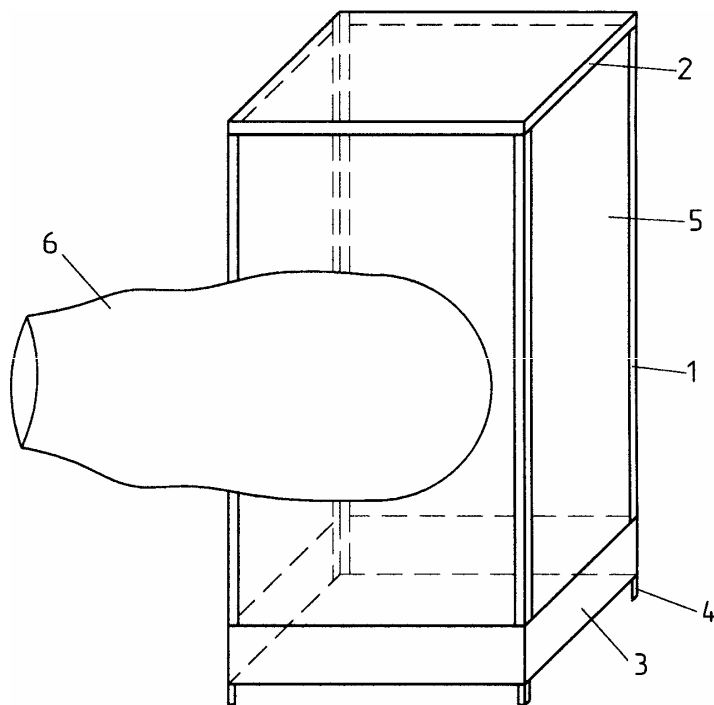
*Метод біоценометричних проб* дозволяє одержати абсолютну чисельність тварин на одиницю площі. До недоліків цього методу можна віднести те, що на склад і обсяг проб істотно впливає рівень активності об'єктів обліку в короткий інтервал часу, коли ці проби відбираються. Більшість павуків, які швидко пересуваються, легко уникають піймання. Цінність біоценометра істотно знижується також агрегованістю розподілу павуків у біотопі. Тому результати обліку не завжди можна екстраполювати на всю неоднорідну обстежувану площу (Количественные методы ..., 1987). Було відзначено, що в уловах, зроблених за допомогою біоценометра, чисельність окремих видів істотно знижується (майже втричі) (Uetz, Unzicker, 1976).

Існує безліч різноманітних типів біоценометрів: американський (циліндричний), Баскіної та Фрідмана, Станчинського, Конакова та Онисимової, Догеля та ін. (Фасулати, 1971). Кожний з них, за відгуками фахівців, має низку недоліків, зумовлених як конструкцією, так і самим способом відбирання проб. Одні біоценометри не можуть бути використані в біотопах із високим і густим травостоєм, інші непридатні для збирання у сиру погоду або занадто громіздкі, і всі вони вимагають тривалого лабораторного або польового (до 4 годин за умов щільного травостою) розбирання матеріалу. За менш оптимістичними оцінками, на розбирання однієї біоценометричної проби витрачається від декількох годин до 1–2 днів (Тыщенко, 1983б). Крім того, біоценометричні проби найчастіше не дають необхідної точності результатів. Так, за рахунок витоку тварин або неповного їх вилучення втрачається до 10–15 % усього населення площадки в біоценометрах Догеля (Фасулати, 1971). Крім того, якщо матеріал розбирають у лабораторії, через його транспортування також втрачається частина улову.

Загальна схема узяття проб така: вибрану ділянку накривають біоценометром, потім із проби вибирають тварин, підраховують їх і результат перераховують на площу (найчастіше на 1 м<sup>2</sup>). Іноді для полегшення узяття проби на накритій ділянці зрізують рослинність, яку впаковують окремо для наступного розбирання. Потім знімають верхній шар ґрунту, що також переправляється в лабораторію, для повнішого обліку тварин, які затаїлися між основами рослин і грудочками ґрунту.

Опишемо два біоценометри (Котенко, 1988; Коробейников, 1976), найбільш різні за конструкцією та методикою відбирання проб.

«Легкий» біоценометр Котенка (рис. 22) складається з дюралюмінієвого розбірного каркаса та чохла з мірошницького газу (стійки з кутиків висотою 1 м, верхні та нижні планки довжиною 50 см).



**Рис. 22.** Загальний вигляд біоценометра (за Котенко, 1988)

**Умовні позначки:** 1 – стійка; 2 – верхня планка; 3 – нижня планка з відігнутими верхніми та заточеним нижнім краями; 4 – ніжка; 5 – чохол з мірошницького газу з гумкою по нижньому краю; 6 – рукав з білої матерії, через який дослідник просовується по пояс у біоценометр (перед установленням – перев'язати в основі)

Ніжки повинні додати біоценометру стійкості і перешкоджають його зсуву після установлення, що особливо корисно при роботі на піщаних ґрунтах або у вітряну погоду. При установленні біоценометр беруть за верхні планки, піднімають над головою догори основою, переносять до досліджуваної ділянки та накидають на площадку. Щоб не злякати тварин, рухаються обережно, обов'язково проти сонця та по можливості проти вітру. Накидають біоценометр швидко, тримаючи його на витягнутих руках. До переваг даної конструкції відносять її легкість (важить близько 3 кг) і портативність (у розібраному вигляді займає  $100 \times 10$  см).

Вибір матеріалу здійснюється безпосередньо в польових умовах (найповніше враховуються безхребетні трав'яного ярусу та підстилки розміром більше 2 мм, з розмірами 1–2 мм – недовраховуються, менше 1 мм – майже не враховуються). Відповідно до даних авторів конструкції, час узяття проби, залежно від чисельності тварин і щільності рослинності, варіює від 10 хвилин (солончаки, слабкозадернені піски) до 2 годин (степові та лугові ділянки). Було розраховано, що в Чорноморському заповіднику в біотопах із щільним травостоєм і високою чисельністю комах достатньо брати



10 проб, а в біотопах із нещільним травостоєм – 20 (Котенко, 1988). На ці оцінки приблизно можна орієнтуватися, працюючи з хортобієм відкритих біотопів регіону.

Модифікований «масивний» біоценометр із рухливим ріжучим дном був запропонований Ю. І. Коробейниковим (1976) (рис. 23).

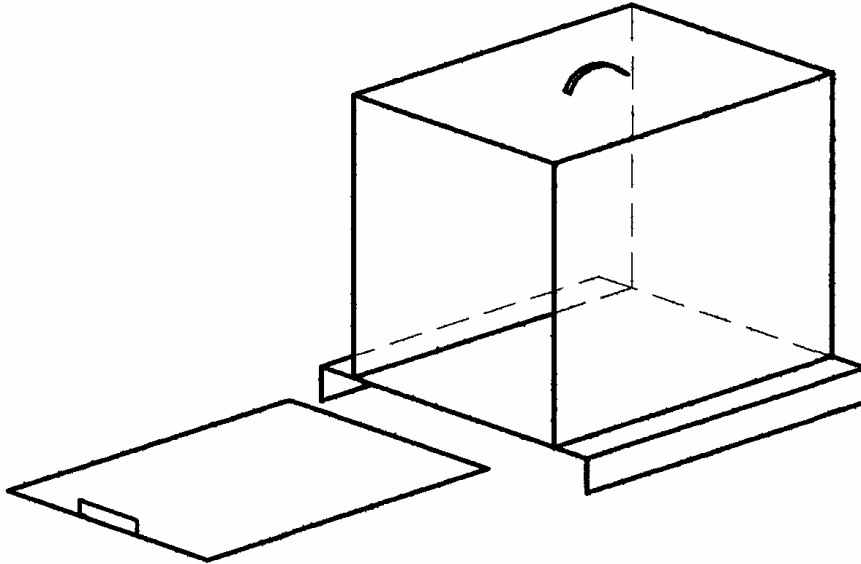


Рис. 23. Біоценометр із ріжучим дном (за Коробейников, 1976)

Це алюмінієвий ящик з дюралюмінієвими куточками в нижній частині. В утворені ними жолобки вставляється металева пластина товщиною 1–1,5 мм із загостреним переднім краєм. На інший край кріпиться ручка для різкого проштовхування ріжучої пластини, що є одночасно дном ящика. На висоті 5 см від дна розміщуються 3–4 дротяні перегородки для утримання рослин у природному положенні в момент їх зрізання. Площа ділянки, з якої зрізується рослинність, становить  $1/8 \text{ м}^2$ .

Такий біоценометр ураховує тільки павуків, що перебувають у момент узяття проби безпосередньо на рослинності. Види, що живуть на ґрунті та в основі стебел, треба вибирати вручну, як і ті, які неминуче обтрушуються в момент установки. Отже, передбачувані втрати матеріалу будуть досить значними. До речі, й автор пристрою відзначає, що дані укосів ентомологічним сачком і взятих ним біоценометричних проб сильно розрізнялися.

Модифікація методу біоценометричних проб (для дослідження лісової підстилки та верхнього шару ґрунту) виглядає таким чином. На досліджувану ділянку накладають рамку  $25 \times 25 \text{ см}$  (або  $50 \times 50 \text{ см}$ ). Помітних тварин вибирають відразу, а підстилку розбирають уручну на шматку світлої клейонки, або просівають через сита (Фасулати, 1971). М. Т. Штернберґс (1989 а) для узяття проб підстилки застосовував біоценометр (з основою  $20 \times 20 \text{ см}$ , висотою 10–15 см) із тонкої сталі з гостро наточеним нижнім краєм. Біоценометр заганяли в підстилку та верхній шар ґрунту, натискаючи ногою, після чого за допомогою невеликої лопатки квадрат ґрунту виймався. Кожну пробу поміщали в заздалегідь пронумерований поліетиленовий мішечок. Проби транспортували в лабораторію у валізах, щоб запобігти їх деформації. Відзначимо, що дбайлива доставка проб до місця розбирання дуже важлива, тому що втрати матеріалу при змінанні підстилки та ґрунту можуть бути досить значними.

Просівання дуже полегшує розбирання проб, дозволяє значно заощаджувати час і не вимагає постійної напруженої уваги, що в підсумку дає стабільніші результати

(Количественные методы ..., 1987). Однак частина павуків, що затаїлися в листовому опаді, неминуче втрачається. Для просівання зручно використати стовпчик стандартних ґрунтових сит (Тихомирова, 1975). При цьому досить 3–4 сит (з діаметром отворів 5, 2, 0,5 мм), дна та кришки. Кришкою або совком підстилку нагортають у верхнє сито (подушки мохів, грудки та т. ін. потрібно розім'яти руками, а камені, палиці та інше велике сміття – викинути). Колонку з сит кілька разів активно струшують, після чого верхнє сито спорожняють і знову заповнюють субстратом. Ці маніпуляції повторюють кілька разів (необхідно спостерігати, щоб середні сита не переповнялися більше ніж на третину), після чого колонку послідовно розбирають, витягаючи павуків екстаустером або м'яким пінцетом, змоченим спиртом. Додатково можна швидко переглянути вміст верхнього сита на розстеленій поруч клейонці для піймання великих особин.

Багато дрібних павуків, якщо їх потривожити, притискають ноги до тіла та залишаються значний час нерухомими, тому практично непомітні в залишках підстилки. Змусити їх рухатися можна за допомогою яскравого джерела світла. Тому просівати підстилку краще на сонці або при світлі лампи (100–200 Вт) з рефлектором. Можна злегка подути на залишки підстилки з павуками – це також змушує їх рухатися. Просівання, за деякими даними, дає порівняно невеликі втрати матеріалу (до 3,8 % улову), а за робочий день можна обробити 1–2 м<sup>2</sup> підстилки залежно від її товщини (Штернбергс, 1989 а).

При розбиранні підстилкових проб іноді використовують різні фототермоігроклектори (хоч частіше їх застосовують для вивчення фауни власне ґрунту). Цей агрегат схожий на велику лійку, закріплену в штативі, унизу до лійки кріпиться баночка з фіксатором (придатним пристосуванням для кріплення є звичайна дитяча соска на пляшку). Пробу кладуть на грати у верхній частині лійки та вмикають над нею електричну лампочку або будь-який інший випромінювач тепла, під впливом якого безхребетні будуть рухатися з верхніх шарів у глибші та, нарешті, у банку з фіксатором (Шовен, 1970). Відзначимо, що при екстракції павуків таким засобом спостерігається значна їх загибель, тому що не всі павуки можуть вибратися з ушкодженої під час транспортування підстилки (до 18 % улову – Штернбергс, 1989 а). Варто врахувати також і те, що для екстракції павуків не придатний звичайний еклектор Берлезе–Тулъгрена, необхідні повністю закриті еклектори.

Щодо оптимального розміру біоценометра (або рамки) можна сказати, що прилади малого розміру (наприклад, 5×5 см) добувають найменше число тварин. Це пояснюється так званім «крайовим ефектом», тобто стисканням надґрунтового покриву та підстилки краями біоценометра, що призводить до загибелі деякої кількості павуків. Практично чим менший біоценометр, тим значніший крайовий ефект. Крайовий ефект також зростає зі збільшенням глибини та пухкості підстилки (гостро заточений край біоценометра зменшує крайовий ефект). За даними М. Т. Штернбергса (1989 а), оптимальний розмір проб становить 20×20 см.

Якщо проби не можуть бути розібрані протягом доби, їх необхідно помістити в холодильник (температура 1 °С). Це особливо важливо ранньої весни, коли при підвищенні температури в межах 10–15 °С протягом приблизно 2–3 діб може відбутися масове народження молодих павуків, що сильно спотворює кількісні показники сезонної динаміки видів (Штернбергс, 1989 а).

Велике значення має розподіл проб у біотопі. Оскільки павуки чутливі до витоптування, доцільно збирати проби уздовж трансекти, не наступаючи на досліджувану площадку. Рекомендується збирання матеріалу на площі 50×50 або 100×100 м, розділеній відповідно на квадрати 10×10 і 20×20 м. У такому випадку з кожного квадрата щомісяця береться по одній пробі, тобто із загальної площі 1 м<sup>2</sup> (Штернбергс, 1989 а). У рослинних угрупованнях з різним надґрунтовым покривом і підстилкою варто брати число проб кожного субстрату підстилки, пропорційно площам, покритим нею у природі (актуально для всіх «кількісних» методів збирання).

До речі, підстилка не являє собою однорідного утворення – вона складається із шарів, які характеризуються своєю власною фауною павуків. У глибоких шарах живуть дрібніші тенетники, на поверхні – великі види, що активно переслідують здобич (Wagner et al., 2003).

Порівняння результатів, отриманих ґрунтовими пастками та біоценометром (мова йде про збирання герпетобіонтних павуків) показало, що в багатьох випадках перший метод дозволяє зібрати істотно більшу кількість видів, а біоценометричні проби дуже незначно поповнюють загальний видовий список (Uetz, Unzicker, 1976). Крім того, як ми вже відзначали, ґрунтові пастки недораховують малорухливих підстилкових форм, а біоценометр – великих, що активно пересуваються. Таким чином, ці методи взаємно доповнюють один одного.

Очевидно, що залежно від методу обліку склад домінантів у зборах, зроблених у тих самих біотопах, виявляється різний, як це було показано на прикладі турунів (По-тапова, 1974). Так, за результатами обробки біоценометричних проб, узятих у заплавному лісі заповідника «Придонцівська заплава» (Penev et al., 1994) і за кількістю видів і за чисельністю домінує родина Linyphiidae (табл. 7).

Таблиця 7

**Відносна чисельність і видове багатство родин герпетобіонтних павуків заплавного лісу заповідника «Придонцівська заплава»**

Родина	ґрунтові пастки		Підстилкові проби (за Penev et al., 1994)	
	Видове багатство (%)	Частка від чисельності (%)	Видове багатство (%)	Частка від чисельності (%)
Linyphiidae	21,5	12,8	62,5	63,5
Lycosidae	13,0	65,6	–	–
Theridiidae	–	–	12,5	12,2
Hahniidae	8,6	0,8	6,3	18,9
Dictynidae	–	–	6,3	1,4
Thomisidae	13,0	15,6	12,5	4,1
Agelenidae	4,3	0,4	–	–
Gnaphosidae	13,0	2,4	–	–
Titanoecidae	4,3	0,4	–	–
Tetragnathidae	4,3	1,6	–	–
Liocranidae	4,3	0,4	–	–
Zoridae	4,3	0,4	–	–
Philodromidae	4,3	0,4	–	–
Araneidae	4,3	0,4	–	–
<b>Усього</b>	<b>23 видів</b>	<b>253 екз.</b>	<b>16 видів</b>	<b>74 екз.</b>

Збирання ґрунтовими пастками (власні дані) показує зовсім іншу картину – домінування наземних мисливців Lycosidae. Крім того, ґрунтові пастки дозволили нам зібрати більшу кількість видів (і родин).

## 2.5. Метод ручного збирання

Ручне збирання павуків проводиться під камінням, під корою, у морських і річкових наносах, у скручених і обплетених павутиною листках, на стовпах, стінах будинків, парканах, у тріщинах кори, дуплах, підстилці побіля дерев, моху. Перелік місць, у яких ловляться найцікавіші екземпляри павуків, можна продовжувати, якщо не нескін-

ченно, то дуже довго. Можна просівати мурашники, розбирати старі пташині гнізда, витягати підстилку з нір ссавців. Можна забратися у підвал і обстежувати кутки. Можна витягти пучок річкових рослин і знайти павука-сріблянку. Пазухи листків на берегах усіляких водойм, сухий гній, кірки ґрунту на солончаках, шматки шиферу – варто заглянути у такі місця (точніше, під них). Виконуючи ручне збирання, зручно користуватися ексаустером (Фасулати, 1971, докладний опис іншого інвентарю – там же), змоченим спиртом пензликом, пінцетом із гострими кінцями.

При обстеженні *крон дерев* їх просто оглядають (розгортаючи обплетені павутиною листки), обтрушують або обкатують сачком. Під дерево підкладають шматок клейонки, натягнутої на рамку, струшують його рукою або цілком (слід ударити кілька разів по стовбуру та по великих гілках).

При збиранні з невеликих дерев і чагарників можна використати полотно (3×3 або 4×4 м<sup>2</sup>) з розрізом до центру (Фасулати, 1971). Обережно завести таке полотно під дерево або кущ, оточивши стовбур (розріз дозволить це зробити), сильно струснути та зібрати тварин, що впали. Обтрушувати треба ранком до жари або в похмуру погоду, коли павуки не такі активні.

## 2.6. Стовбурні та підстилкові пастки

Цікаві збори можна зробити за допомогою *стовбурних пасток*, або ловчих поясів, які одягають на стовбури дерев. Використовують ловчі пояси із соломи або рогажі (Фасулати, 1971), зручні пояси з гофрованого картону (дві скріплені разом смуги шириною 20–25 см, довжина визначається товщиною стовбура) (Jones – Walters, 1993). Після декількох тижнів експозиції ловчі пояси знімають, поміщають у поліетиленовий мішок (можна заморити тварин хлороформом) і розбирають у лабораторії. Гарні результати дають ловчі пояси з «тисненого» поліетилену (між двома смугами можна помістити великі стружки, палички тощо), покриті зверху смугою темного непрозорого поліетилену. Переваги: зручність у розбиранні матеріалу, стійкість до погодних умов. Такі ловчі пояси можна розмістити на деревах восени, щоб зібрати павуків, які сховалися там на зимівлю.

*Підстилкові пастки*. Будь-який низький ящик з лісовою підстилкою, соломою, стружкою може бути використаний як підстилкова пастка (Jones – Walters, 1993). Пастку варто розміщати в біотопах із бідним рослинним покривом. Через кілька тижнів вибирають павуків, що оселилися у пастці. Якщо помістити таку пастку на дерево, можна зібрати цікаві види, що живуть у кронах і рідко попадаються в колекціях.

Для збирання павуків-аеронавтів, що розселяються на павутинках, використовують різноманітні засмоктувальні, «віконні» і клейкі пастки. Останні являють собою дерев'яні тичини довжиною 30 см, змазані клейкою речовиною, установлені вертикально в низькому травостої відкритих біотопів (Thorbeck et al., 2002).

Павуків і косариків збирали навіть на світлові пастки (Komposch, 2000). Причому, на думку автора методики, це дозволяло піймати види, що рідко траплялися в колекціях, зібраних іншими методами (*Opilio dinaricus*, *Enoplognatha caricis*, *Scotophaeus scutulatus*, *Philodromus corticinus*, *Cheiracanthium punctorium*, *Clubiona germanica*, *C. pallidula* і *C. reclusa*).

## 2.7. Планування досліджень

Пошуки ідеального методу збирання тривають багато років, але поки, очевидно, безуспішно. Уживалися численні спроби порівняння різних методик. Наприклад, E. Duffey (1974) порівнював уловистість хортобіонтних павуків різними типами усмок-

тувальних пасток. С. W. Uetz і J. M. Biere (1980), вивчаючи чисельність потенційних жертв павуків, випробували різні сачки для косіння, «віконні» та клейкі пастки, штучні ловчі сітки. Було показано, що найближчу до реального співвідношення картину складу жертв у сітках павуків дають штучні ловчі тенета.

Наведемо деякі міркування з приводу планування досліджень. Вони аж ніяк не є «know how» і покликані тільки намітити основні етапи. Насамперед, треба визначитися, де хочемо (і можемо) працювати. Знайти статті, у яких наведені дані про фауну досліджуваної території. Оцінити, наскільки вона досліджена, у які сезони збирали матеріал попередники, як давно це було, якими методами вони користувалися. Розшукати та вивчити роботи про фізико-географічні та рослинні умови досліджуваної території.

Далі створюємо таблицю: у вертикальних стовпцях – сезони року, у горизонтальних – основні біотопи (метод викладений у роботі Г. Т. Кузнецова, 1986). Плюсом відзначаємо проведені (спершу попередниками, пізніше – власноручні) збирання матеріалу. Мінусом – їх відсутність (і, отже, необхідність попрацювати саме у цей сезон у конкретному біотопі). Така таблиця дозволить наочно оцінити ступінь вивченості певної групи тварин на конкретній території.

Наступний етап – виїзд в обраний пункт: заповідник, заказник, парк, терикон, поле озимої пшениці і т. д. Як правило, першими спеціалістами, що вивчають певне урочище, виступають ботаніки (Гнелица, 2000 а). Тому їхні матеріали дозволяють іншим спеціалістам планувати подальші дослідження. Насамперед необхідно оцінити ступінь неоднорідності території та виділити ключові ділянки, на яких слід проводити обліки. Бажано (якщо згодом передбачається порівняльний аналіз видового складу та структури населення), щоб тривалість роботи у кожному біотопі відповідала площі, яку він займає (Песенко, 1982). Сформулюємо цю тезу інакше. Щоб зроблені висновки відбивали реальний стан речей, потрібно, щоб «зусилля, спрямовані на збирання вихідного матеріалу, були рівномірно розподілені по досліджуваній території» (Козлов, 2001, 2003). Якщо ми беремо на себе сміливість заявити, наприклад, що даний вид пов'язаний з певним біотопом або географічним пунктом, або якийсь район багатший видами, ніж сусідні. У цих випадках ми повинні бути впевнені, що пропорційно обстежено усі біотопи (а не тільки ті, де, як нам здавалося, вид живе найімовірніше), і що всі райони були рівномірно охоплені дослідженнями. Інакше значна частина виявлених закономірностей, скоріше за все, буде відбивати неоднорідний географічний (або біотопічний) розподіл зусиль, у результаті яких отримано матеріал (Козлов, 2001, 2003).

Наступним етапом є встановлення пастко-ліній, проведення «укусів» травостою сачком, узяття серії біоценометричних проб. Збори можна поповнити ручним збиранням. Слід ретельно все етикетувати. Необхідну інформацію треба заносити у польовий щоденник: погода, рослинні умови, зустрінуті ловчі сітки, лігвища та місця їх розміщення, особливості поведінки знайдених видів. Досить корисно робити невеликі замальовки – форми сіток, норок, їх особливі ознаки тощо.

Відзначимо, що на прикладі турунів було показано, що масовані збирання різними методами протягом одного вегетаційного сезону виявляють локальну фауну з такою ж повнотою, як і багаторічні нерегулярні дослідження (Макаров, Маталін, 2009).

Окрему тему становить вивчення трофіки павуків, зокрема, складу їх жертв. Якщо дослідження спектра харчування бродячих видів досить складне в силу специфіки їх мисливської стратегії, то вивчення цих питань на прикладі тенетних видів цілком доступне. Можна збирати ловчі сітки із залишками з'їдених комах (викладати на ватяні матрасики, якими користуються ентомологи). Необхідно докладно етикетувати: якщо точно відомий хазяїн сітки, крім звичайних даних (дата, пункт, біотоп, прізвище збирача), вказувати вид павука. Добре, якщо це можливо, з'ясувати й розміри тіла павука-власника сітки.

Якщо павук вам не відомий, помістіть його в склянку із номером, цим же номером позначте на матрасику зібрану ловчу сітку. Може здатися, що тут наведені зайві подробиці з розряду «саме собою зрозуміло». Але занадто часто стикаєшся із прикрими випадками, коли через недбало етикетований гарний матеріал повністю знецінюється або втрачається можливість використати його ефективно та повністю. Ще важлива особливість: етикетку потрібно поміщати усередину склянки зі спиртом (писати, звичайно, олівцем), і ні в якому разі не зовні – вона загубиться, її розміє спирт, що підтікає, перед наступним використанням склянки її потрібно буде відривати.

Ще зауваження щодо етикеток: краще використовувати стійкий до розмокання папір – кальку (зовсім добре – лавсанову кальку), і писати м'яким олівцем – згодом тонкий напис вицвітає, і дані будуть втрачені. І ще: павуків (а також косариків та псевдоскорпіонів) збирають тільки в спирт (концентрація – не нижче 70°).

Зберігання «спиртової» колекції завдає чи не стільки ж турбот, як і її збирання. Кришки на склянках не щільно прилягають, згодом розтріскуються або усіякими іншими способами дають спирту можливість випаруватися, а матеріалу – загинути (але після випаровування спирту матеріал можна «розмочити» молочною кислотою). Павуків (а також косариків та псевдоскорпіонів) звичайно зберігають у невеликих пробірках або капілярах, поміщених у широкогорлі ємності із притертими кришками, залитими до того ж спиртом.

При зберіганні виникає, як мінімум, дві проблеми: пошук потрібної пробірки серед десятків подібних, розміщених у великій ємності, і неможливість вмістити велику пробу у маленьку пробірку. Перша проблема вирішується створенням «довідкової» колекції: кілька екземплярів самок і самців кожного відомого, або, навпаки, незнайомого виду поміщають в окремий капіляр із видовою етикеткою, капіляри розкладають у банки за родинами (родами), банки, знову ж, заливають спиртом. Другу проблему вирішити дещо складніше: можна розділяти одну велику пробу на декілька дочірніх, варіювати величину пробірок тощо.

У даному дослідженні матеріал був зібраний винятково методом ґрунтових пасток. Застосовувалася така схема установалення ґрунтових пасток: у кожному біогеоценозі розмістили по три пастки на вершинах рівностороннього трикутника з довжиною ребра 3 м (Desender, 1999; Pontegnie, 2005). Як пастки Барбера застосовували скляні ємності об'ємом 0,5 л з діаметром отвору 7,5 см, заповнені на 1/5 1 % розчином формальдегіду. Виймали тварин із пасток через 7–30 діб. Загальна експозиція пасток – 7 638 пастко-діб. Усього було зібрано й оброблено 3 803 екз. павуків.

Автори щиро дякують Ніні Юрїївні Полчаніновій за надані нею відомості про павуків, зібраних у Дніпропетровській області (матеріал О. М. Сумарокова). Також ми висловлюємо вдячність О. В. Мартинову за надані ним фото (див. обкладинку).

# 3 АРАНЕОФАУНА ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

На сучасний момент в аранеофауні Дніпропетровської області відомо 322 види павуків, які належать до 145 родів та 28 родин (табл. 8, 9). Не викликає сумніву недостатній рівень вивченості фауни павуків даного регіону навіть порівняно із двома сусідніми областями – Донецькою та Харківською. Навіть якщо врахувати відсутність у Дніпропетровській області приморських ландшафтів, які збагачують аранеофауну Донецької області, і розташування Харківської області на стику Степу та Лісостепу, що зумовлює, у свою чергу, також збагачення фауни, можна очікувати, що видовий список павуків досліджуваного регіону в майбутньому збагатиться, принаймні, на сотню видів.

На теперішній час Дніпропетровська область належить до регіонів України із середнім рівнем вивченості аранеофауни (деякі області Лівобережжя і, особливо, Правобережної частини нараховують у своїх списках у рази меншу кількість видів). Можна припустити (з огляду на літературні відомості та власні дані), що фауна павуків будь-якої окремої області України буде нараховувати близько 500 видів.

Недостатня вивченість аранеофауни Дніпропетровської області проявляється також у відсутності ряду родин, представники яких характеризуються досить значним поширенням, трапляються у сусідніх регіонах і мають високі шанси бути виявленими найближчим часом. Це стосується представників родин Scytodidae (*Scytodes thoracica* (Latreille, 1802) – досить звичайний синантропний вид), Cybaeidae (*Argyroneta aquatica* (Clerck, 1758) – гідробіонтний вид, звичайний у прісних і солонуватих водоймах і водотоках), Zodariidae (можна очікувати виявлення декількох представників роду *Zodarion*, які часто трапляються в петрофітних степах і на оголеннях порід – такі ценози в рамках даного дослідження не розглядалися).

Диспропорції у представленості окремих родин в аранеофауні Дніпропетровської області пояснюються як недостатньою вивченістю регіону, так і специфікою природних умов. Найбільший «недооблік» стосується представників Linyphiidae. Багато видів цієї родини характеризуються дуже малими розмірами та ведуть потайливий спосіб життя в лісовій підстилці. Тому встановлення видового переліку цієї таксономічної групи потребує спеціалізованих методів обліку, а поширені методичні прийоми можуть наблизити до одержання повної інформації тільки при тривалих багаторічних дослідженнях.

Навпаки, частка великих, добре помітних на тенетах представників павуків-колопрядів Araneidae і Tetragnathidae, а також павуків-вовків Lycosidae, активних мисливців герпетобію, що добре вловлюються пастками Барбера, виглядає дещо завищеною.

Територія Дніпропетровської області досліджена неоднорідно. Традиційно добре обстежена долина р. Самара, де розташований біогеоценотичний стаціонар Дніпропетровського університету ім. О. Л. Бельгарда та виконуються багаторічні дослідження представниками різних екологічних та фауністичних напрямів. Порівняно непогано досліджена фауна павуків Дніпровсько-Орільського заповідника, а також байрачні сис-

теми в долині р. Дніпро. Вивчення екосистем на сході та заході області значно розширять уявлення про населення павуків регіону (табл. 8).

Таблиця 8

**Кількість видів павуків, зареєстрованих у різних регіонах України**

Регіон, республіка, область	Кількість видів
<b>Крим</b>	600 (60,1 % аранеофауни України) (Kovblyuk, 2004)
<b>Карпати</b>	520 видів (52,2 %)
Вінницька	52 (5,3 %)
Волинська	203 (20,5 %)
Дніпропетровська	322 (32,0 %)
Донецька	486 (49,1 %)
Житомирська	67 (6,8 %)
Закарпатська	431 (43,5 %)
Запорізька	72 (7,2 %)
Івано-Франківська	251 (25,4 %)
Київська	202 (20,4 %)
Кіровоградська	31 (3,1 %)
<b>Лівобережжя</b>	716 видів (71,8 %) (Polchaninova, Procopenco, 2005 a, b)
Луганська	366 (38,9 %)
Львівська	261 (26,4 %)
Миколаївська	110 (11,1 %)
Одеська	86 (8,7 %)
Полтавська	109 (11,0 %)
Рівненська	–
Сумська	340 (34,3 %)
Тернопільська	64 (6,5 %)
Харківська	459 (39,8 %)
Херсонська	441 (43,0 %)
Хмельницька	178 (18,0 %)
Черкаська	195 (19,7 %)
Чернівецька	47 (4,7 %)
Чернігівська	375 (37,9 %)
<b>Україна, усього</b>	997 видів (100 %)

У таблиці 9 поряд з даними про видове багатство родин павуків підзони різнотравно-типчаково-ковилового степу та сучасних відомостей про аранеофауну Дніпропетровської області, яка майже повністю розташована в межах цієї підзони, наведено  $p$ -рівень значущості відмінностей часток кількості видів відповідної родини від загальної кількості видів. Чим вищий цей рівень (максимальний дорівнює одиниці, мінімальний – нулю,  $p$ -рівень має природу вірогідності), тим менш значущі відмінності часток. І навпаки, чим меншого значення набуває  $p$ -рівень, тим більша вірогідність виявлення у фауні області представників відповідної родини з фауни підзони. Найбільш вірогідним є знахідки нових видів на території Дніпропетровської області, які належать родинам Linyphiidae, Zodariidae, Araneidae, Scytodidae, Segestriidae та Cybaeidae. Найбільш суттєвий приріст загальної кількості видів можна прогнозувати серед павуків родин Linyphiidae та Araneidae, оскільки вони представлені значною кількістю видів. Інші родини з наведеного переліку найбільш вірогідних постачальників нових видів представлені 1–2 видами, тому не можуть розглядатися як суттєве джерело поповнення видового переліку області.

Екологічні особливості групи родин, відомості про які на сучасний період не повні, свідчать про те, що зусилля у вивченні мешканців травостою, чагарників та деревостану можуть значно розширити наші знання про фауну павуків регіону.



Таблиця 9

**Співвідношення видового багатства (число видів, частка родини в загальному видовому списку, %) родин павуків підзони різнотравно-типчаково-ковилового степу в цілому по Україні та в Дніпропетровській області**

Родина	Підзона різнотравно-типчаково-ковилового степу		Дніпропетровська область		p-рівень значущості відмінностей часток
	Число видів	Частка (%)	Число видів	Частка (%)	
ATYPIDAE	2	0,4 %	1	0,3 %	0,814
SCYTODIDAE	1	0,2 %	–	–	0,424
PHOLCIDAE	3	0,6 %	3	0,9 %	0,614
SEGESTRIIDAE	1	0,2 %	–	–	0,424
DYSDERIDAE	5	0,9 %	2	0,6 %	0,631
MIMETIDAE	3	0,6 %	3	0,9 %	0,614
ERESIDAE	1	0,2 %	1	0,3 %	0,771
ULOBORIDAE	1	0,2 %	1	0,3 %	0,771
THERIDIIDAE	46	8,6 %	28	9,1 %	0,803
LINYPHIIDAE	130	24,3 %	65	20,3 %	0,176
TETRAGNATHIDAE	13	2,4 %	10	3,1 %	0,539
ARANEIDAE	34	6,4 %	26	8,1 %	0,347
LYCOSIDAE	42	7,9 %	29	9,1 %	0,917
PISAUROIDAE	3	0,6 %	2	0,6 %	1,000
OXYOPIDAE	2	0,4 %	2	0,6 %	0,681
ZORIDAE	5	0,9 %	4	1,3 %	0,579
AGELENIDAE	6	1,1 %	4	1,3 %	0,793
CYBAEIDAE	1	0,2 %	–	–	0,424
HAHNIIDAE	2	0,4 %	2	0,6 %	0,687
DICTYNIDAE	15	2,8 %	10	3,1 %	0,801
TITANOECIDAE	3	0,6 %	1	0,3 %	0,543
MITURGIDAE	7	1,3 %	4	1,3 %	1,000
ANYPHAENIDAE	1	0,2 %	1	0,3 %	0,771
LIOCRANIDAE	5	0,9 %	4	0,9 %	1,000
CLUBIONIDAE	14	2,6 %	9	2,8 %	0,861
CORINNIDAE	3	0,6 %	2	0,6 %	1,000
ZODARIIDAE	2	0,4 %	–	–	0,258
GNAPHOSIDAE	65	12,1 %	34	10,6 %	0,507
SPARASSIDAE	1	0,2 %	1	0,3 %	0,771
PHILODROMIDAE	23	4,3 %	14	4,4 %	0,945
THOMISIDAE	34	6,4 %	24	7,2 %	0,651
SALTICIDAE	61	11,4 %	35	10,6 %	0,719
<b>Усього</b>	<b>535</b>	<b>100,0 %</b>	<b>322</b>	<b>100,0 %</b>	

**Примітка:** кількість видів в окремих родинях підзони різнотравно-типчаково-ковилового степу підрахована на основі літературних джерел, неопублікованих даних, люб'язно наданих Н. Ю. Полчаніновою, а також власних даних.

Ядро аранеофауни Дніпропетровщини становлять родини Linyphiidae (понад 20 % видів), Gnaphosidae і Salticidae (кожна більше 10 %). Трохи їм поступаються за видовим багатством Theridiidae, Araneidae і Thomisidae. Частка інших родин незначна. Більше половини родин (57,1 %) представлено єдиним родом і 21,4 % – єдиним видом (табл. 10).

Таблиця 10

**Таксономічне багатство аранеофауни Дніпропетровської області**

Родина	Рід	%	Вид	%
ATYPIDAE	1	0,7	1	0,3
PHOLCIDAE	1	0,7	3	0,9
DYSDERIDAE	1	0,7	2	0,6
MIMETIDAE	1	0,7	3	0,9
ERESIDAE	1	0,7	1	0,3
ULOBORIDAE	1	0,7	1	0,3
THERIDIIDAE	13	9,0	28	9,1
LINYPHIIDAE	41	28,3	65	20,3
TETRAGNATHIDAE	3	2,1	10	3,1
ARANEIDAE	14	9,7	26	8,1
LYCOSIDAE	8	5,5	29	9,1
PISAUROIDAE	2	1,4	2	0,6
OXYOPIDAE	1	0,7	2	0,6
ZORIDAE	1	0,7	4	1,3
AGELENIDAE	3	2,1	4	1,3
HAHNIIDAE	1	0,7	2	0,6
DICTYNIDAE	5	3,5	10	3,1
TITANOECIDAE	1	0,7	1	0,3
MITURGIDAE	1	0,7	4	1,3
ANYPHAENIDAE	1	0,7	1	0,3
LIOCRANIDAE	1	0,7	3	0,9
CLUBIONIDAE	1	0,7	9	2,8
CORINNIDAE	1	0,7	2	0,6
GNAPHOSIDAE	9	6,2	34	10,6
SPARASSIDAE	1	0,7	1	0,3
PHILODROMIDAE	3	2,1	14	4,4
THOMISIDAE	9	6,2	24	7,2
SALTICIDAE	19	13,1	34	10,6
<b>Усього</b>	<b>145</b>	<b>100,0 %</b>	<b>320</b>	<b>100,0 %</b>

Відзначимо, що у фауні Лівобережжя з наведених у таблиці родин тільки Eresidae, Anyphaenidae і Sparassidae є «монотиповими», тобто частка таких таксонів знижується до 9,4 %. Це також свідчить про недостатню вивченість аранеофауни Дніпропетровської області.

# 4 АНОТОВАНИЙ ПЕРЕЛІК ПАВУКІВ (ARANEI) ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

У поданому нижче анотованому переліку для кожного виду наведено відомості про пункти знахідок у Дніпропетровській області (за літературними і власними даними) і загальне поширення.

## 4.1. Родина ATYPIDAE

Родина належить до підряду Orthognatha (Mygalomorpha). Особливістю представників родини є масивні, спрямовані вперед хеліцери.

Сітка *Atypus muralis* нагадує панчохи. Формується з павутинної трубки, частина якої занурена у ґрунт. Надземна частина замаскована часточками ґрунту та рослинним сміттям. Більшу частину життя павук проводить у цій трубці. Активно переміщається тільки молодь і самці в пошуках самок. Парування відбувається восени. Коли самець знаходить трубку самки, він постукує по ній кінцівками. Якщо самка готова до парування, вона дозволяє самцеві проникнути усередину павутинного лігвища, де відбувається копуляція. Самець і самка якийсь час спільно живуть у трубці. Потім самка з'їдає самця; уважається, що це стимулює розвиток яєць. Самка виготовляє яйцевий кокон, який підвішує в трубці. Молодь лупиться наступного літа, але не розселяється до весни наступного року. Минає чотири роки до досягнення ними статевої зрілості. Відомо, що самка живе ще кілька років після розмноження (Roberts, 1995).

### 4.1.1. *Atypus muralis* Bertkau, 1890

Дніпропетровська обл.: м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Від Центральної Європи до Туркменістану (Platnick, 2009).

## 4.2. Родина PHOLCIDAE

Особливістю представників родини є довгі та тонкі ноги, як у багатьох косариків (Opiliones). Це в основному синантропні види, які плетуть безладні тенета в кутках будівель, де висять дорсальним боком униз. Тенета складаються з густого дахоподібного сплетення з його прикріпними розтягувальними нитками зверху й знизу. Крім люд-

ських будівель трапляються в дуплах та печерах (Іванов, 1965). Якщо павука потурбувати, він починає інтенсивно трясти павутину. Із трьох європейських родів даної родини в регіоні відомий лише один – *Pholcus Walckenaer*, 1805. Уважається, що отрута цих павуків є однією із найнебезпечніших, але хеліцери настільки слабкі, що не можуть прокусити шкіру людини. Тактика лову здобичі в цих павуків досить специфічна: тенета використовуються тільки як місце перебування павука в інтервалах між ловінням жертви. Коли тенета забруднюються пилом, павук їх залишає та плете нові. Павуки споживають різних комах – двокрилих, дрібних жуків тощо, а також інших павуків (включаючи особини свого виду). Під час полювання фолькус накидає на жертву щільну, пружну павутину, щоб її зробити нерухомою, а потім уводить отруту. Коли відчувається нестача здобичі, павуки виконують мисливські експедиції, пересуваючись стінами і стелями кімнат. Самки живуть до трьох років, самці гинуть після парування. Мешкають усередині приміщень протягом усього року, причому не мають фіксованого періоду розмноження – самок з яйцями можна знайти в середині зими. Відкладається всього близько 20–30 яєць. Самки носять яйця в хеліцерах до вилуплення молоді. Молодь залишається із самкою навіть після декількох перших линянь, потім розселяється й полює самостійно.

#### ***4.2.1. Pholcus opilionoides* (Schrank, 1781)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Nordmann, 1863; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.2.2. Pholcus phalangioides* (Fuesslin, 1775)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 a; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Космополіт (Platnick, 2009).

#### ***4.2.3. Pholcus ponticus* Thorell, 1875**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 a, b; Wunderlich, 1980; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б).

**Поширення.** Від Болгарії до Казахстану (Platnick, 2009).

### **4.3. Родина DYSDERIDAE**

Напівбродячі нічні мисливці, що трапляються під камінням, корою, або плетуть на стінах і деревах павутинові трубки, у яких перечікують денні години (Іванов, 1965).

### ***4.3.1. Harpactea azowensis* Charitonov, 1956**

**Дніпропетровська обл.:** околиці м. Дніпропетровськ, урочище Яців Яр (48°27'N 35°01' E) (Кунах та ін., 2008 – *H. azowensis* – sic!).

**Поширення.** Україна (Platnick, 2009). Ендемік України. Імовірно, західна межа ареалу обмежена нижньою течією Дніпра (Ковблюк, Прокопенко, Надольний, 2008).

### ***4.3.2. Harpactea rubicunda* (C. L. Koch, 1838)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (власні дані); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E) (власні дані); м. Кривий Ріг (48°06'N 33°34' E) (Ковблюк, Прокопенко, Надольний, 2008).

**Поширення.** Від Європи до Грузії (Platnick, 2009).

## **4.4. Родина MIMETIDAE**

Ловчих сіток (за винятком тимчасових сіточок з окремих ниток) не будують (Jones – Walters, 1993). Харчуються винятково іншими павуками (в основному із родин Linyphiidae, Theridiidae), яких хапають передніми ногами, усадженими довгими, злегка вигнутими шипами, між якими сидять дрібніші шипики, загнуті на кінцях (Иванов, 1965). Відомо, що, щоб здобути жертву (павука-тенетника), ці павуки постукують і смикають тенета, імітуючи комаху, яка потрапила в сітку.

### ***4.4.1. Ero aphana* (Walckenaer, 1802)**

**Дніпропетровська обл.:** м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (о-в Святої Єлени, Квінсланд, інтродукований) (Platnick, 2009).

### ***4.4.2. Ero furcata* (Villers, 1789)**

**Дніпропетровська обл.:** м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

### ***4.4.3. Ero tuberculata* (De Geer, 1778)**

**Дніпропетровська обл.:** м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 a; дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

## 4.5. Родина ERESIDAE

Колоніальний вид. Самки риють у ґрунті нірки (глибина до 17 см, діаметр близько 1 см) і вистилають павутиною, самці трапляються під камінням. Над входом улаштовують козинок, від кінця якого до куртин трави натягають крибелятну сітку (Дунин, 1988; Никитченко, Репенко, 2001). Полюють на комах, які натикаються на зовнішню частину павутинної підстилки нори. Самки залишають свою нору тільки за умов погіршення навколишнього середовища та коли виникає потреба у переселенні. Самці залишають нори для парування, приблизно на два тижні раннім літом. Самки живуть кілька років у дорослому стані перед тим як беруть участь у розмноженні. Вид вимагає дуже теплих і сухих умов, тому у вологі роки може не розмножуватися. Термін життя може сягати восьми років. Кокон лінзоподібний (8–10 см у діаметрі, близько 80 яєць). Молодь залишається в норі разом із самкою, тілом якої харчується після її загибелі (Heimer, Nentwig, 1991). Укус самки викликає гострий біль, який швидко переходить у відчуття оніміння. Біль при натисненні в області укусу та гематома залишаються протягом 2–4 днів (Іванов, 1965).

### 4.5.1. *Eresus kollari* Rossi, 1846

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Фрейберг, 1897 – *E. cinnaberinus*; Харитонов, 1932 – *E. niger*); околиці м. Дніпропетровськ, урочище Яців Яр (Кунах та ін., 2008 – *E. n.*).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

## 4.6. Родина ULOBORIDAE

Тенетні види. Плетуть горизонтальні колесоподібні ловчі сітки, на яких розташовані стабіліменти. Цікаво, що представники родини не мають отруйних залоз.

### 4.6.1. *Uloborus walckenaerius* Latreille, 1806

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б); м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

## 4.7. Родина THERIDIIDAE

Представники родини плетуть неправильні сітки з широкими вічками в деревному ярусі, чагарниках або в травостой. Роблять лігвище найчастіше у вигляді ковпачка напівкулястої форми, зверненого отвором униз і замаскованого зверху залишками комах і частками рослин (Іванов, 1965).

Ряд видів роду *Steatoda* живуть у будівлях.

#### ***4.7.1. Achaearanae lunata* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Фрейберг, 1897 – *Theridium formosum*; Харитонов, 1932 – *Th-um lunatum*); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.7.2. Achaearanae simulans* (Thorell, 1875)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.7.3. Achaearanae tabulata* Levi, 1980**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Gromov, 1997).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.7.4. Crustulina guttata* (Wider, 1834)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.7.5. Dipoenia torva* (Thorell, 1875)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.7.6. Enoplognatha latimana* Hippa et Oksala, 1982**

Дніпропетровська обл.: м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.7.7. Enoplognatha mordax* (Thorell, 1875)**

Дніпропетровська обл.: м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 а – *E. crucifera*; 1875b – *E. s.*; Харитонов, 1932 – *E. s.*).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.7.8. Enoplognatha ovata* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *Phyllonethis lineatum*; Харитонов, 1932 – *Theridium ovatum* var. *redimitum*, *Th-um o.* var. *l.*); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.7.9. Enoplognatha thoracica* (Hahn, 1833)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E), м. Павлоград (48°32'N 35°53' E) (власні дані); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.7.10. Episinus truncatus* Latreille, 1809**

Дніпропетровська обл.: м. Нікополь (47°34'N 34°22' E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.7.11. Euryopsis flavomaculata* (C. L. Koch, 1836)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.7.12. Keijia tincta* (Walckenaer, 1802)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.7.13. Neottiura bimaculata* (Linnaeus, 1767)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E); м. Дніпропетровськ (48°31'N 35°00' E); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.7.14. Parasteatoda tepidariorum* (C. L. Koch, 1841)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Nordmann, 1863 – *Theridium t.*; Харитонов, 1932 – *Th-um t.*).

**Поширення.** Космополіт (Platnick, 2009).

#### ***4.7.15. Robertus lividus* (Blackvall, 1836)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (власні дані); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); околиці м. Дніпропетровськ, урочище Яців Яр (Кунах та ін., 2008).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.7.16. Rugathodes instabilis* (O. Pickard-Cambridge, 1871)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Європа, Росія, Україна (Platnick, 2009).



**4.7.17. *Simitidion simile* (C.L. Koch, 1836)**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б – *Theridion s.*).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

**4.7.18. *Steatoda albomaculata* (De Geer, 1778)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (власні дані); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

Поширення. Космополіт (Platnick, 2009).

**4.7.19. *Steatoda bipunctata* (Linnaeus, 1758)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанинової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

**4.7.20. *Steatoda castanea* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Фрейберг, 1897 – *Teutana s.*; Харитонов, 1932 – *T. s.*); м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932 – *T. s.*);

Поширення. Палеарктика (Канада, інтродукований) (Platnick, 2009).

**4.7.21. *Steatoda grossa* (C. L. Koch, 1838)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

Поширення. Космополіт (Platnick, 2009).

**4.7.22. *Steatoda meridionalis* (Kulczynski, 1894)**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

Поширення. Від Східної Європи до Грузії (Platnick, 2009).

**4.7.23. *Steatoda phalerata* (Panzer, 1801)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E), м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.7.24. *Theridion impressum* L. Koch, 1881**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

#### 4.7.25. *Theridion innocuum* Thorell, 1875

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Фрейберг, 1897 – *Theridion i.*); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б).

Поширення. Росія, Україна (Platnick, 2009).

#### 4.7.26. *Theridion pictum* (Walckenaer, 1802)

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

#### 4.7.27. *Theridion sisyphium* (Clerck, 1757)

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *Theridium s.*; Харитонов, 1932 – *Th-um s.*).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### 4.7.28. *Theridion varians* Hahn, 1833

Україна. Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *Theridium v.*; Харитонов, 1932 – *Th-um v.*); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

## 4.8. Родина Linyphiidae

Тенетники, що плетуть горизонтальну сітку у вигляді балдахіна або намету (Іванов, 1965). Такі тенета розраховані на комах, що падають зверху, наприклад, унаслідок зіткнення з вертикальною павутинною ниткою (Ашикбаев, 1973). Горизонтальна сітка ефективна, коли динамічна щільність потенційних жертв над ними значна. Це досягається за умов високої рослинності, тим більше, що значна частина видів, які плетуть такі тенета, розкидають їх невисоко над поверхнею ґрунту. Види родів *Porrhomma*, *Gnathonarium*, *Hypomma*, *Oedothis*, *Erigone*, *Gongylidium* споруджують маленьку сіточку, розраховану на мікрофауну, усього в 2–3 см від поверхні ґрунту. *Bolyphantes*, *Helophora*, *Neriene*, *Lepthyphantes* (s. lato) розкидають сітку дещо крупнішу, до 10–15 см над поверхнею ґрунту. Тенета досить великого павука *Linyphia triangularis* відрізняються більшими розмірами. Вони можуть розташовуватися на різній висоті, у тому числі на нижніх гілках дерев (Веселова, Михайлов, 1986).

Сітки павуків родини складаються з горизонтального, часто склепінного пологу з чарунок. Над ним угору простягається велике сплетення зупиняльних ниток. Павук висить під пологом горизонтально, вентральним боком догори. Літаючі комахи, натикаючись на зупиняльні нитки, падають на полог, або обтрушуються туди павуком. Уплетені клейкі ловчі нитки втримують жертву доти, поки її не схопить павук. Сітки *L. triangularis* мають

велику кількість крапель клею, на відміну від сітки деяких інших лінійфій, наприклад, *Drapetisca socialis* (Schutt, 1995).

Вихідна просторова сітка в лінійфій неодноразово зазнавала редукції в процесі еволюції. Багато видів цієї родини, які живуть у підстилці, будують двовимірну сітку, яка включає тільки полог. У деяких із цих видів полог дуже щільний і, можливо, служить не для лову здобичі, а для створення під ним сприятливого мікроклімату. Тільки у випадку деяких павуків-пігмеїв, які живуть у гніздах мурах, спостерігається повна відсутність сіток (Schutt, 1995). При копуляції самці деяких видів видають звуки високої частоти, або стридулюють, потираючи шипами, розташованими із внутрішнього боку пальп по спеціальних борозенках на хеліцерах. Під час парування самки деяких видів утримують самців, охоплюючи їх хеліцерами за вирости головогрудей, що часто мають вигадливу форму вез, парних округлих лопатей тощо. Самки багатьох видів можуть траплятися протягом цілого року, причому активність деяких павуків-пігмеїв триває й у зимові місяці під снігом у лісовій підстилці. Восени представників родини можна у великій кількості зустріти при їх розселенні на павутинках по повітрю (Jones – Walters, 1993).

#### ***4.8.1. Abacoproeces saltuum* (L. Koch, 1872)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E), м. Павлоград (48°32'N 35°53' E) (власні дані); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанинова, 2003 б); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E) (власні дані); Комісарівський ліс, 12 км від м. Вільногірськ (48°28'N 34°01' E) (Penev et al., 1994; Esjunin et al., 1993).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.8.2. Agyneta conigera* (O. Pickard-Cambridge, 1863)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

Поширення. Палеарктика, Конго (Platnick, 2009).

#### ***4.8.3. Anguliphantes angulipalpis* (Westring, 1851)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанинової); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E) (власні дані).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.8.4. Bathyphantes approximatus* (O. Pickard-Cambridge, 1871)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.8.5. Bathyphantes gracilis* (Blackwall, 1841)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (власні дані).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.8.6. Bathypantes nigrinus* (Westring, 1851)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E)  
(дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.8.7. Centromerus capucinus* (Simon, 1884)**

Дніпропетровська обл.: м. Павлоград (48°32'N 35°53'E) (власні дані).

**Поширення.** Європа, Росія (Platnick, 2009).

#### ***4.8.8. Centromerus prudens* (O. Pickard-Cambridge, 1873)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E)  
(дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.8.9. Centromerus sylvaticus* (Blackwall, 1841)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E)  
(власні дані); околиці м. Дніпропетровськ, урочище Яців Яр (48°27'N 35°01'E) (Кунах  
та ін., 2008).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009)

#### ***4.8.10. Ceratinella brevis* (Wider, 1834)**

Дніпропетровська обл.: Комісарівський ліс, 12 км від м. Вільногірськ (48°28'N  
34°01'E) (Esjunin et al., 1993; Renev et al., 1994); с. Андріївка, Новомосковський р-н  
(48°46'N 35°28'E), м. Дніпропетровськ (48°31'N 35°00'E), м. Синельникове (48°19'N  
35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.8.11. Cnephalocotes obscurus* (Blackwall, 1834)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E)  
(дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.8.12. Dicymbium nigrum* (Blackwall, 1834)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E)  
(дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.13. *Diplocephalus cristatus* (Blackwall, 1833)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Голарктика, Нова Зеландія, Фолклендські о-ви (Platnick, 2009).

**4.8.13. *Diplocephalus picinus* (Blackwall, 1841)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21'E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10'E) (власні дані); Комісарівський ліс, 12 км від м. Вільногірськ (48°28'N 34°01'E) (Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994).

Поширення. Північна, Центральна Європа, Україна (Platnick, 2009).

**4.8.14. *Diplostyla concolor* (Wider, 1834)**

Дніпропетровська обл.: м. Павлоград (48°32'N 35°53'E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10'E) (власні дані).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

**4.8.15. *Entelecara acuminata* (Wider, 1834)**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б); Комісарівський ліс, 12 км від м. Вільногірськ (48°28'N 34°01'E) (Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

**4.8.16. *Erigone atra* Blackwall, 1833**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

**4.8.17. *Erigone dentipalpis* (Wider, 1834)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E), м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

**4.8.18. *Gnathonarium dentatum* (Wider, 1834)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.19. *Gongylidiellum latebricola* (O. Pickard-Cambridge, 1871)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.20. *Gongylidiellum murcidum* Simon, 1884**

Дніпропетровська обл.: м. Павлоград (48°32'N 35°53'E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (власні дані).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.21. *Gongylidium rufipes* (Linnaeus, 1758)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°31'N 35°00'E), м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 a – *Erigone r.*; Харитонов, 1932).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.22. *Helophora insignis* (Blackwall, 1841)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (власні дані).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

**4.8.23. *Hypomma bituberculatum* (Wider, 1834)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 a – *Erigone b.*; Харитонов, 1932); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.25. *Hypomma comutum* (Blackwall, 1833)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.26. *Lepthyphantes leprosus* (Ohlert, 1865)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 a; Харитонов, 1932).

Поширення. Голарктика, Чилі (Platnick, 2009).

**4.8.27. *Linyphia hortensis* Sundevall, 1830**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б); Комісарівський ліс, 12 км від м. Вільногірськ (48°28'N 34°01'E) (Esjunin et al., 1993).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.28. *Linyphia tenuipalpis* Simon, 1884**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії, Алжир (Platnick, 2009).

**4.8.29. *Linyphia triangularis* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (Полчанінова, 2003 б); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б).

**Поширення.** Палеарктика, інтродукований у США (Platnick, 2009).

**4.8.30. *Lophomma punctatum* (Blackwall, 1841)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.31. *Macrargus rufus* (Wider, 1834)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.32. *Maso gallicus* Simon, 1894**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Від Європи до Азербайджану (Platnick, 2009).

**4.8.33. *Maso sundevalli* (Westring, 1851)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

**4.8.34. *Megalephyphantes pseudocollinus* Saaristo, 1997**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); околиці м. Дніпропетровськ, урочище Яців Яр (48°27'N 35°01'E) (Кунах та ін., 2008).

**Поширення.** Європа, Росія (Platnick, 2009).

**4.8.35. *Meioneta equestris* (L. Koch, 1881)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (Tanasevitch, 1999 – *Agyneta e.*).

Поширення. Центральна Європа, Україна (Platnick, 2009).

**4.8.36. *Meioneta rurestris* (C. L. Koch, 1836)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (або Одеса) (Thorell, 1875 а – *Micryphantes r.*; Харитонов, 1932 – *Micryphantes r.*); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б – *Agyneta r.*); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009)

**4.8.37. *Meioneta simplicitarsis* (Simon, 1884)**

Дніпропетровська обл.: м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Європа, Росія, Казахстан (Platnick, 2009).

**4.8.38. *Microlinyphia impigra* (O. Pickard-Cambridge, 1871)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а, б – *Linyphia maeklini*; Харитонов, 1932 – *L. m.*).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

**4.8.39. *Microlinyphia pusilla* (Sundevall, 1830)**

Дніпропетровська обл.: м. Павлоград (48°32'N 35°53'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *Linyphia p.*; Харитонов, 1932).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

**4.8.40. *Microneta viaria* (Blackwall, 1841)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б); Комісарівський ліс, 12 км від м. Вільногірськ (48°28'N 34°01'E) (Esjunin et al., 1993; Renev et al., 1994).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

**4.8.41. *Minicia marginella* (Wider, 1834)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).



**4.8.42. *Nerienne clathrata* (Sundevall, 1830)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової); м. Павлоград (48°32'N 35°53' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а – *Linyphia* с.; Харитонов, 1932 – *L. с.*).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

**4.8.43. *Nerienne montana* (Clerk, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

**4.8.44. *Nerienne radiata* (Walckenaer, 1842)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

**4.8.45. *Oedothorax apicatus* (Blackwall, 1850)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E), м. Павлоград (48°32'N 35°53' E), м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.46. *Oedothorax retusus* (Westring, 1851)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.47. *Panatomops mengei* Simon, 1926**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (власні дані).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.48. *Pelecopsis elongata* (Wider, 1834)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Європа, Росія (Platnick, 2009).

**4.8.49. *Pelecopsis parallela* (Wider, 1834)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E)  
(дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.50. *Pocadicnemis pumila* (Blackwall, 1841)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E),  
м. Дніпропетровськ (48°31'N 35°00'E); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані  
Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

**4.8.51. *Porrhomma convexum* (Westring, 1851)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E)  
(дані Н. Ю. Полчанінової); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані  
Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.52. *Porrhomma rugmaeum* (Blackwall, 1834)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E)  
(дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.53. *Silometopus reussi* (Thorell, 1871)**

Дніпропетровська обл.: м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані  
Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.54. *Stemonyphantes lineatus* (Linnaeus, 1758)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E)  
(дані Н. Ю. Полчанінової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E)  
(Полчанинова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.55. *Styloctetor romanus* (O. Pickard-Cambridge, 1872)**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E)  
(Полчанинова, 2003 б).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.56. *Tapinocyba insecta* (L. Koch, 1869)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E)  
(дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.57. *Tenuiphantes flavipes* (Blackwall, 1854)**

Дніпропетровська обл.: м. Павлоград (48°32'N 35°53' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б – *Lepthyphantes f.*); околиці м. Дніпропетровськ, урочище Яців Яр (48°27'N 35°01' E) (Кунах та ін., 2008); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E) (власні дані); Комісарівський ліс, 12 км від м. Вільногірськ (48°28'N 34°01' E) (Esjunin et al., 1993 – *L. f.*; Penev et al., 1994 – *L. f.*).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.58. *Trematocephalus cristatus* (Wider, 1834)**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.59. *Trichoncus affinis* Kulczynski, 1894**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.60. *Trichoncus vasconicus* Denis, 1944**

Дніпропетровська обл.: м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.61. *Walckenaeria alticeps* (Denis, 1952)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Європа (Platnick, 2009).

**4.8.62. *Walckenaeria antica* (Wider, 1834)**

Дніпропетровська обл.: м. Павлоград (48°32'N 35°53' E) (власні дані); Комісарівський ліс 12 км від м. Вільногірськ (48°28'N 34°01' E) (Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.8.63. *Walckenaeria atrotibialis* (O. Pickard-Cambridge, 1878)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (власні дані); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

#### **4.8.64. *Walckenaeria furcillata* (Menge, 1869)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (власні дані); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E) (власні дані); Комісарівський ліс 12 км від м. Вільногірськ (48°28'N 34°01' E) (Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### **4.8.65. *Walckenaeria kochi* (O. Pickard-Cambridge, 1872)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

### **4.9. Родина TETRAGNATHIDAE**

Тенетники-колопряди. Плетуть горизонтальні або похилі колесоподібні ловчі сітки з відкритим центром у високому травостої, кронах дерев і чагарників. Віддають перевагу вологим, навколоводним біотопам.

#### **4.9.1. *Metellina mendei* (Blackwall, 1870)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** від Європи до Грузії (Platnick, 2009).

#### **4.9.2. *Metellina segmentata* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а – *Meta s.*; Харитонов, 1932 – *Meta s.*); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б).

**Поширення.** Палеарктика (Канада, інтродукований) (Platnick, 2009).

#### **4.9.3. *Pachygnatha clercki* Sundevall, 1823**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

#### **4.9.4. *Pachygnatha degeeri* Sundevall, 1830**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.9.5. Pachygnatha listeri* Sundevall, 1830**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Nordmann, 1863; Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б); м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Nordmann, 1863; Харитонов, 1932); Комісарівський ліс 12 км від м. Вільногірськ (48°28'N 34°01'E) (Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.9.6. Tetragnatha dearmata* Thorell, 1873**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.9.7. Tetragnatha extensa* (Linnaeus, 1758)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Фрейберг, 1897; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Голарктика, Мадейра (Platnick, 2009).

#### ***4.9.8. Tetragnatha montana* Simon, 1874**

Дніпропетровська обл.: с. Ковпаківка, Магдалинівський р-н (49°08'N 35°01'E), с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *T. solandri*; Харитонов, 1932 – *T. s.*); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.9.10. Tetragnatha obtusa* C. L. Koch, 1837**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.9.11. Tetragnatha pinicola* L. Koch, 1870**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

### **4.10. Родина ARANEIDAE**

Колопряди, що плетуть колесоподібні вертикальні або похилі ловчі тенета із закритим центром. Іноді за межами тенет улаштовують лігвище, пов'язане з ними сигнальними нитками. У *Araneus diadematus* тенета складаються із зовнішньої опорної рами,

розтягнутої прикріпними нитками між гілками дерева або інших предметів. До рами прикріплені зовнішні кінці радіусів, які в середині сітки пов'язані із центральним сплетенням. Останнє зовні оперезане так званою прикріпною зоною, за якою знаходиться простір, вільний від спіральних ниток. Ще далі до зовні є широка зона ловчої спіралі, яка складається із численних витків єдиної клейкої нитки. *Hypsosinga* плете маленьку горизонтальну сітку в низькому травостої. *Argiope* улаштовує вертикальну зі стабіліментом сітку в високих травах.

Паруванню передують складна серія вібрацій та посмикувань павутини самки самцем. Самець здатний паруватися з декількома самками (Jones – Walters, 1993).

#### ***4.10.1. Agalenatea redii* (Scopoli, 1763)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а – *Epeira r.*; Харитонов, 1932 – *Araneus r.*); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.10.2. Araneus angulatus* Clerck, 1757**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.10.2. Araneus circe* (Audouin 1826)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.10.3. Araneus diadematus* Clerck, 1757**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.10.4. Araneus pallasi* (Thorell, 1875)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а – *Epeira p.*; Харитонов, 1932).

Поширення. Росія, Україна, Центральна Азія, Китай (Platnick, 2009).

#### ***4.10.5. Araneus quadratus* Clerck, 1757**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.10.6. *Araneus sturmi* (Hahn, 1831)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.10.7. *Araniella cucurbitina* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.10.8. *Araniella displicata* (Hentz, 1847)**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

**4.10.9. *Argiope bruennichi* (Scopoli, 1772)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Nordmann, 1863 – *Nephylla transalpina*; Thorell, 1875 а; Фрейберг, 1897 – *A. Bruennichii*; Харитонов, 1932 – *Argiope b.*); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 а).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.10.10. *Cercidia prominens* (Westring, 1851)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

**4.10.11. *Cyclosa conica* (Pallas, 1772)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *Cyrtophora c.*; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

**4.10.12. *Cyclosa oculata* (Walckenaer, 1802)**

Дніпропетровська обл.: с. Ковпаківка, Магдалинівський р-н (49°08'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.10.13. Gibbaranea bituberculata* (Walckenaer, 1802)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Nordmann, 1875 – *Epeira dromedaria*; Thorell, 1875 а – *E. melo*, *E. dromadaria*; Харитонов, 1932 – *Araneus dromedaries*); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.10.14. Gibbaranea ullrichi* (Hahn, 1835)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E), Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б).

Поширення. Європа, Росія, Центральна Азія (Platnick, 2009).

#### ***4.10.15. Hypsosinga heri* (Hahn, 1831)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *Singa h.*; Харитонов, 1932 – *S. h.*).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.10.16. Hypsosinga pygmaea* (Sundevall, 1831)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932; дані Н. Ю. Полчанінової); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.10.17. Hypsosinga sanguinea* (C. L. Koch, 1844)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.10.18. Larinioides patagiatus* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Ковпаківка, Магдалинівський р-н (49°08'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Рейнгард, 1874 – *Araneus p.*; Thorell, 1875 а; Фрейберг, 1897 – *Epeira p.*; Харитонов, 1932 – *A. p.*).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.10.19. Larinioides suspicax* (O. Pickard-Cambrige, 1876)**

Дніпропетровська обл.: с. Ковпаківка, Магдалинівський р-н (49°08'N 35°01'E), с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Рейнгард, 1874 – як *Epeira cornuta*; Thorell, 1875 а – як *E. s.*; Фрейберг, 1897 – як *E. s.*; Харитонов, 1932 – *Araneus folium*, *A. f. var. lurida*; дані Н. Ю. Полчанінової); м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 а – як *E. s.*; Харитонов, 1932 – *A. f.*).



**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

#### **4.10.20. *Mangora acalypha* (Walckenaer, 1802)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Ковпаківка, Магдалинівський р-н (49°08'N 35°01' E), с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а – *Epeira a.*; Фрейберг, 1897 – *E. a.*; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Нікополь (47°34'N 34°22' E) (Thorell, 1875 а – *E. a.*; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009)

#### **4.10.21. *Neoscona adianta* (Walckenaer, 1802)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а – *Epeira a.*; Фрейберг, 1897 – *E. a.*; Харитонов, 1932 – *Araneus ad-um.*); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009)

#### **4.10.22. *Singa hamata* (Clerck, 1757)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### **4.10.23. *Singa lucina* (Audouin, 1826)**

**Дніпропетровська обл.:** м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Фрейберг, 1897; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Від Середземномор'я до Центральної Азії (Platnick, 2009).

#### **4.10.24. *Singa nitidula* C. L. Koch, 1844**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а – *S. hamata var. n.*; Фрейберг, 1897; Харитонов, 1932; дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### **4.10.25. *Zilla diodia* (Walckenaer, 1802)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Від Європи до Азербайджану (Platnick, 2009).

## 4. 11. Родина LYCOSIDAE

Бродячі мисливці, що не плетуть ловчих сіток, або мешканці нірок. Багато видів характеризуються переважно денною активністю та ніколи не будують лігвищ (наприклад, ряд *Pardosa*). Відомі види з нічною активністю (Jones – Walters, 1993). Харчуються в основному комахами або іншими павуками.

Парування супроводжується «помахуваннями» ніг і вібрацією пальп самців (Jones – Walters, 1993). У період розмноження самка тягає кокон, прикріплений до павутиних бородавок (наприклад, *Pardosa*), або охороняє його в різних за будовою нірках (*Arctosa*, *Alopecosa*). Згодом молодь забирається на черевце самки, де залишається якийсь час до розселення.

Еволюція інстинктів в одних лікозид призводить до поступового зменшення кокона, а в інших – до побудови усе більш складних лігвищ у вигляді нірок, вистелених павутиною. Одні види роблять невеликі поглиблення у ґрунті під камінням або грудками ґрунту (*Arctosa cinerea*). Інші викопують неглибокі нірки, ще недосконалі в обробці. Треті будують правильні вертикальні глибокі нори, вистелені павутиною (*Lycosa singoriensis*). Багато видів мешкають у воді, по поверхні якої добре бігають (Іванов, 1965; Мариковский, 1956).

### 4.11.1. *Alopecosa cursor* (Hahn, 1831)

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Фрейберг, 1897 – *Tarentula* s.; Харитонов, 1932 – *T. s.*); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

### 4.11.2. *Alopecosa pulverulenta* (Clerck, 1757)

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б – *Tarentula p.*); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E) (власні дані).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

### 4.11.3. *Alopecosa striatipes* (C. L. Koch, 1839)

Дніпропетровська обл.: м. Павлоград (48°32'N 35°53' E) (власні дані); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

### 4.11.4. *Alopecosa sulzeri* (Pavesi, 1873)

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а – *Tarentula s.*; Харитонов, 1932 – *T. s.*; власні дані); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б – *T. s.*); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E) (власні дані).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.11.5. Alopecosa taeniopus* (Kulczynski, 1895)**

Дніпропетровська обл.: м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (власні дані).

Поширення. Від Болгарії до Китаю (Platnick, 2009).

#### ***4.11.6. Alopecosa trabalis* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *Tarentula t.*; Харитонов, 1932 – *T. t.*; власні дані).

Поширення. Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

#### ***4.11.7. Arctosa cinerea* (Fabricius, 1777)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°31'N 35°00'E), м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 а – *Trochosa c.*; Харитонов, 1932).

Поширення. Палеарктика, Конго (Platnick, 2009).

#### ***4.11.8. Arctosa leopardus* (Sundevall, 1833)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21'E), м. Павлоград (48°32'N 35°53'E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.11.9. Arctosa lutetiana* (Simon, 1876)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21'E), м. Павлоград (48°32'N 35°53'E), м. Дніпропетровськ (48°31'N 35°00'E), с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10'E) (власні дані).

Поширення. Європа, Росія (Platnick, 2009).

#### ***4.11.10. Arctosa perita* (Latreille, 1799)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *Trochosa picta*; Харитонов, 1932).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.11.11. Arctosa stigmosa* (Thorell, 1875)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932).

Поширення. Франція, від Норвегії до України (Platnick, 2009).

**4.11.12. *Lycosa singoriensis* (Laxmann, 1770)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 a; Фрейберг, 1897 – *Trochosa* s.; Харитонов, 1932).  
Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.11.13. *Mustelicosa dimidiata* (Thorell, 1875)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової)  
Поширення. Росія, Туркменістан, Монголія, Китай (Platnick, 2009).

**4.11.14. *Pardosa agrestis* (Westring, 1861)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (Зюзин, Тыщенко, 1978; Зюзин, 1985; власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової); м. Павлоград (48°32'N 35°53' E) (Зюзин, 1985; власні дані); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.11.15. *Pardosa amentata* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (Зюзин, 1985); м. Павлоград (48°32'N 35°53' E) (Зюзин, Тыщенко, 1978).  
Поширення. Європа, Росія (Platnick, 2009).

**4.11.16. *Pardosa italica* Tongiorgi, 1966**

Дніпропетровська обл.: м. Павлоград (48°32'N 35°53' E) (Зюзин, 1976 б – *P. i. valenta* subsp. n., 1985; Зюзин, Тыщенко, 1978).  
Поширення. Від Південної Європи до Китаю (Platnick, 2009).

**4.11.17. *Pardosa luctinosa* Simon, 1876**

Дніпропетровська обл.: м. Павлоград (48°32'N 35°53' E) (Зюзин, Тыщенко, 1978; Зюзин, 1985).  
Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.11.18. *Pardosa lugubris* (Walckenaer, 1802)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (Зюзин, 1976 а, 1985; Зюзин, Тыщенко, 1978; власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової); м. Павлоград (48°32'N 35°53' E) (Зюзин, 1985; власні дані); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б); околиці м. Дніпропетровськ, урочище Яців Яр (власні дані); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E) (власні дані);

м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 а – *Lycosa l.*; Харитонов, 1932 – *P. chelata*).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.11.19. Pardosa nebulosa* (Thorell, 1872)**

**Дніпропетровська обл.:** м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Зюзин, 1985).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.11.20. Pardosa paludicola* (Clerck, 1757)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21'E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (Зюзин, 1976, 1985; Зюзин, Тыщенко, 1978; дані Н. Ю. Полчанінової); м. Павлоград (48°32'N 35°53'E) (Зюзин, 1985; власні дані); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.11.21. Pardosa prativaga* (L. Koch, 1870)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21'E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (Зюзин, 1976 а, 1985; Зюзин, Тыщенко, 1978 – *P. p. scoparia*; дані Н. Ю. Полчанінової); м. Павлоград (48°32'N 35°53'E) (Зюзин, 1985; власні дані); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Європа, Росія (Platnick, 2009).

#### ***4.11.22. Pirata hygrophilus* Thorell, 1872**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); околиці м. Дніпропетровськ, урочище Яців Яр (Кунах та ін., 2008); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10'E) (власні дані).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.11.23. Pirata latitans* (Blackwall, 1841)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21'E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Від Європи до Азербайджану (Platnick, 2009).

#### ***4.11.24. Pirata piraticus* (Clerck, 1757)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

#### **4.11.25. *Pirata piscatorius* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### **4.11.26. *Trochosa robusta* (Simon, 1876)**

Дніпропетровська обл.: м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### **4.11.27. *Trochosa ruricola* (De Geer, 1778)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21'E), м. Павлоград (48°32'N 35°53'E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Фрейберг, 1897; Харитонов, 1932 – *T. r. var. rustica*; власні дані); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10'E) (власні дані).

**Поширення.** Голарктика, Бермуди (Platnick, 2009).

#### **4.11.28. *Trochosa terricola* Thorell, 1856**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21'E), м. Павлоград (48°32'N 35°53'E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (власні дані; дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Фрейберг, 1897; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б); околиці м. Дніпропетровськ, урочище Яців Яр (Кунах та ін., 2008); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10'E) (власні дані).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

#### **4.11.29. *Xerolycosa miniata* (C. L. Koch, 1834)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21'E) (власні дані); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Фрейберг, 1897 – *Tarentula m.*; Харитонов, 1932); м. Павлоград (48°32'N 35°53'E), м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

## **4. 12. Родина PISAURIDAE**

*Pisaura mirabilis* – денний мисливець, який не буде ловчих сіток. Живе в основному в трав'яному ярусі. Самець перед паруванням приносить самці «весільний дарунок» – комаху, обмотану павутиною. Самка носить кокон у хеліцерах весь термін інку-

бації яєць. Потім у високому травостої виготовляє спеціальне гніздо для молоді, яке служить притулком на початковому етапі життя. Сама самка сидить поблизу, охороняючи гніздо (Іванов, 1965).

Представники роду *Dolomedes* – амфібіотичні види, які влаштовують засідки біля урізу води ставків, інших стоячих водоймищ. При цьому передні кінцівки розташовуються на плівці натягнення води, сигналізуючи павукові про наближення можливої здобичі, а задніми ногами павук тримається за край берега, водяні рослини або інші предмети. Приваблений коливаннями води, павук швидко біжить по її поверхні, схоплює жертву та вводить їй сильну отруту. Жертвами цих павуків можуть стати навіть мальки риб або пуголовки. Самка доломедеса також будує гніздо для молоді (Jones – Walters, 1993).

#### ***4.12.1. Dolomedes plantarius* (Clerck, 1757)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Європа, Росія (Platnick, 2009).

#### ***4.12.2. Pisaura mirabilis* (Clerck, 1757)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21'E), м. Павлоград (48°32'N 35°53'E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932; дані Н. Ю. Полчанінової); околиці м. Дніпропетровськ, урочище Яців Яр (Кунах та ін., 2008); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10'E) (власні дані).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

### **4. 13. Родина AGELENIDAE**

Плетуть широкі тенета із трубкоподібним лігвищем у низькому травостої та біля основи стовбурів дерев і чагарників (Іванов, 1965). Комахи, які потрапили на павутинний полог, викликають його коливання, павук вискакує з лігвища-трубки та захоплює жертву. Перед паруванням самець постукує по павутині самки (Jones – Walters, 1993). Кокон самка прикріплює в трубці. Самець і після парування довгий час може залишатися в лігвищі самки.

#### ***4.13.1. Agelena labyrinthica* (Clerck, 1757)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (власні дані; дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### **4.13.2. *Allagelena gracilens* (C.L. Koch, 1841)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а – *Agelena similis*; Харитонов, 1932 – *Agelena s.*; дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Центральна Європа, від Середземномор'я до Центральної Азії (Platnick, 2009).

#### **4.13.3. *Tegenaria atrica* C.L. Koch, 1843**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Фрейберг, 1897; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Європа (Platnick, 2002).

#### **4.13.3. *Tegenaria lapicidinarum* Spassky, 1934**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E), м. Дніпропетровськ (48°31'N 35°00' E), с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E) (власні дані).

**Поширення.** Росія, Україна (Platnick, 2009).

### **4. 14. Родина HAHNIIDAE**

Дрібні види, що будують тонкі покривні ловчі сітки в підстилці, нижньому ярусі травостою, у моху (Jones – Walters, 1993).

#### **4.14.1. *Hahnia nava* (Blackwall, 1841)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (власні дані).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### **4.14.2. *Hahnia ononidum* Simon, 1875**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E) (власні дані).

**Поширення.** США, Канада, Європа, Росія (Platnick, 2009).

### **4. 15. Родина DICTYNIDAE**

Павуки плетуть невеликі безладні крибелятні сітки у розгалуженнях гілочок сухих трав'янистих рослин (*Dictyna*, *Archaeodictyna*) або влаштовують маленькі сітки на рівні ґрунту (*Lathys*).



**4.15.1. *Archaeodictyna consecuta* (O. Pickard-Cambridge, 1872)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.15.2. *Argenna subnigra* (O. Pickard-Cambridge, 1861)**

Дніпропетровська обл.: м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Європа, Росія (Platnick, 2009).

**4.15.3. *Dictyna armata* Thorell, 1875**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Харитонов, 1932).

**Поширення.** Україна, Грузія (Platnick, 2009).

**4.15.4. *Dictyna arundinacea* (Linnaeus, 1758)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

**4.15.5. *Dictyna civica* (Lucas, 1850)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Європа, Північна Африка, Північна Америка (Platnick, 2009).

**4.15.6. *Dictyna latens* (Fabricius, 1775)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (або Одеса) (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

**4.15.7. *Dictyna uncinata* Thorell, 1856**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.15.8. *Emblyna annulipes* (Blackwall, 1846)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а – *D. mitis*, б – *D. m.*; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.15.9. Lathys humilis* (Blackwall, 1855)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E)  
(дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.15.10. Lathys stigmatisata* (Menge, 1869)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (власні дані, дані  
Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

### **4.16. Родина TITANOECIDAE**

Плетуть крибелятні сітки під корою, камінням, біля основи дерев.

#### ***4.16.1. Titanoeca schineri* L. Koch, 1872**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E)  
(Полчанінова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

### **4. 17. Родина OXYOPIDAE**

Живуть на рослинності, де полюють удень на комах. Здобич вистежують і на-  
здоганяють одним стрибком. Гнізд і лігвищ не роблять (Іванов, 1965). Використову-  
ють павутину тільки для захисту яєць.

#### ***4.17.1. Oxyopes heterophthalmus* (Latreille, 1804)**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E)  
(Полчанінова, 2003 б).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.17.2. Oxyopes ramosus* (Martini, Goeze, 1778)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Фрейберг, 1897;  
Харитонов, 1932).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

## 4. 18. Родина MITURGIDAE

Нічні мисливці в травостої та кронах дерев і чагарників, іноді в підстилці. Ловчих тенет не будують. Виготовляють павутинні трубки-лігвища, відкриті з обох кінців, у рослинності або під камінням, де перечікують денні години. Самці часто розшукують статевонезрілу самку перед останнім линянням і охороняють її, перебуваючи в загальній павутинній трубці, щоб згодом спаруватися.

Представники родини (наприклад, *Cheiracanthium punctorium*) здатні робити дуже хворобливі укуси – потерпілий зазнає сильного болю, як від опіку, потім в області укусу з'являється пухлина, що іноді поширюється на значну частину кінцівки; шкіра втрачає чутливість. Хворобливі явища припиняються тільки до кінця другого тижня після укусу (Иванов, 1965).

### 4.18.1. *Cheiracanthium elegans* Thorell, 1875

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 a, b; Харитонов, 1932).

Поширення. Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

### 4.18.2. *Cheiracanthium erraticum* (Walckenaer, 1802)

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 a, b – *Ch. carnifex*; Фрейберг, 1897 – *Chiracanthium* s.; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

### 4.18.3. *Cheiracanthium pennyi* O. Pickard-Cambridge, 1873

Дніпропетровська обл.: с. Ковпаківка, Магдалинівський р-н (49°08'N 35°01'E), с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанинової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 a; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

### 4.18.4. *Cheiracanthium virescens* (Sundevall, 1832)

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

## 4. 19. Родина ANYPHAENIDAE

Бродячі мисливці, які мешкають у деревному ярусі, павутину використовують для будівлі притулків, виготовлення коконів. Швидко бігають у кронах у пошуках комах.

Перед паруванням самець видає специфічні звуки, вібуючи черевцем по поверхні листя (Jones – Walters, 1993).

#### 4.19.1. *Anuphaena accentuata* (Walckenaer, 1802)

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанинової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 a; Фрейберг, 1897; Харитонов, 1932; Полчанинова, 2003 б); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E) (власні дані); Комісарівський ліс 12 км від м. Вільногірськ (48°28'N 34°01' E) (Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

## 4. 20. Родина LIOCRANIDAE

Нічні мисливці, мешкають переважно на поверхні ґрунту та у підстилці. Ловчих тенет не будують.

#### 4.20.1. *Agroeca brunnea* (Blackwall, 1833)

Дніпропетровська обл.: околиці м. Дніпропетровськ, урочище Яців Яр (48°27'N 35°01' E) (Кунах та ін., 2008).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### 4.20.2. *Agroeca suprea* Menge, 1873

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (Полчанинова, 2003 б; власні дані); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанинова, 2003 б); околиці м. Дніпропетровськ, урочище Яців Яр (48°27'N 35°01' E) (Кунах та ін., 2008); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E) (власні дані).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

#### 4.20.3. *Agroeca lusatica* (L. Koch, 1875)

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (власні дані).

**Поширення.** Від Європи до Казахстану (Platnick, 2009).

#### 4.20.4. *Agroeca cf. maculata* L. Koch, 1879

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані).

**Поширення.** Росія, Казахстан (Platnick, 2009).

## 4.21. Родина CLUBIONIDAE

Нічні мисливці, мешкають у травостої та кронах дерев і чагарників, іноді в підстилці. Ловчих тенет не будують. Виготовляють павутинні трубки-лігвища, відкриті з обох кінців, у рослинності або під камінням, де перечікують денні години. Для зимівлі плетуть мішкоподібне лігвище, дуже щільне та замкнуте з усіх боків. Самка перед відкладенням яєць плете звичайне літнє лігвище у вигляді відкритої трубки, але усередині виплітає для кладки замкнутий мішок (Іванов, 1965).

### 4.21.1. *Clubiona caerulescens* L. Koch, 1867

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (власні дані).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

### 4.21.2. *Clubiona frutetorum* L. Koch, 1867

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

### 4.21.3. *Clubiona germanica* Thorell, 1871

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

### 4.21.4. *Clubiona lutescens* Westring, 1851

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

### 4.21.5. *Clubiona pallidula* (Clerck, 1757)

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E), м. Павлоград (48°32'N 35°53'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932; власні дані).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

### 4.21.6. *Clubiona phragmitis* C. L. Koch, 1843

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.21.7. Clubiona pseudoneglecta* Wunderlich, 1994**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'Е) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'Е) (Mikhailov, 2002; дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

#### ***4.21.8. Clubiona stagnatilis* Kulczynski 1897**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'Е) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.21.8. Clubiona subtilis* L. Koch, 1867**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'Е) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

### **4.22. Родина CORINNIDAE**

Бродячі мисливці без ловчих тенет, що будують павутинні лігвища, де перечікують несприятливі умови або охороняють кокони. Здебільшого мешкають у герпетобії, під камінням, корою дерев.

#### ***4.22.1. Phrurolithus festivus* (C. L. Koch, 1835)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'Е), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'Е) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.22.2. Phrurolithus minimus* C. L. Koch, 1839**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'Е) (власні дані).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

### **4.23. Родина GNAPHOSIDAE**

Павуки родини Gnaphosidae є потайливими мисливцями. Вони живуть у листяній підстилці, у щілинах стовбурів дерев, під камінням. Більшість із них характеризується нічною активністю. Денні години перечікують у павутинних притулках у вигляді покришок. Вони виплітаються у вигляді полотнища, пологу або плівки з більш-менш щільної павутини на нижній поверхні каміння, на ґрунті, під корою дерев і пнів (Іванов, 1965).

Завдяки прихованому способу життя ці павуки найчастіше ловляться за допомогою ґрунтових пасток. Крім того, їх можна також упіймати просіванням підстилки або перевертаючи камені та колоди.

Інформація про біологію гнафозид неповна через їх потайливий спосіб життя та складність видової ідентифікації.

Більшість гнафозид живуть у сонячних сухих місцезабудуваннях, таких як кам'янисті схили, степи, виноградники, щілини на стовбурах дерев. Тільки деякі населяють вологі поля, луки або болота та в основному уникають щільних тінистих лісів. Деякі види, як *Urozelotes rusticus* і *Scotophaeus blackwalli*, часто виявляються в житлах людини. Вони дуже поширені, можливо, саме завдяки людині, на декількох континентах (Platnick, Shadab, 1977; Platnick, Murphy, 1984; Grimm, 1985).

Винятком із переважної більшості нічних гнафозид є роди *Callilepis*, *Nomisia*, *Micaria*, і, можливо, деякі інші, що харчуються мурахами. Відомо, що *Callilepis nocturna* кусає мурашу в основу антени, перевертає його на спину та тягне до свого схову (Heller, 1976). У європейського *Nomisia* отрута настільки сильна, що вистачає 20 секунд, аби паралізувати мурашу (Soyer, 1953).

#### ***4.23.1. Berlandina cinerea* (Menge, 1872)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (власні дані).

Поширення. Від Європи до Казахстану (Platnick, 2009).

#### ***4.23.2. Callilepis nocturna* (Linnaeus, 1758)**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанинова, 2003 б).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.23.3. Drassodes lapidosus* (Walckenaer, 1802)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Фрейберг, 1897 – *Drassus cupreus*; Харитонов, 1932 – *Drassodes l. s.*; Овчаренко, 1982; власні дані); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.23.4. Drassodes lutescens* (C. L. Koch, 1839)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Фрейберг, 1897 – *Drassus l.*; Харитонов, 1932; Овчаренко, 1982).

Поширення. Від Середземномор'я до Пакистану (Platnick, 2009).

#### ***4.23.5. Drassodes orientalis* (L. Koch, 1866)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Фрейберг, 1897 – *Drassus o.*; Харитонов, 1932; Овчаренко, 1982).

Поширення. Росія, Україна (Platnick, 2009).

**4.23.6. *Drassodes pubescens* (Thorell, 1856)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (Овчаренко, 1982); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (власні дані; дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.23.7. *Drassyllus lutetianus* (L. Koch, 1866)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E); м. Павлоград (48°32'N 35°53' E); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Овчаренко, 1982 – *Zelotes l.*; дані Н. Ю. Полчанінової); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Від Європи до Казахстану (Platnick, 2009).

**4.23.8. *Drassyllus praeficus* (L. Koch, 1866)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

**4.23.9. *Drassyllus pumilus* (C.L. Koch, 1839)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (власні дані).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

**4.23.10. *Drassyllus pusillus* (C.L. Koch, 1833)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (Овчаренко, 1982 – *Zelotes p.*); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.23.11. *Drassyllus villicus* (Thorell, 1975)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані).

**Поширення.** Європа (Platnick, 2009).

**4.23.12. *Drassyllus vinealis* (Kulczynski, 1897)**

Дніпропетровська обл.: м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.23.13. *Gnaphosa dolosa* Herman, 1879**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (Ovtsharenko et al., 1992 – як *G. saurica*; Kovblyuk, 2005); м. Павлоград (48°32'N 35°53' E)



(Ovtsharenko et al., 1992 – як *G. s.*); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.23.14. Gnaphosa moesta* Thorell, 1875**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (Ovtsharenko et al., 1992; власні дані); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанинова, 2003 б).

**Поширення.** Угорщина, Румунія, Україна, Росія (Platnick, 2009).

#### ***4.23.15. Gnaphosa mongolica* Simon, 1895**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанинова, 2003 б).

**Поширення.** Від Угорщини до Китаю (Platnick, 2009).

#### ***4.23.16. Gnaphosa opaca* (O. Herman, 1879)**

Дніпропетровська обл.: с. Жовте, П'ятихатський р-н (47°58'N 33°57' E) (Kovblyuk, 2005).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

#### ***4.23.17. Gnaphosa taurica* Thorell, 1875**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932; Ovtsharenko et al., 1992).

**Поширення.** Від Болгарії до Китаю (Platnick, 2009).

#### ***4.23.18. Haplodrassus bohemicus* Miller et Buchar, 1977**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (власні дані).

**Поширення.** Чехія, Росія (Ростовська обл.) (Platnick, 2009).

#### ***4.23.19. Haplodrassus cognatus* (Westring, 1861)**

Дніпропетровська обл.: с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.23.20. Haplodrassus dalmatensis* (L. Koch, 1866)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.23.21. Haplodrassus kulczynskii* Lohmander, 1942**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (власні дані).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.23.21. *Haplodrassus signifer* (C. L. Koch, 1839)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанинової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31' N 35°00' E) (Полчанинова, 2003 б); м. Павлоград (48°32' N 35°53' E) (Овчаренко, 1982); м. Синельникове (48°19' N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

**4.23.23. *Haplodrassus silvestris* (Blackwall, 1833)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E); м. Павлоград (48°32' N 35°53' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46' N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанинової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31' N 35°00' E) (Полчанинова, 2003 б; власні дані); с. Військове, Солонянський р-н (48°10' N 35°10' E) (власні дані).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.23.25. *Haplodrassus umbratilis* (L. Koch, 1866)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46' N 35°28' E) (Овчаренко, 1982); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31' N 35°00' E) (Полчанинова, 2003 б).

**Поширення.** Від Європи до Казахстану (Platnick, 2009).

**4.23.26. *Micaria formicaria* (Sundevall, 1831)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27' N 35°01' E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.23.27. *Micaria pulicaria* (Sundevall, 1831)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27' N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

**4.23.28. *Scotophaeus quadripunctatus* (Linnaeus, 1758)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані); м. Дніпропетровськ (48°27' N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Європа, Росія (Platnick, 2009).

**4.23.29. *Zelotes aurantiacus* Miller, 1967**

Дніпропетровська обл.: с. Військове, Солонянський р-н (48°10' N 35°10' E) (власні дані).

**Поширення.** Від Центральної Європи до Росії (Platnick, 2009).

**4.23.30. *Zelotes caucasicus* (L. Koch, 1866)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

**4.23.31. *Zelotes electus* (C. L. Koch, 1839)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Овчаренко, 1982; власні дані); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанинова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанинової); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E) (власні дані).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

**4.23.32. *Zelotes fuscus* (Thorell, 1875)**

Дніпропетровська обл.: м. Нікополь (47°34'N 34°22' E) (Thorell, 1875 а – *Prosthesima fusca*; 1875b – *P. f-ca*; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Україна (Platnick, 2009).

**4.23.33. *Zelotes kukushkini* Kovblyuk, 2006**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E), м. Павлоград (48°32'N 35°53' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанинової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанинова, 2003 б – як *Z. subterraneus*); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E) (власні дані).

**Поширення.** Україна (Platnick, 2009).

**4.23.34. *Zelotes longipes* (L. Koch, 1866)**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанинова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.23.35. *Zelotes petrensis* (C. L. Koch, 1839)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (Овчаренко, 1982).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

**4.24. Родина ZORIDAE**

Денні бродячі мисливці в рослинності та на поверхні ґрунту. Часто трапляються в лісовій підстилці, у трав'янистій рослинності на луках, у степових і лісових ценозах, часто в моху та зволжених місцях.

#### **4.24.1. *Zora armillata* Simon, 1878**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Європа, Росія (Platnick, 2009).

#### **4.24.2. *Zora nemoralis* (Blackwall, 1861)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### **4.24.3. *Zora pardalis* Simon, 1878**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Від Європи до Казахстану (Platnick, 2009).

#### **4.24.4. *Zora spinimana* (Sundevall, 1833)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б); околиці м. Дніпропетровськ, урочище Яців Яр (48°27'N 35°01' E) (Кунах та ін., 2008); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10' E) (власні дані).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

### **4.25. Родина SPARASSIDAE**

Нічні мисливці рослинного ярусу, здатні швидко бігати і добре стрибати. Чекаючи на здобич, висять на траві, щоб у стрибку схопити комаху, яка наблизилася. Перед паруванням самець просто стрибає на самку та хапає її хеліцерами (Jones – Walters, 1993). Самка плете гніздо, де розміщує кокон. Охороняє гніздо з молоддю перших віків до розселення. Єдиний представник родини в аранеофауні України – *Micrommata virescens* – яскраво зафарблений вид. Самка яскраво-зелена, самець має зелені ноги та головогруді, черевце жовте із червоною центральною смугою.

#### **4.25.1. *Micrommata virescens* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а; Фрейберг, 1897; Харитонов, 1932; дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

## 4.26. Родина PHILODROMIDAE

Не будують ловчих сіток. Полюють у травостой та кронах дерев і чагарників (*Philodromus*, *Tibellus*) або на поверхні ґрунту (*Thanatus*). Здатні дуже швидко бігати (Jones – Walters, 1993).

### 4.26.1. *Philodromus aureolus* (Clerck, 1757)

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Європа до Центральної Азії (Platnick, 2009).

### 4.26.2. *Philodromus cespitum* (Walckenaer, 1802)

Дніпропетровська обл.: с. Ковпаківка, Магдалинівський р-н (49°08'N 35°01' E); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E); м. Дніпропетровськ (48°31'N 35°00' E); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

### 4.26.3. *Philodromus collinus* C. L. Koch, 1835

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Європа, Росія (Platnick, 2009).

### 4.26.4. *Philodromus dilutus* Thorell, 1875

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а, b; Фрейберг, 1897; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Росія (Platnick, 2009).

### 4.26.5. *Philodromus dispar* Walckenaer, 1826

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932; дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (США, Канада, інтродукований) (Platnick, 2009).

### 4.26.6. *Philodromus emarginatus* (Schrank, 1803)

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932; дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.26.7. *Philodromus histrio* (Latreille, 1819)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 a – *Ph. elegans*; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

**4.26.8. *Philodromus margaritatus* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.26.9. *Philodromus rufus* Walckenaer, 1826**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

**4.26.10. *Thanatus arenarius* L. Koch, 1872**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанинової); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б; власні дані); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

**4.26.11. *Thanatus flavidus* Simon, 1875**

Дніпропетровська обл.: м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 a – *T. testaceus*, b – *T. t.*; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Греція, Росія, Україна (Platnick, 2009).

**4.26.12. *Thanatus formicinus* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

**4.26.13. *Tibellus maritimus* (Menge, 1875)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанинової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 a, b – *T. oblongus* syn Харитонов, 1932; Фрейберг, 1897 – *T. o.* syn Харитонов, 1932; Харитонов, 1932); м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 a, b – *T. o.* Walck.).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.26.14. Tibellus oblongus* (Walckenaer, 1802)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'Е) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'Е) (Фрейберг, 1897; дані Н. Ю. Полчанінової); м. Синельникове (48°19'N 35°31'Е) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Нікополь (47°34'N 34°22'Е) (Thorell, 1875 а – *T. o. Walck. var. parallelus* С. К.).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

### **4.27. Родина THOMISIDAE**

Павуки-краби. Засідники, що не плетуть ловчих тенет і лігвищ. Тільки в дощову погоду вкриваються під захисною сіточкою з уплетеним у неї листям (Іванов, 1965). Живуть у герпетобії, травостої, кронах і під корою дерев та чагарників. *Misumena*, *Thomisus*, *Embrechtella* – у віночках квітів. Захоплюють жертву, що наблизилася, потужними передніми ногами з міцними шипами. У багатьох видів ритуальне «залицяння» перед паруванням відсутнє. Самці *Xycticus* прив'язують самку перед копуляцією до субстрату павутинними нитками (Jones – Walters, 1993).

#### ***4.27.1. Embrechtella tricuspidata* (Fabricius, 1775)**

Дніпропетровська обл.: с. Ковпаківка, Магдалинівський р-н (49°08'N 35°01'Е); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'Е) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'Е) (Thorell, 1875 а – *Diaea t.*; Фрейберг, 1897 – *Misumena t.*); м. Синельникове (48°19'N 35°31'Е) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Нікополь (47°34'N 34°22'Е) (Thorell, 1875 а – *D. t.*).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.27.2. Heriaeus melloteei* Simon, 1886**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'Е) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'Е) (Фрейберг, 1897 – *H. hirsutus*; Харитонов, 1932 – *H. h.*).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.27.3. Heriaeus setiger* (O. Pickard-Cambridge, 1872)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'Е) (Харитонов, 1932).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.27.4. Misumena vatia* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'Е) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'Е) (Nordmann, 1863 – *Thomisus v.*; Thorell, 1875 а; дані Н. Ю. Полчанінової); м. Синельникове (48°19'N 35°31'Е) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

**4.27.5. *Ozyptila* cf. *arctica* Kulczynski, 1908**

Дніпропетровська обл.: м. Павлоград (48°32'N 35°53'E) (власні дані).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

**4.27.6. *Ozyptila atomaria* (Panzer, 1801)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (власні дані).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.27.7. *Ozyptila brevipes* (Hahn, 1826)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Фрейберг, 1897 – *Oxyptila praticola*; Харитонов, 1932 – *Ох. b.*).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.27.8. *Ozyptila claveata* (Walckenaer, 1937)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (власні дані).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.27.9. *Ozyptila praticola* (C. L. Koch, 1837)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21'E), м. Павлоград (48°32'N 35°53'E); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10'E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Фрейберг, 1897 – *Oxyptila p.*; власні дані); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанінова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Голарктика (Platnick, 2009).

**4.27.10. *Ozyptila scabricula* (Westring, 1851)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21'E) (власні дані); м. Дніпропетровськ (48°31'N 35°00'E); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

Поширення. Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.27.11. *Ozyptila trux* (Blackwall, 1846)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21'E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); околиці м. Дніпропетровськ, урочище Яців Яр (Кунах та ін., 2008).

Поширення. Палеарктика (Канада, інтродукований) (Platnick, 2009).

**4.27.12. *Runcinia grammica* (C. L. Koch, 1837)**

Дніпропетровська обл.: м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 а – *Misumena lateralis*; Харитонов, 1932 – *R. l.*).



**Поширення.** Палеарктика, о. Св. Єлени, Південна Африка (Platnick, 2009).

#### ***4.27.13. Synema globosum* (Fabricius, 1775)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Фрейберг, 1897 – *S. globosa*).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.27.14. Thomisus onustus* Walckenaer, 1805**

**Дніпропетровська обл.:** м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Фрейберг, 1897 – *Th. albus*; Харитонов, 1932 – *Th. a.*; дані Н. Ю. Полчанінової); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.27.15. Tmarus piger* (Walckenaer, 1802)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а – *Monaeses cuneolus*; Харитонов, 1932; дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.27.16. Xysticus cristatus* (Clerck, 1757)**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932; власні дані); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.27.17. Xysticus kochi* Thorell, 1872**

**Дніпропетровська обл.:** с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28' E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (власні дані; дані Н. Ю. Полчанінової); м. Синельникове (48°19'N 35°31' E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Європа, від Середземномор'я до Центральної Азії (Platnick, 2009).

#### ***4.27.18. Xysticus lanio* C. L. Koch, 1835**

**Дніпропетровська обл.:** м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01' E) (Thorell, 1875 а – *X. lateralis*; Харитонов, 1932 – *X. lateralis*).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.27.19. Xysticus luctator* L. Koch, 1870**

**Дніпропетровська обл.:** с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21' E), м. Павлоград (48°32'N 35°53' E) (власні дані); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00' E) (Полчанінова, 2003 б – *X. cambridgei*; власні дані);

м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10'E) (власні дані).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.27.20. Xysticus marmoratus* Thorell, 1875**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°31'N 35°00'E) (Thorell, 1875 а, b; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Угорщина, Словаччина, Болгарія, Росія, Україна (Platnick, 2009).

#### ***4.27.21. Xysticus ninnii* Thorell, 1872**

Дніпропетровська обл.: «Alexandrovsk» (Thorell, 1875 а, b; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.27.22. Xysticus robustus* (Hahn, 1832)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (власні дані, дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

#### ***4.27.23. Xysticus striatipes* L. Koch, 1870**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Фрейберг, 1897; дані Н. Ю. Полчанінової); «Alexandrovsk» (Thorell, 1875 а – *X. perogaster*; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.27.24. Xysticus ulmi* (Hahn, 1831)**

Дніпропетровська обл.: м. Павлоград (48°32'N 35°53'E) (власні дані); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932; дані Н. Ю. Полчанінової); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

## **4.28. Родина SALTICIDAE**

Павуки-стрибунчики. Полюють удень на пригріві на різних комах. Підкрадаються та стрибають на здобич, яку чітко визначають завдяки гарному предметному зору. Самці перед паруванням виконують перед самками «шлюбний танець». Живуть на ґрунті, у травостой, на деревах, стінах і скелях. Плетуть тільки гніздо-притулок у формі покришки під камінням або під корою.

**4.28.1. *Aelurillus v-insignitus* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.28.2. *Asianellus festivus* (C. L. Koch, 1834)**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б); околиці м. Дніпропетровськ, урочище Яців Яр (48°27'N 35°01'E) (Кунах та ін., 2008); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (власні дані); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.28.3. *Ballus chalybeius* (Walckenaer, 1802)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанинової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *B. depressus*; Харитонов, 1932 – *B. d.*; дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Європа, від Північної Африки до Центральної Азії (Platnick, 2009).

**4.28.4. *Chalcoscirtus nigrinus* (Thorell, 1875)**

Дніпропетровська обл.: м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 а, б – *Heliophanus n.*; Харитонов, 1932 – *H. n.*).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.28.5. *Carrhotus xanthogramma* (Latreille, 1819)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *Philaeus bicolor*; Харитонов, 1932 – *C. b.*; дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.28.6. *Dendryphantes rudis* (Sundevall, 1833)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.28.7. *Evarcha arcuata* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Ковпаківка, Магдалинівський р-н (49°08'N 35°01'E); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанинової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *Attus arcuatus*, *A. farinosus*; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанинової); с. Жовте, П'ятихатський р-н (47°58'N 33°57'E) (Logunov, Marusik, 1999).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.28.8. Evarcha falcata* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *Attus falcatus*; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.28.9. Heliophanus aeneus* (Hahn, 1832)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *H. muscorum*; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.28.10. Heliophanus auratus* C. L. Koch, 1835**

Дніпропетровська обл.: с. Ковпаківка, Магдалинівський р-н (49°08'N 35°01'E); с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Pereleschina, 1927 – sic!, в «Каталозі ...» Є. Д. Харитонова (1932) повинен був бути, очевидно, Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932; дані Н. Ю. Полчанінової); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); с. Жовте, П'ятихатський р-н (47°58'N 33°57'E) (Logunov, Marusik, 1999); м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Pereleschina, 1927 - sic!, в «Каталозі ...» Є. Д. Харитонова (1932) повинен був бути, очевидно, Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.28.11. Heliophanus cupreus* (Walckenaer, 1802)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932); Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б); с. Жовте, П'ятихатський р-н (47°58'N 33°57'E) (Logunov, Marusik, 1999).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.28.12. Heliophanus flavipes* (Hahn, 1832)**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б); м. Синельникове (48°19'N 35°31'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); с. Жовте, П'ятихатський р-н (47°58'N 33°57'E) (Logunov, Marusik, 1999).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

#### ***4.28.13. Heliophanus patagiatus* Thorell, 1875**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.28.14. *Marpissa muscosa* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *Marpessa m.*; Харитонов, 1932; дані Н. Ю. Полчанінової); с. Жовте, П'ятихатський р-н (47°58'N 33°57'E) (Logunov, 1999); с. Військове, Солонянський р-н (48°10'N 35°10'E) (власні дані).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

**4.28.15. *Marpissa pomatia* (Walckenaer, 1802)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *Marpessa p.*; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.28.16. *Marpissa radiata* (Grube, 1859)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.28.17. *Myrmarachne formicaria* (De Geer, 1778)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика, США (інтродукований) (Platnick, 2009).

**4.28.18. *Neon rayi* (Simon, 1875)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Від Південної, Центральної Європи до Казахстану (Platnick, 2009).

**4.28.19. *Philaeus chrysops* (Poda, 1761)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а – *Ph. bilineatus*; Харитонов, 1932 – *Ph. b.*).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.28.20. *Phlegra fasciata* (Hahn, 1826)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Фрейберг, 1897 – *Ph. subfasciata*; Харитонов, 1932 – *Ph. s.*; дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.28.21. *Pseudeuophrys obsoleta* (Simon, 1868)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) дані Н. Ю. Полчанінової; м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Logunov, 1998; дані Н. Ю. Полчанінової); с. Жовте, П'ятихатський р-н (47°58'N 33°57'E) (Logunov, Marusik, 1999).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.28.22. *Pseudicius encarpatus* (Walckenaer, 1802)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°31'N 35°00'E) м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 a – *Marpessa encarpata*; Харитонов, 1932); с. Жовте, П'ятихатський р-н (47°58'N 33°57'E) (Logunov, Marusik, 1999).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

**4.28.23. *Salticus scenicus* (Clerck, 1757)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E), м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Голарктика (Platnick, 2009).

**4.28.24. *Salticus zebraneus* (C. L. Koch, 1837)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (дані Н. Ю. Полчанінової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.28.25. *Sitticus ammophilus* (Thorell, 1875)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 a, b; Харитонов, 1932; Logunov, Wesolowska, 1995); с. Жовте, П'ятихатський р-н (47°58'N 33°57'E) (Logunov, Marusik, 1999).

**Поширення.** Росія, Центральна Азія, Канада (Platnick, 2009).

**4.28.26. *Sitticus psammodes* (Thorell, 1875)**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°31'N 35°00'E); м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 a, b – *Attus p.*; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Росія (Platnick, 2009).

**4.28.27. *Sitticus floricola* (C. L. Koch, 1837)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанінової); м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 a – *Attus f.*; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.28.28. *Sitticus inopinabilis* Logunov, 1992**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б).

**Поширення.** Росія, Центральна Азія (Platnick, 2009).

**4.28.29. *Sitticus pubescens* (Fabricius, 1775)**

Дніпропетровська обл.: м. Нікополь (47°34'N 34°22'E) (Thorell, 1875 а, б – *S. decorus*; Харитонов, 1932 – *S. d.*).

**Поширення.** Європа, Росія, США (Platnick, 2009).

**4.28.30. *Sitticus saltator* (O. Pickard-Cambridge, 1868)**

Дніпропетровська обл.: с. Андріївка, Новомосковський р-н (48°46'N 35°28'E) (дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.28.31. *Sitticus zimmermanni* (Simon, 1877)**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

**4.28.32. *Synageles subcingulatus* (Simon, 1878)**

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б – *S. lepidus*).

**Поширення.** Від Європи до Центральної Азії (Platnick, 2009).

**4.28.34. *Talavera aequipes* (O. Pickard-Cambridge, 1871)**

Дніпропетровська обл.: с. Перещепине, Новомосковський р-н (49°00'N 35°21'E) (власні дані).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).

**4.28.35. *Yllenus arenarius* Menge in Simon, 1868**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Центральна, Східна Європа (Platnick, 2009).

**4.28.36. *Yllenus vittatus* Thorell, 1875**

Дніпропетровська обл.: м. Дніпропетровськ (48°27'N 35°01'E) (Thorell, 1875 а; Харитонов, 1932).

**Поширення.** Від Східної Європи до Казахстану (Platnick, 2009).

## 4.29. Помилкові та сумнівні вказівки

### 4.29.1. *Crustulina albovittata* (Thorell, 1875)

Для Дніпропетровської обл. вид наводив Thorell (1875 а, б – *Steatoda albovittata*), однак можливо, що ця вказівка належить до м. Сімферополь; слідом за Тореллом вид згадується в «Каталозі ...» Д. Е. Харитонова (1932) з позначкою: «Simferopol (Taurien) oder Jekaterinoslaw». Таким чином, вказівку виду з даної території необхідно підтвердити.

**Поширення.** Україна (Platnick, 2009).

### 4.29.2. *Zelotes subterraneus* (C. L. Koch, 1833)

Дніпропетровська обл.: Дніпровсько-Орільський заповідник (48°31'N 35°00'E) (Полчанинова, 2003 б – помилкове визначення, вказівка належить до *Z. kukushkini*, дані Н. Ю. Полчанинової).

**Поширення.** Палеарктика (Platnick, 2009).



## 5 СТРУКТУРА НАСЕЛЕННЯ ПАВУКІВ ДОЛИННО-ТЕРАСОВОГО ЛАНДШАФТУ

Короткозаплавні ліси на території південного сходу України пов'язані з заплавами таких рік як Самара, Оріль, Вовча, Інгулець та інші, що входять до складу басейну Дніпра. Тут повені тривають звичайно близько 10 днів, тому заплавний і алювіальний фактори, порівняно з їх значенням у дніпровській заплаві, значно слабшають. Це нерідко спричиняє сильну редукцію прирічкової зони, і навпаки, тут спостерігається розвиток середньої та навіть приматерикової заплави. Фактори заплавної та алювіальності відступають на задній план, що супроводжується збільшенням значення факторів зонального порядку. Тому в заплавах степових рік рослинний покрив має яскраві риси остепніння, наближаючись до рослинного покриву плакорних місцеперебувань. Поперечний профіль, типовий для багатьох ділянок р. Самара та Оріль, вказує наявність трьох екологічних зон, властивих розвинутій заплавної терасі. Звичайно прирічкова зона розвинена слабкіше інших частин заплави та утворена найлегшими за своїм механічним складом відкладами; ґрунтові води тут унаслідок дренажу залягають на великій глибині (Бельгард, 1971). У заплаві, де переважає гривастий рельєф, вершини грив представлені сухуватими (СП<sub>1</sub>) і свіжими (СП<sub>2</sub>), а в пониззях – вологими (СП<sub>3</sub>), сирими (СП<sub>4</sub>) і мокрими (СП<sub>5</sub>) місцеперебуваннями. Тут також можуть формуватися суглинні ґрунти при тих же градаціях зволоження. Нерідко виникають засолені ґрунти (Бельгард, 1971).

Прируслова частина заплави складена алювіальними середньозернистими пісками потужністю 10–12 м. Прируслова заплава є для тварин контрастним місцеперебуванням. Періоди надмірного зволоження чергуються з періодами сухості, коли вологість може виступати як лімітувальний фактор.

Поверхня прируислової заплави нерівна та звичайно піднята біля берега ріки у вигляді прируислового валу. Біотопи в цій зоні чітко відрізняються за ступенем зволоженості. Смуга піщаного пляжу вздовж берега ріки характеризується найбільшим зволоженням. Місцями є густі зарості, що складаються з *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Butomus umbellatus* L., *Xanthium spinosum* L., *Echinochloa crusgalli* (L.) Beauv. Складені піщано-гальковим грубозернистим матеріалом, прируслові вали при спаді води швидко висихають, у зв'язку із чим на них створюються більш ксерофітні умови. Основу рослинних угруповань прируслових валів становлять кореневищні злаки: *Agropyrum repens* L., *Bromus inermis* Leys., *Calamagrostis epigrios* (L.) Roth.

Центральна заплава з її тонкозернистими відкладами, вирівняною поверхнею та, як правило, порівняно високим заляганням ґрунтових вод, являє собою більш зволожені місцеперебування. У центральній частині заплави за займаною площею переважають заплавні широколистяні літньо-зелені ліси, представлені в основному бересто-

пакленовими або липо-ясеневими дібровами, які у притерасних зниженнях змінюються ольсами. Заплавні діброви представлені багатоярусними рослинними угрупованнями, у яких перший ярус складається з *Quercus robur* L. з невеликою домішкою *Fraxinus excelsior* L. У другому ярусі звичайні *Ulmus laevis* Pall., *Tilia cordata* Mill., *Acer campestre* L. і рідше *A. platanoides* L. У третьому ярусі – високі підлісові чагарники: *A. tataricum* L., *Euonymus europaea* L., *E. verrucosa* Scop., *Sambucus nigra* L., *Swida sanguinea* (L.) Opiz. і негустий підріст головних і супутніх порід. Трав'яний ярус дібров добре виражений і представлений в основному лісовими та луговими видами.

У складі заплавних луків центральної заплави більше інших поширені угруповання з домінуванням *Festuca pratensis* Huds., *Poa pratensis*, *Elytrigia repens* (L.) Nevski.

Притерасна заплава схильна навіть до заболочування, тому що тут ґрунтові води виходять на поверхню. Деревостани вільхових лісів у пониззях притерасної заплави становлять 40–50-річні насадження. Другий ярус утворює *Ulmus laevis*. У трав'яному покриві вільшняків, часто вкрай розрідженому, переважають вологолюбні та тіньовитривалі види. На ділянках притерасної заплави поширені пірійні луки з переважанням мезофітних видів і участю більш вологолюбних *Lysimachia nummularia* L., *Veronica longifolia* L., *Ranunculus repens* L. Таким чином, у прируслової заплаві важливим лімітуючим фактором, який впливає на організацію тваринного населення, виступає дефіцит вологи, а в притерасній заплаві – її надлишок.

## 5.1. Павуки заплави р. Самара

Дослідження проводилися в заплавних лісах р. Самара поблизу Присамарського біогеоценологічного стаціонару ім. О. Л. Бельгарда (с. Андріївка, Новомосковський р-н, Дніпропетровська обл.). Досліджувалися прируслова, центральна та притерасна частини заплави (48°45' N 35°25' E).

Проби відібрані в таких місцеперебуваннях. Прируслова заплава: липова діброва із різнотрав'ям; липова діброва із грястицею збірною; липова діброва із зірочником; центральна заплава: липо-ясенева діброва з пухнатою осокою; липо-ясенева діброва із різнотрав'ям; притерасна заплава: в'язо-ясенева діброва з яглицею; вільшняк із болотним різнотрав'ям; вільшняк із сирим різнотрав'ям; пристін, нижня третина: липо-ясенева діброва з різнотрав'ям.

Строки експозиції пасток (по три у кожному стаціонарі): 6.07–16.07.09. Відпрацьовано 360 пастко-діб (по 30 на кожний стаціонар), зібрано 214 екземплярів павуків. Оскільки строки збирання матеріалу охоплюють лише одну декаду липня, наведені нижче дані мають лише розвідницький характер і не можуть претендувати на будь-яку остаточність.

У результаті проведених досліджень у герпетобії заплавних ценозів р. Самара було зібрано 19 видів павуків, що належать до 12 родин (табл. 11). Мале число виявлених видів пов'язане з незначним строком експозиції пасток і надалі видовий список, безсумнівно, значно поповниться. Основу населення (за чисельністю) складають родини Lycosidae (65,4 % зібраних особин), Thomisidae (15,4 %), Linyphiidae (7,5 %). У видовому списку переважають Linyphiidae (26,3 % видів) та Lycosidae (15,8 %).

Найзначнішим видовим багатством характеризуються центральна заплава та пристін. У заболоченій притерасній заплаві та нестабільній з боку режиму зволоження прируслової заплаві відбувається деяке збіднення видового багатства павуків-герпетобіонтів.

Таблиця 11

**Видовий склад і чисельність (%) герпетобіонтних павуків досліджених біотопів  
заплави р. Самара**

Вид	Приуслова заплава		Центральна заплава		Пристінна заплава		Притерасна заплава	
	екз.	%	екз.	%	екз.	%	екз.	%
<i>Euryopis flavomaculata</i>	–	–	1	1,8	–	–	–	–
<i>Abacoproeces saltuum</i>	–	–	1	1,8	–	–	–	–
<i>Diplocephalus picinus</i>	–	–	1	1,8	–	–	–	–
<i>Diplostyla concolor</i>	4	5,7	–	–	–	–	–	–
<i>Megalephthantes pseudocollinus</i>	–	–	2	3,6	1	2,0	1	2,6
<i>Tenuiphantes flavipes</i>	–	–	1	1,8	–	–	1	2,6
Linyphiidae gen. sp., juv	2	2,9	1	1,8	–	–	1	2,6
<i>Pachygnatha listeri</i>	1	1,4	–	–	–	–	1	2,6
<i>Pachygnatha</i> sp., juv	3	4,3	1	1,8	1	2,0	3	7,9
<i>Pardosa lugubris</i>	22	31,4	12	21,4	21	42,0	1	2,6
<i>Pirata hygrophilus</i>	–	–	–	–	1	2,0	21	55,3
<i>Trochosa terricola</i>	7	10,0	8	14,3	6	12,0	1	2,6
Lycosidae gen. sp., juv	14	20,0	20	35,7	5	10,0	1	2,3
<i>Tegenaria lapicidarum</i>	–	–	–	–	1	2,0	–	–
Agelenidae gen. sp., juv	–	–	1	1,8	–	–	–	–
<i>Agroeca</i> sp., juv	–	–	1	1,8	2	4,0	–	–
<i>Phrurolithus festivus</i>	–	–	1	1,8	–	–	–	–
<i>Phrurolithus minimus</i>	1	1,4	–	–	–	–	–	–
<i>Clubiona caerulescens</i>	1	1,4	–	–	–	–	–	–
<i>Haplodrassus silvestris</i>	–	–	–	–	1	2,0	–	–
Gnaphosidae gen. sp., juv	1	1,4	–	–	–	–	–	–
<i>Zora spinimana</i>	2	2,9	–	–	–	–	2	5,3
<i>Ozyptila praticola</i>	12	17,1	4	7,1	5	10,0	5	13,6
<i>Xysticus luctator</i>	–	–	–	–	6	12,0	–	–
<i>Xysticus</i> sp., juv	–	–	1	1,8	–	–	–	–
<b>Кількість екземплярів</b>	<b>70</b>		<b>56</b>		<b>50</b>		<b>38</b>	
<b>Динамічна щільність (екз. на 100 пастко-діб)</b>	<b>233,3</b>		<b>186,7</b>		<b>166,7</b>		<b>126,7</b>	
<b>Кількість видів</b>	<b>9</b>		<b>12</b>		<b>10</b>		<b>8</b>	

**Умовні позначки:** екз. – кількість екземплярів, juv – ювенільні особини.

Середнє значення динамічної щільності в досліджених біотопах складало 178,4 екз. на 100 пастко-діб. Найвищою динамічною щільністю павуків характеризуються діброви прируслової частини заплави: значення цього параметра від 1,3 до 1,8 раза було вище, ніж в інших біотопах (табл. 11). Найменша динамічна щільність була в притерасній заплаві.

Склад групи домінантів у цілому відбивав мікрокліматичні особливості досліджених біотопів (табл. 12). У всіх місцеперебуваннях, крім притерасної заплави, статус еудомінанта мав мезофільний *Pardosa lugubris*, який становив від 42,0 до 21,4 % зібраних екземплярів. У перезволоженій притерасній заплаві єдиним еудомінантом був гігрофільний павук-вовк *Pirata hygrophilus*, що становив більше половини населення. Другим за значимістю видом у прирусловій, центральній та пристінній частинах заплави р. Самара був мезофільний павук-вовк *Trochosa terricola*. Максимальної відносної чисельності цей вид досягав у дібровах центральної заплави. У притерасній заплаві вид знижував чисельність, становлячи ледве більше 2 % населення павуків (тобто частка виду зменшувалася від 5 до 7 разів). Відносна чисельність ще одного домінуючого виду – павука-краба *Ozyptila praticola* – зазнавала не настільки значних змін: максимуму він досягав у прирусловій і притерасній частинах заплави, а мінімуму – у центральній заплаві. Ряд домінантів демонстрували явну перевагу одному з досліджених ценозів. Прикладом може служити *Xysticus luctator* – еудомінант притерасся, *Diplostyla concolor* – домінуючий вид прируслової заплави.

Частка мезо- і гігрофільних ліній у структурі населення павуків як за чисельністю, так і за кількістю видів максимальна в дібровах центральної заплави з їх стабільно мезофітними умовами та потужним шаром листового опаду (табл. 13). Переважна частина видів із цієї родини будує маленькі сітки в товщі підстилки, під камінням, корою, в моху.

Павуки-вовки Lycosidae максимальну відносну чисельність мають у дібровах центральної заплави, а їх частка у видовому багатстві найбільша в пристінних дібровах. Це активні, рухливі мисливці, що мешкають на поверхні ґрунту та підстилки.

Таблиця 12

**Склад групи домінуючих видів герпетобіонтних павуків досліджених біотопів заплави р. Самара**

Вид	Прируслова заплава	Центральна заплава	Пристінна заплава	Притерасна заплава
<i>Diplostyla concolor</i>	D	–	–	–
<i>Pardosa lugubris</i>	Eu	Eu	Eu	SD
<i>Pirata hygrophilus</i>	–	–	SD	Eu
<i>Trochosa terricola</i>	Eu	Eu	Eu	SD
<i>Zora spinimana</i>	SD	–	–	D
<i>Ozyptila praticola</i>	Eu	D	Eu	Eu
<i>Xysticus luctator</i>	–	–	Eu	–

**Умовні позначки:** Eu – еудомінант, D – домінант, SD – субдомінант.

Павуки-краби Thomisidae і за чисельністю, і за видовим багатством максимуму досягають у пристінних дібровах. У наших зборах представлені наземні засідні види, що ховаються в товщі підстилки, під камінням.

Чисельність і видове багатство гігрофільних колопрядів Tetragnathidae строго пов'язані зі збільшенням вологості біотопу – ці показники максимальні в притерасній заплаві в умовах гіперзволоження.

Таблиця 13

**Співвідношення видового багатства і чисельності (%) родин герпетобіонтних павуків біотопів заплави р. Самара**

Родина	Приуслова заплава		Центральна заплава		Пристінна заплава		Притерасна заплава	
	екз.	вид.	екз.	вид.	екз.	вид.	екз.	вид.
Theridiidae	–	–	1,8	8,3	–	–	–	–
Linyphiidae	8,6	11,1	10,7	33,3	2,0	10,0	7,9	25,0
Tetragnathidae	5,7	11,1	1,8	8,3	2,0	10,0	10,5	12,5
Lycosidae	61,4	22,2	71,4	16,6	66,0	30,0	63,2	37,5
Agelenidae	–	–	1,8	8,3	2,0	10,0	–	–
Liocranidae	–	–	1,8	8,3	4,0	10,0	–	–
Corinnidae	1,4	11,1	1,8	8,3	–	–	–	–
Clubionidae	1,4	11,1	–	–	–	–	–	–
Gnaphosidae	1,4	11,1	–	–	2,0	10,0	–	–
Zoridae	2,9	11,1	–	–	–	–	5,3	12,5
Thomisidae	17,1	11,1	8,9	16,6	22,0	20,0	13,2	12,5

**Умовні позначки:** екз. – відносна чисельність (%), вид. – видове багатство (%).

Таким чином, біотопи заплави р. Самара диференційовані за чисельністю герпетобіонтних павуків (вона максимальна в дібровах приуслової частини), видовим багатством угруповань павуків (воно найвище в центральній і пристінній частинах), складом домінантів, співвідношенням відносної чисельності та видової представленості родин. Перезволжена притерасна заплава характеризується зниженням як динамічної щільності, так і кількості видів герпетобіонтних павуків. Тільки параметри чисельності та видового багатства родини Tetragnathidae строго відбивають градієнт зволоження заплавних місцеперебувань. Характер залежності поширення представників інших родин неоднозначний і вимагає подальших досліджень.

## 5.2. Павуки заплави р. Оріль

Відбір проб проведений на ділянці, розташованій у 2,5 км на північ від західного краю с. Перещепине, Новомосковський р-н, Дніпропетровська обл. (49°03' N 35°19' E).

Пастки виставлялися по три у кожному біотопі з 9.04.09 по 4.07.09. Вибірка матеріалу проводилася раз на 30 днів. Проби відібрані в таких місцеперебуваннях: бересто-чорнокленовий дубняк із розхідником звичайним (діброва 1); бересто-чорнокленовий дубняк із конвалією (діброва 2); болотистий луг. Було відпрацьовано 810 пастко-діб (по 270 на кожну стацію), зібрано 1 199 екземплярів павуків.

Заплавний болотистий луг розташований поблизу стариці на лівому березі р. Оріль. Мікропідвищення зайняті заплавними дібровами, які формуються в умовах засолення ґрунтового профілю через близьке стояння рівня ґрунтових вод (трофотоп E'). У ґрунтах заплавних лісів р. Оріль спостерігаються активні процеси засолення, на відміну від заплави р. Самара, тому така «фізіологічна» сухість накладає відбиток на фауну та структуру населення павуків.

У результаті обробки зібраного матеріалу в герпетобії досліджених біотопів знайдено 46 видів павуків, які належать до 12 родин. Основу фауни становлять представники родин Lycosidae (23,9 % видів), Gnaphosidae (20,3 %), Thomisidae і Linyphiidae (по 13,0 %). Майже 89 % зібраних у заплаві особин належать до павуків-вовків Lycosidae.

Таблиця 14

**Видовий склад і відносна чисельність (%) герпетобіонтних павуків біотопів  
р. Оріль**

Вид	Заплавний луг		Бересто-чорноклено-ва діброва з розхідником звичайним		Бересто-чорноклено-ва діброва з конвалією		Усього діброви	
	екз.	%	екз.	%	екз.	%	екз.	%
1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Enoplognatha thoracica</i>	–	0,0	1	0,2	2	0,4	3	0,3
<i>Euryopis flavomaculata</i>	–	0,0	1	0,2	–	0,0	1	0,1
Theridiidae gen. sp., juv	–	0,0	–	0,0	1	0,2	1	0,1
<i>Abacoproeces saltuum</i>	–	0,0	1	0,2	1	0,2	2	0,2
<i>Anguliphantes angulipalpis</i>	–	0,0	1	0,2	–	0,0	1	0,1
<i>Diplocephalus picinus</i>	–	0,0	3	0,5	3	0,6	6	0,6
<i>Neriere clathrata</i>	–	0,0	1	0,2	–	0,0	1	0,1
<i>Panamomops mengei</i>	–	0,0	1	0,2	–	0,0	1	0,1
<i>Walckenaeria furcillata</i>	–	0,0	–	0,0	1	0,2	1	0,1
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	2	1,3	119	20,8	3	0,6	122	11,5
<i>Arctosa leopardus</i>	2	1,3	–	0,0	–	0,0	–	0,0
<i>Arctosa lutetiana</i>	–	0,0	12	2,1	9	1,9	21	2,0
<i>Pardosa agrestis</i>	2	1,3	–	0,0	–	0,0	–	0,0
<i>Pardosa lugubris</i>	29	19,5	215	37,6	346	72,2	561	53,1
<i>Pardosa paludicola</i>	2	1,3	8	1,4	18	3,8	26	2,5
<i>Pardosa prativaga</i>	50	33,6	3	0,5	2	0,4	5	0,5
<i>Pirata latitans</i>	1	0,7	–	0,0	–	0,0	–	0,0
<i>Trochosa ruricola</i>	22	14,8	15	2,6	2	0,4	17	1,6
<i>Trochosa terricola</i>	1	0,7	74	13,0	55	11,5	129	12,2
<i>Xerolycosa miniata</i>	1	0,7	–	0,0	–	0,0	–	0,0
Lycosidae gen. sp., juv	8	5,4	55	9,6	9	1,9	64	6,1
<i>Pisaura mirabilis</i>	1	0,7	–	0,0	2	0,4	2	0,2
<i>Pisaura</i> sp., juv	–	0,0	4	0,7	–	0,0	4	0,4
<i>Hahnia ononidum</i>	–	0,0	1	0,2	–	0,0	1	0,1
<i>Titanoeca schineri</i>	1	0,7	–	0,0	–	0,0	–	0,0
<i>Titanoeca</i> sp., juv	–	0,0	1	0,2	–	0,0	1	0,1
<i>Agroeca cuprea</i>	–	0,0	–	0,0	1	0,2	1	0,1
<i>Agroeca</i> cf. <i>maculata</i>	–	0,0	1	0,2	–	0,0	1	0,1
<i>Clubiona pseudoneglecta</i>	–	0,0	1	0,2	–	0,0	1	0,1
<i>Drassodes lapidosus</i>	3	2,0	–	0,0	–	0,0	–	0,0
<i>Drassodes pubescens</i>	–	0,0	1	0,2	–	0,0	1	0,1
<i>Drassylus lutetianus</i>	6	4,0	2	0,4	–	0,0	2	0,2
<i>Drassylus pusillus</i>	–	0,0	–	0,0	1	0,2	1	0,1
<i>Drassyllus villicus</i>	5	3,4	–	0,0	–	0,0	–	0,0
<i>Gnaphosa lucifuga</i>	2	1,3	–	0,0	–	0,0	–	0,0
<i>Haplodrassus dalmatensis</i>	–	0,0	7	1,2	4	0,8	11	1,0
<i>Haplodrassus silvestris</i>	–	0,0	4	0,7	1	0,2	5	0,5

Закінчення таблиці 14

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Haplodrassus umbratilis</i>	–	0,0	–	0,0	3	0,6	3	0,3
<i>Scotophaeus quadripunctatus</i>	–	0,0	1	0,2	–	0,0	1	0,1
<i>Zelotes caucasicus</i>	1	0,7	–	0,0	–	0,0	–	0,0
<i>Zelotes latreillei</i>	–	0,0	1	0,2	–	0,0	1	0,1
<i>Zelotes kukushkini</i>	–	0,0	4	0,7	6	1,3	10	1,0
Gnaphosidae gen. sp., juv	–	0,0	10	1,8	4	0,8	14	1,3
<i>Zora spinimana</i>	–	0,0	2	0,4	1	0,2	3	0,3
<i>Ozyptila praticola</i>	–	0,0	10	1,8	4	0,8	14	1,3
<i>Ozyptila scabricula</i>	–	0,0	1	0,2	–	0,0	1	0,1
<i>Ozyptila trux</i>	8	5,4	–	0,0	–	0,0	–	0,0
<i>Ozyptila</i> sp., juv	–	0,0	1	0,2	–	0,0	1	0,1
<i>Xysticus kochi</i>	1	0,7	–	0,0	–	0,0	–	0,0
<i>Xysticus luctator</i>	–	0,0	4	0,7	–	0,0	4	0,4
<i>Xysticus ulmi</i>	–	0,0	3	0,5	–	0,0	3	0,3
<i>Xysticus</i> sp., juv	–	0,0	2	0,4	–	0,0	2	0,2
<i>Talavera aequipes</i>	1	0,7	–	0,0	–	0,0	–	0,0
<b>Кількість екземплярів</b>	<b>149</b>		<b>571</b>		<b>479</b>		<b>1050</b>	
<b>Динамічна щільність (екз. на 100 пастко-діб)</b>	<b>55,2</b>		<b>211,5</b>		<b>177,4</b>		<b>194,5</b>	
<b>Кількість видів</b>	<b>20</b>		<b>30</b>		<b>20</b>		<b>36</b>	
<b>Число й частка специфічних видів</b>	<b>12 (60,0 %)</b>		<b>16 (53,3 %)</b>		<b>5 (25,0 %)</b>		<b>29 (72,2 %)</b>	

**Умовні позначки:** екз. – кількість екземплярів, % – відносна чисельність.

Кількість видів павуків у герпетобії досліджених ценозів заплави р. Оріль максимальна в бересто-чорнокленовій діброві з розхідником звичайним (табл. 14). У бересто-чорнокленовому дубняку з конвалією та на заплавному лузі кількість видів однакова. Галофільні діброви в цілому нараховують 36 видів павуків. Збідніння таксономічного багатства павуків на лузі яскравіше відбивається на рівні родин – воно менше, ніж у дібровах, майже вдвічі (6 та 11 родин, відповідно). Подібної тенденції зазнає й динамічна щільність – максимальна в дібровах і більше ніж удвічі менша – на лузі.

Частка видів, характерних для певного локалітету, від загальної кількості видів (специфічність фауни), коливається від 25,0 % для бересто-чорнокленового дубняку до 72,2 % для дібров у цілому. Ми не можемо виключити, що види, знайдені в єдиному екземплярі, випадково попали в конкретний ценоз і не є характерною складовою його населення. Природно, що «специфічність» фауни правильно оцінювати за результатами багатострокових зборів. Але з позицій орієнтовного характеру нашого дослідження ми вважаємо доцільним таке методичне припущення.

Основу населення павуків герпетобію досліджених ценозів складають павуки-вовки Lycosidae (табл. 15), їх відносна чисельність зазнає незначних змін – від 80,5 до 92,7 % зібраних екземплярів. Причому частка представників даної родини вища в дібровах, ніж на лузі, що, можливо, пов'язано зі щільністю рослинного покриву останнього місцеперебування, який ускладнює пересування цих активних мисливців. Не знайдені на лузі представники Zoridae, Clubionidae, Liocranidae, Hahnidae, Linyphiidae, Theridiidae. У дібровах не знайдені павуки-стрибунчики Salticidae. Ці павуки полюють

у рослинному ярусі, наздоганяючи жертву великими стрибками. Переважають у добре освітлених ценозах із багатою трав'яною рослинністю. Представники родини Gnaphosidae були більш численні на лузі. Це переважно нічні форми, що не будують ловчих сіток.

Таблиця 15

**Співвідношення відносної чисельності (%) і видового багатства (%) родин герпетобіонтних павуків досліджених ценозів р. Оріль**

Родина	Заплавний луг		Бересто-чорнокленова діброва з розхідником звичайним		Бересто-чорнокленова діброва з конвалією		Усього діброви	
	екземплярів	видів	екземплярів	видів	екземплярів	видів	екземплярів	видів
Theridiidae	–	–	0,4	6,7	0,6	5,0	0,5	5,6
Linyphiidae	–	–	1,2	16,7	1,0	15,0	1,1	16,7
Lycosidae	80,5	50,0	87,7	23,3	92,7	35,0	90,0	19,4
Pisauridae	0,7	5,0	0,7	3,3	0,4	5,0	0,4	2,8
Hahniidae	–	–	0,2	3,3	–	–	0,1	2,8
Titanoecidae	0,7	5,0	0,2	3,3	–	–	0,1	2,8
Liocranidae	–	–	0,2	3,3	0,2	5,0	0,2	5,6
Clubionidae	–	–	0,2	3,3	–	–	0,1	2,8
Gnaphosidae	11,4	25,0	5,3	23,3	4,0	20,0	4,7	27,8
Zoridae	–	–	0,4	3,3	0,2	5,0	0,3	2,8
Thomisidae	6,0	10,0	3,7	16,7	0,8	5,0	2,4	11,1
Salticidae	0,7	5,0	–	–	–	–	–	–

Склад групи домінантів дозволяє чітко диференціювати луговий і лісовий ценози (табл. 16). Навіть максимальне і мінімальне значення відносної чисельності єдиного загального еудомінанта – *Pardosa lugubris* – різняться майже втричі.

Еудомінант на лузі – *Pardosa prativaga*, у дібровах не піднімається вище рівня субрецента, а домінант *Ozyptila trux* – не знайдений у дібровах зовсім. Зворотню динаміку демонструє *Trochosa terricola*, що виступає еудомінантом у дібровах і субрецентом – на лузі.

Деякі види виконують роль «індикатора» певного локалітету: так, *Pardosa paludicola* виступає субдомінантом у діброві з конвалією, в інших місцеперебуваннях він – рецент. Ще різкіше змінюється відносна чисельність *Alopecosa pulverulenta*, який є еудомінантом у бересто-чорнокленовому дубняку з розхідником звичайним, а в інших локалітетах – рідкісний.

Два таксономічно близькі види павуків-вовків *Trochosa ruricola* і *T. terricola*, трапляючись у всіх обстежених біотопах, характеризуються різнонаправленими тенденціями зміни відносної чисельності. Перший вид віддає перевагу луговому місцеперебуванню, другий – дібровам. Вважається, що близькі види так роз'єднані в ценозах з високою видовою розмаїтістю, де екологічні ніші досягають значного ступеня заповнювання.

Таким чином, заплава р. Оріль характеризується досить багатим і різноманітним населенням павуків. Галофільні діброви заплави нараховують 36 видів герпето-



біонтних павуків. Відкритий трав'янистий ценоз (заплавний луг) характеризується збіднінням аранеофауни як на видовому рівні, так і на рівні родин (майже удвічі). Крім того, також удвічі знижується динамічна щільність павуків.

Таблиця 16

**Склад домінуючих видів герпетобіонтних павуків  
заплави р. Оріль**

Вид	Заплавний луг		Бересто-чорнокленова діброва з розхідником звичайним		Бересто-чорнокленова діброва з конвалією		Усього Діброви	
	статус	%	статус	%	статус	%	статус	%
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	R	1,3	Eu	20,8	SR	0,6	Eu	11,5
<i>Arctosa lutetiana</i>	–	0,0	SD	2,1	R	R	SD	2,0
<i>Pardosa lugubris</i>	Eu	19,5	Eu	37,7	Eu	72,2	Eu	53,1
<i>Pardosa paludicola</i>	R	1,3	R	1,4	SD	3,8	SD	2,5
<i>Pardosa prativaga</i>	Eu	33,6	SR	0,5	SR	0,4	SR	0,5
<i>Trochosa ruricola</i>	Eu	14,8	SD	2,6	SR	0,4	R	1,6
<i>Trochosa terricola</i>	SR	0,7	Eu	13,0	Eu	11,5	Eu	12,2
<i>Drassodes lapidosus</i>	SD	2,0	–	0,0	–	0,0	–	0,0
<i>Drassylus lutetianus</i>	SD	4,0	SR	0,4	–	0,0	SR	0,19
<i>Drassyllus villicus</i>	SD	3,4	–	0,0	–	0,0	–	0,0
<i>Ozyptila trux</i>	D	5,4	–	0,0	–	0,0	–	0,0
<b>Сумарна відносна чисельність еудомінантів (%)</b>	<b>67,9</b>		<b>71,5</b>		<b>83,7</b>		<b>76,8</b>	
<b>Сумарна відносна чисельність рецедентів та субрецедентів (%)</b>	<b>12,1</b>		<b>14,7</b>		<b>12,3</b>		<b>12,3</b>	

**Умовні позначки:** Eu – еудомінант, D – доміант, SD – субдомінант, R – рецедент, SR – субрецедент.

Сумарна відносна чисельність рідких видів (рецедентів та субрецедентів) в досліджених ценозах досить висока, причому як відкрите місцезнаходження, так і деревні ценози в цілому за цим показником різняться незначно (табл. 16). Частка еудомінантів найвища в діброві з конвалією, і найнижча – на заплавному лузі. Населення павуків цього біотопу можна вважати полідомінантним, в дібровах кількість доміантних видів зменшується, а їх частка в структурі населення зростає.

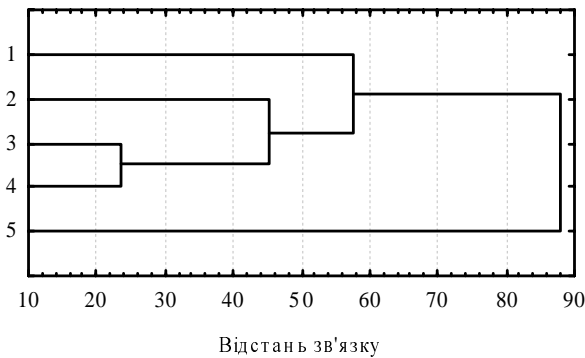
Сукупно в герпетобії заплавних біотопів р. Самара й р. Оріль було знайдено 56 видів павуків. Основу фауни становлять представники родин Lycosidae, Linyphiidae, Gnaphosidae, Thomisidae. Серед родин, що переважають за чисельністю, треба назвати, передусім, Lycosidae. Наступна за кількістю зібраних особин родина – Gnaphosidae – поступається їм майже у 18 разів.

Порівняння видового складу та структури населення павуків досліджених заплавних ценозів дозволило виявити показові, індикаторні види для різних типів місцеперебувань. Так, для відкритих трав'янистих вологих ценозів характерні *Ozyptila trux*, *Drassyllus villicus*, *Pardosa prativaga*, *Trochosa ruricola*, *Gnaphosa lucifuga*, *Drassodes lapidosus*, *Arctosa leopardus*.

Фотофільні види (наприклад, *Xerolycosa miniata*, *Pardosa agrestis*), що мешкають переважно на степових ділянках, відслоненнях порід тощо, в заплавах річок реєструються зрідка, причому віддають перевагу відкритим трав'янистим ценозам – заплавному лукам.

Індикатором лісових ценозів служить цілий комплекс видів, серед яких *Ozyptila praticola*, *Trochosa terricola* – види, відмічені в усіх лісових біотопах. Крім того, до деревних насаджень тяжіють: *Abacoproeces saltuum*, *Diplocephalus picinus*, *Zora spinimana*. *Pirata hygrophilus*, що часто трапляється по берегах водойм, маркірує перезволожений ольс.

Кладограма подібності – розбіжності видового складу та структури населення досліджених ценозів показала своєрідність (частково внаслідок бідності видового списку) павуків ольсу (рис. 24). Липові та липо-ясеневі діброви заплави р. Самара демонструють найбільшу подібність структури населення павуків. До дібров центральної та притерасної заплави примикає галофільна діброва заплави р. Оріль, при цьому утворюється кластер лісових масивів. Крім того, значною своєрідністю відрізняється єдиний обстежений відкритий ценоз – заплавний луг.



**Рис. 24.** Кладограма подібності – розбіжності населення павуків досліджених заплавних ценозів (за видовим складом та чисельністю видів, евклідова відстань, середнє поєднання)

**Умовні позначки:** 1 – заплавний луг, 2 – галофільна діброва, 3 – липова діброва, 4 – липо-ясенева діброва, 5 – ольс

Частки окремих родин у видовому багатстві й чисельності населення павуків заплавних біотопів у цілому різко не збігаються (рис. 25). Так, на павуків-вовків *Lycosidae* припадає майже 90 % зібраних особин, тоді як їх внесок у видове багатство значно менший – ледве перевищує 20 % видів. Почасти до подібної диспропорції призводить використаний метод збирання павуків. Відомо, що пастки Барбера дозволяють ураховувати тільки форми, які активно пересуваються поверхнею субстрату (зокрема, павуки-вовки, *Gnaphosidae*, *Zoridae*, *Liocranidae*). Тенетні і просто малорухливі види (*Linyphiidae*, *Theridiidae*, *Tetragnathidae*, *Agelenidae*, *Hahniidae*, *Titanoecidae* та ін.) у дуже малій кількості опиняються в пастках, що більш різко проявляється на рівні чисельності, ніж видового багатства.

Більшість інших родин характеризуються зворотним співвідношенням відносної чисельності та видового багатства. Найбільшою часткою у видовому переліку характеризуються *Gnaphosidae*, однак їх відносна чисельність не досягає 5%. *Linyphiidae* становлять понад 16 % видів і всього 2 % особин. Павуки-краби *Thomisidae* становлять понад 10 % аранеофауни досліджених ценозів і 4 % зібраних екземплярів. Внесок інших родин у видове багатство та чисельність павуків незначний.

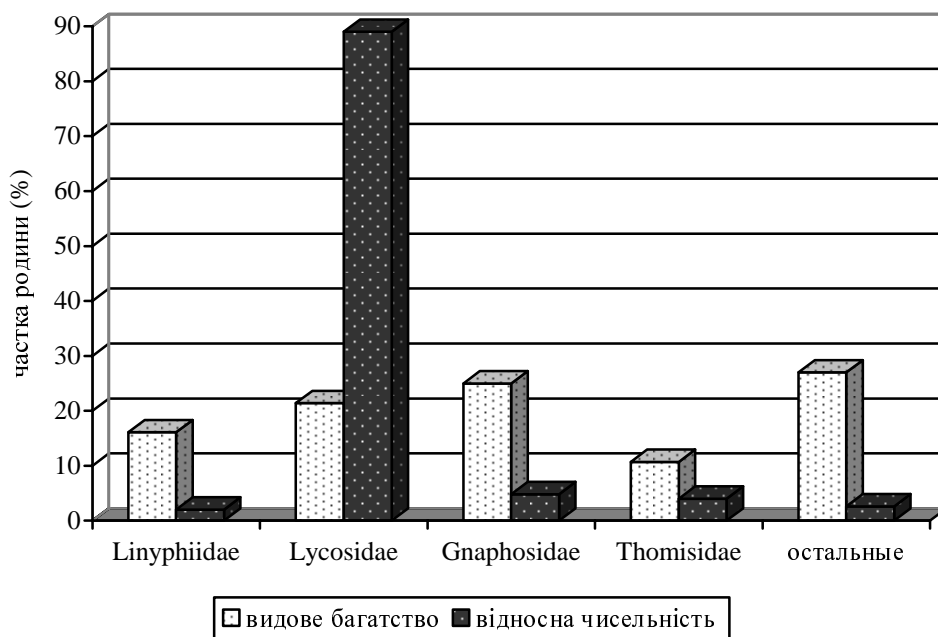


Рис. 25. Співвідношення часток родин у видовому багатстві (%) та у чисельності населення павуків (%) досліджених заплавних ценозів р. Оріль та р. Самара

### 5.3. Павуки урочища Круглик

Осикий перелісок (урочище Круглик, 48°36' N і 35°37' E), розташований в 1,3 км на захід від с. Булахівка (Павлоградський р-н, Дніпропетровська обл.) на стику 3-ї і 4-ї терас долини р. Самара, являє собою лісовий масив довжиною близько 800 м з півночі на південь і 650 м зі сходу на захід. Уперше як унікальне в геоботанічному відношенні місцеперебування був описаний О. Л. Бельгардом (1948 б), за працею якого наведена характеристика цього урочища.

Урочище Круглик формується на мисоподібному виступі 4-ї тераси, який є невеликим вододілом між р. Березнеговата і балкою Водяна. До цього вододільного виступу зі сходу та південного сходу прилягає простір легкосуглинистого та солонцюватого чорнозему, нині розораного. З півночі панує солонцевий комплекс. Із західної та південно-західної сторони вздовж долини р. Березнеговата розташовані солончаковаті лисохвосто-тонконогові карбонатні луги. Вододільний виступ, де розташоване урочище Круглик, з геоморфологічної точки зору нагадує величезну чашу з помітним зниженням у східній частині урочища. Річка, що обминає урочище із західної та південно-західної сторони, суцільно заросла галофітами (*Турна*, *Scirpus* і ін.) і в другу половину літа пересихає. У заплаві, що прилягає до Березнеговатої, панують лисохвосто-тонконогові луги з карбонатним засоленням. Із заходу урочища Круглик поблизу узлісся є острівці степових цілинок, які характеризуються таким складом: *Stipa ioannis* Cel.,

*F. estuca sulcata* Hack., *Koeleria gracilis* Pers., *Bromus inermis* Leyss., *Medicago falcata* L., *Ranunculus illiricus* L., *Thalictrum minus* L., *Sisymbrium polymorphum* (Morr.) Roth., *Viola saxatilis* Schmidt., *Salvia nemorosa* L., *Ajuga genevensis* L., *Stachys recta* L., *Asperula glauca* (L.) Bess., *Hieracium coropifolium* Bernh. Ділянки степових цілинок тиснуться до узлісся, яке часто представлене осичняками, що займають потускулярні позиції. Цим пояснюється збільшення більш вологолюбних компонентів у складі степових асоціацій, які відчувають на собі пертинентний вплив найближчої стіни лісу.

Із західного та особливо з північного боку, ближче до 3-ї тераси, спостерігається домінування солонцево-солончакового комплексу, який безпосередньо межує з лісовими фітоценозами. Степові цілинки поблизу солонцево-солончакового комплексу починають збагачуватися за рахунок деяких галофільних елементів: *Senecio racemosus* D.C., *Taraxacum bessarabicum* Hand.

Найчастіше солонцево-солончаковий комплекс складається із фрагментів двох асоціацій. На глибокостовпчастих середньосолончакових солонцях трапляються *Festuca sulcata* Hack., *Statice tomentalla* Boiss., *Lotus corniculatus* L., *Plantago matitima* L., *Artemisia maritima* (L.) Bess., *Camphorosoma annuum* Pall.

У невеликих блюдцеподібних зниженнях, де формуються глибисті содові солонці, осолончаковані до поверхні, росте *Atropis distans* (L.) Griss., *Camphorosoma annuum* Pall.

Ближче до стіни лісу солонцево-солончаковий комплекс переходить у чагарникове узлісся, що найчастіше складається з терну – *Prunus spinosa* L., жостеру проносно-го *Rhamnus cathartica* L. і коркового береста *Ulmus suberosa* Gurke зі строкатою свитою узлісних рослин.

У центрі урочища Круглик, де утворюється котловиноподібне зниження, формуються осичняки такої структури. У деревостані: *Populus tremula* L., *Ulmus foliacea* Gilib., *Quercus robur* L., у підліску багато *Acer campestre* L. і одиничні кущі *Prunus spinosa* L. У трав'янистому ярусі *Urtica dioica* L., *Convallaria majalis* L., *Rubus caesius* L., *Leonurus marrubiastrum* L. Мертвий покрив зцементований, одинично трапляються досить товсті пні дуба. Як уважає О. Л. Бельгард (1948 б), цей осиковий перелісок перебуває на заключній фазі розвитку, коли осичняки перетворюються на діврову. Цей процес прискорюється ще тому, що осикову діврову на солодях оточують бересто-ясеневі діврови, які займають більш підвищені позиції зі слабко осолоділими ґрунтами, що виходять вприпул до чагарникових узлісь. Опис подібної асоціації: у деревному ярусі *Quercus robur* L., *Ulmus foliacea* Gilib., *Fraxinus excelsior* L., *Acer campestre* L., *Populus tremula* L., *Evonymus europaea* L., у трав'янистому покриві багато яглиці *Aegopodium podagraria* L., *Galium aparinae* L., *Anthriscus silvestris* Hoffm., *Urtica dioica* L., *Stachys silvatica* L., *Polygonatum multiflorum* All., *Viola odorata* L. Така асоціація, яка кільцем оточує осичняки на солодях і є осередком інспермації дівровних елементів, повинна сприяти посиленню процесу перетворення осичняків на солодях на діврову.

Проби відібрані в таких місцеперебуваннях: 1 – узлісся урочища, бересто-ясенєва діврова з тоноконогом лісовим; 2 – 200 м від узлісся вглиб лісу, паклено-ясенєва діврова із широкотрав'ям; 3 – центр урочища, бересто-ясенєва діврова з яглицею; 4 – заплашний луг, 100 м від узлісся поза межами лісу.

Пастки були виставлені з 10. 04 по 9. 07. 2008 року у кількості три у кожній стації (загальна експозиція склала 1 080 пастко-дів). Було зібрано 367 екземплярів павуків.

У результаті проведених досліджень у герпетобії зазначених ценозів було знайдено 23 види павуків, які належать до 7 родин (табл. 17).

Основу фауни становлять представники родин Lycosidae, Linyphiidae, Thomisidae, Gnaphosidae. Частка інших родин у видовому списку незначна. Майже 90 % зібраних особин належать до павуків-вовків, відносна чисельність другої за видовим багатством родини – Linyphiidae – досить низька і не досягає 2 %.



Закінчення таблиці 17

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Haplodrassus silvestris</i>	1	0,7	2	4,6	1	0,7	–	–
<i>Zelotes kukushkini</i>	–	–	–	–	2	1,5	–	–
Gnaphosidae gen. sp., juv	2	1,4	1	2,3	1	0,7	–	–
<b>Gnaphosidae (13,0 % видів, 3,3 % особин)</b>								
<i>Ozyptila praticola</i>	–	–	1	2,3	4	2,9	–	–
<i>Ozyptila cf. arctica</i>	–	–	–	–	–	–	1	2,4
<i>Xysticus luctator</i>	–	–	2	4,6	3	2,2	–	–
<i>Xysticus ulmi</i>	–	–	–	–	2	1,5	–	–
<i>Xysticus</i> sp., juv	–	–	–	–	–	–	1	2,4
<b>Thomisidae (17,4 % видів, 3,8 % особин)</b>								
<b>Кількість екземплярів</b>	<b>144</b>		<b>44</b>		<b>137</b>		<b>42</b>	
<b>Динамічна щільність</b>	<b>53,3</b>		<b>15,9</b>		<b>50,7</b>		<b>15,5</b>	
<b>Кількість видів</b>	<b>9</b>		<b>7</b>		<b>14</b>		<b>11</b>	
<b>Число і частка специфічних видів</b>	<b>3 (33,3 %)</b>		<b>0</b>		<b>5 (35,7 %)</b>		<b>7 (63,6 %)</b>	

Умовні позначки: екз. – кількість особин, % – відносна чисельність

Оскільки на заплавному лузі та в паклено-ясеневій діброві з широкотрав'ям кількість зібраних павуків незначна, ранг субдомінантів мають одинично зареєстровані види, структура домінування цих ценозів потребує додаткових досліджень. На узліссі та в центрі урочища еудомінують *Pardosa lugubris* та *Trochosa terricola*.

Основу населення павуків досліджених місцеперебувань становлять павуки-вовки Lycosidae (їх відносна чисельність коливається в невеликих межах – від майже 84 % особин у центрі колка до більше ніж 92 % на узліссі діброви) (табл. 18).

Таблиця 18

**Видове багатство (%) та відносна чисельність (%) родин павуків досліджених ценозів урочища Круглик**

Родина	Бересто-ясенєва діброва з тонконогом лісовим		Паклено-ясенєва діброва з широко-трав'ям		Бересто-ясенєва діброва з яглицею		Заплавний луг	
	видів	екземплярів	видів	екземплярів	видів	екземплярів	видів	екземплярів
<b>Theridiidae</b>	–	–	–	–	7,1	0,7	–	–
<b>Linyphiidae</b>	33,3	2,8	–	–	7,1	1,5	9,1	2,4
<b>Lycosidae</b>	44,4	92,3	42,9	86,0	42,9	83,9	54,5	85,7
<b>Pisauridae</b>	11,1	2,8	14,3	2,3	7,1	4,4	–	–
<b>Clubionidae</b>	–	–	–	–	–	–	9,1	2,4
<b>Gnaphosidae</b>	11,1	2,1	14,3	7,0	14,2	2,9	9,1	4,8
<b>Thomisidae</b>	–	–	28,6	7,0	21,4	6,6	18,2	4,8

Відносна чисельність Gnaphosidae максимальна в паклено-ясеневій діброві, значно знижуючись в інших біотопах. Лініфії ніде не досягають великої чисельності, в останньому ценозі вони не відмічені зовсім.

Видова представленість павуків-вовків достатньо постійна в усіх досліджених ценозах, дещо зростаючи на лузі. Фауна Linyphiidae найбагатша на узліссі. Видове багатство Gnaphosidae зростає в дібровах, як і павуків-крабів.

# 6

## СТРУКТУРА НАСЕЛЕННЯ ПАВУКІВ ПРИВОДОДІЛЬНО- БАЛКОВОГО ЛАНДШАФТУ

### 6.1. Байрак Яців Яр

Урочище Яців Яр належить до байрачних лісів південного географічного варіанта (Бельгард, 1971). Цей байрак пролягає поблизу с. Перше Травня (Дніпропетровський р-н) ( $48^{\circ}19' N$  і  $35^{\circ}10' E$ ). Загальна довжина байраку – близько 5,2 км із заходу на схід, устям він упирається в р. Дніпро.

Проби відібрані у восьми біогеоценозах уздовж катени, закладеної поперек головного напрямку байраку в його частині, що знаходиться в 1 км від устя: 1 – північна експозиція, степова цілинка; 2 – північна експозиція, верхня третина, бересто-пакленова діброва з грястицею збірною; 3 – північна експозиція, середня третина, липо-ясенева діброва із зірочником; 4 – північна експозиція, нижня третина, липо-ясенева діброва із широкотрав'ям; 5 – тальвег, пакленова діброва з яглицею; 6 – південна експозиція, нижня третина, бересто-ясенева діброва з тонконогом лісовим; 7 – південна експозиція, середня третина, степова цілинка.

Пастки були виставлені з 13. 04 по 9. 07. 08 у числі трьох у кожному локалітеті, сумарна експозиція склала 1 890 пастко-діб. Було зібрано та оброблено 1 025 екземплярів павуків.

У результаті проведених досліджень у герпетобії зібрано 48 видів павуків, які належать до 15 родин. Основу фауни становлять представники родин Lycosidae, Linyphiidae, Gnaphosidae, Thomisidae (табл. 19). Більша частина зібраних особин належить до павуків-вовків Lycosidae.

Чисельність угруповань павуків байраку Яців Яр має найнижчі значення в липо-ясеневій діброві із широкотрав'ям на північній експозиції, причому зниження чисельності супроводжується різким зменшенням видового різноманіття (рис. 27). Навпаки, низька чисельність на степових ділянках як північної, так і південної експозицій супроводжується одним із найвищих рівнів видового багатства угруповань павуків. Найвищою чисельністю характеризуються бересто-пакленова діброва з грястицею на північній експозиції та бересто-ясенева діброва з тонконогом на південній експозиції. Ці ділянки займають маргінальне положення між степовими цілинками та лісовими угрупованнями, що і пояснює підвищення як чисельності, так і видового багатства.

Таблиця 19

## Видовий склад і відносна чисельність (%) павуків герпетобію байраку Яців Яр

Вид	Північна експозиція				Тальвег	Південна експозиція	
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>		<i>e</i>	<i>f</i>
1	2	3	4	5	6	7	8
<b>Atypidae (1,8 % видів, 0,5 % особин)</b>							
<i>Atypus muralis</i>	–	–	–	–	–	–	6,0
<b>Dysderidae (3,5 % видів, 5,6 % особин)</b>							
<i>Harpactea rubicunda</i>	3,1	1,2	11,4	21,4	4,9	3,1	1,2
<i>Harpactea azowensis</i>	2,1	0,4	–	–	–	–	–
<i>Harpactea</i> sp., juv	–	0,8	–	–	–	–	2,4
<b>Theridiidae (1,8 % видів, 0,1 % особин)</b>							
<i>Enoplognatha thoracica</i>	–	–	–	–	0,7	–	–
<b>Linyphiidae (14,0 % видів, 1,4 % особин)</b>							
<i>Abacoproeces saltuum</i>	–	0,8	0,7	–	–	–	–
<i>Diplostyla concolor</i>	–	–	–	–	–	0,4	–
<i>Gongyliidiellum murcidum</i>	–	–	–	1,8	0,7	–	–
<i>Meioneta rurestris</i>	–	–	–	–	–	0,4	–
<i>Microneta viaria</i>	–	–	–	–	–	0,4	1,2
<i>Panamomops mengei</i>	–	–	–	–	–	0,4	–
<i>Tenuiphantes flavipes</i>	–	–	–	–	–	0,4	–
<i>Walckenaeria atrotibialis</i>	–	–	–	–	–	0,4	–
<i>Linyphiidae</i> gen. sp., juv	–	–	0,7	1,8	–	–	–
<b>Lycosidae (17,5 % видів, 77,3 % особин)</b>							
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	6,2	–	–	–	–	–	1,2
<i>Alopecosa sulzeri</i>	–	2,4	–	–	–	0,8	2,4
<i>Alopecosa taeniopus</i>	1,0	–	–	–	–	–	–
<i>Alopecosa trabalis</i>	14,4	2,0	–	–	–	–	1,2
<i>Arctosa lutetiana</i>	2,1	2,9	0,7	–	1,4	8,8	10,8
<i>Pardosa agrestis</i>	1,0	–	–	–	–	–	–
<i>Pardosa lugubris</i>	22,7	55,7	48,6	33,9	13,4	5,0	13,3
<i>Pirata hygrophilus</i>	–	–	–	–	40,1	0,8	–
<i>Trochosa ruricola</i>	–	–	–	–	2,8	0,4	1,2
<i>Trochosa terricola</i>	14,4	13,0	17,9	19,6	19,7	8,0	4,8
<i>Lycosidae</i> gen. sp., juv	16,5	7,7	13,6	7,1	8,5	12,2	24,1
<b>Pisauridae (1,8 % видів, 3,4 % особин)</b>							
<i>Pisaura mirabilis</i>	5,2	1,6	0,7	5,4	–	3,4	2,4
<i>Pisaura</i> sp., juv	2,1	1,6	0,7	3,6	–	–	2,4
<b>Agelenidae (1,8 % видів, 0,5 % особин)</b>							
<i>Tegenaria lapicidinarum</i>	–	–	–	–	–	0,76	–
<i>Agelenidae</i> gen. sp., juv	–	0,4	0,7	–	–	–	1,2
<b>Hahniidae (1,8 % видів, 0,1 % особин)</b>							
<i>Hahnia nava</i>	–	0,4	–	–	–	–	–
<b>Dictynidae (1,8 % видів, 0,1 % особин)</b>							



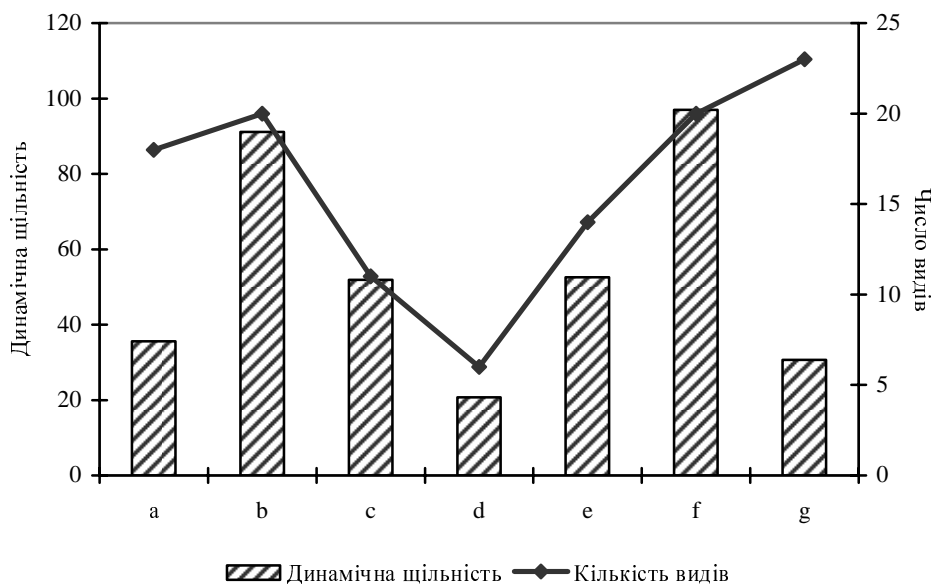
Закінчення таблиці 19

1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Lathys stigmatisata</i>	–	–	–	–	–	–	1,2
<b>Clubionidae (3,5 % видів, 0,4 % особин)</b>							
<i>Clubiona caerulescens</i>	–	–	0,7	–	0,7	0,4	–
<i>Clubiona pallidula</i>	–	0,4	–	–	–	–	–
<b>Gnaphosidae (14,0 % видів, 4,2 % особин)</b>							
<i>Berlandina cinerea</i>	–	3,7	–	–	–	–	2,4
<i>Drassodes lapidosus</i>	–	0,4	–	–	–	–	2,4
<i>Drassodes pubescens</i>	–	–	–	–	0,7	–	–
<i>Drassylus praeficus</i>	–	–	–	–	–	–	3,6
<i>Drassyllus pumilus</i>	1,0	–	–	–	–	–	–
<i>Haplodrassus bohemicus</i>	1,0	–	–	–	–	–	–
<i>Haplodrassus kulczynskii</i>	1,0	–	–	–	–	–	–
<i>Haplodrassus silvestris</i>	–	0,4	0,7	–	2,1	3,8	–
<i>Zelotes electus</i>	1,0	0,8	–	–	–	–	1,2
Gnaphosidae gen. sp., juv	–	0,4	–	–	0,7	–	1,2
<b>Zoridae (1,8 % видів, 0,4 % особин)</b>							
<i>Zora spinimana</i>	–	–	0,7	–	0,7	0,8	–
<b>Philodromidae (1,8 % видів, 0,5 % особин)</b>							
<i>Thanatus arenarius</i>	2,1	0,8	–	–	–	–	–
<i>Thanatus</i> sp., juv	–	–	–	–	–	–	1,2
<b>Thomisidae (14,0 % видів, 3,3 % особин)</b>							
<i>Ozyptila atomaria</i>	–	–	0,7	–	–	–	–
<i>Ozyptila claveata</i>	–	–	–	–	–	–	2,4
<i>Ozyptila praticola</i>	–	0,4	1,4	–	2,1	3,1	–
<i>Ozyptila</i> cf. <i>arctica</i>	–	–	–	–	–	–	2,4
<i>Xysticus cristatus</i>	1,0	–	–	–	–	–	1,2
<i>Xysticus kochi</i>	1,0	–	–	–	–	–	–
<i>Xysticus luctator</i>	–	0,8	–	5,4	0,7	1,5	–
<i>Xysticus robustus</i>	–	–	–	–	–	–	1,2
<i>Xysticus</i> sp., juv	–	–	–	–	–	–	1,2
<b>Salticidae (1,8 % видів, 0,5 % особин)</b>							
<i>Asianellus festivus</i>	–	0,4	–	–	–	–	2,4
Salticidae gen. sp., juv	1,0	0,4	–	–	–	–	–
<b>Кількість екземплярів</b>	<b>96</b>	<b>246</b>	<b>140</b>	<b>56</b>	<b>142</b>	<b>262</b>	<b>83</b>
<b>Динамічна щільність (екз. на 100 пастко-діб)</b>	<b>35,6</b>	<b>91,1</b>	<b>51,9</b>	<b>20,7</b>	<b>52,6</b>	<b>97,0</b>	<b>30,7</b>
<b>Кількість видів</b>	<b>18</b>	<b>20</b>	<b>11</b>	<b>6</b>	<b>14</b>	<b>20</b>	<b>23</b>
<b>Кількість специфічних видів</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>9</b>
<b>Частка (%) специфічних видів</b>	<b>38,9</b>	<b>1,0</b>	<b>9,1</b>	<b>–</b>	<b>14,3</b>	<b>3,0</b>	<b>39,1</b>

Умовні позначки: північна експозиція *a* – степова цілинка; *b* – верхня третина, бересто-пакленова діброва з грястицею збірною; *c* – середня третина, липо-ясенєва діброва із зірочником; *d* – нижня третина, липо-ясенєва діброва із широкотрав'ям; *e* – тальвег, пакленова діброва з яглицею; південна експозиція; *f* – нижня третина, бересто-ясенєва діброва з тонконогом лісовим; *g* – середня третина, степова цілинка.

Найвологіший тальвег балки займає проміжне положення за чисельністю та видовим багатством між позиціями катени. Можна припустити, що фактор вологості не є єдиним фактором, який здійснює лімітуючу роль для населення павуків. Вірогідно, що комплекс факторів у їх взаємозв'язку визначають екологічні особливості угруповань павуків байрачних біогеоценозів.

Характерно, що, незважаючи на коливання чисельності та кількості видів за позиціями катени, аранеофауна окремих стацій в межах байраку характеризується малою своєрідністю. Степові ділянки, навпаки, значно відрізняються від байрачних дібров, включаючи майже 40 % специфічних видів.



**Рис. 27.** Зміна динамічної щільності (в екз. на 100 пастко-діб) й кількості видів павуків за позиціями катени (позначки біотопів – див. табл. 20)

Єдиним загальним еудомінантом для всіх досліджених ділянок є мезофільний павук-вовк *Pardosa lugubris*, що становить від 13 до майже 56 % зібраних особин (табл. 20). Зниження відносної чисельності цього виду відбувається як на ксерофільних степових ділянках, так і у перезволоженому тальвегу. Гігрофільний *Pirata hygrophilus* служить індикатором режиму надмірного зволоження в умовах тальвегу байраку Яців Яр. Цікаво, що степові цілинки на різних схилах байраку значно розрізняються відотною чисельністю та складом домінантів. Види, що переважають у степу на схилі північної експозиції, знижують відносну чисельність або не відмічені на схилі південної експозиції та навпаки. Наприклад, *Atypus muralis* є домінантом на степовій цілинці на схилі байраку південної експозиції, а на схилі північної експозиції цей вид зовсім не знайдений. Павук-вовк *Trochosa terricola* на схилі північної експозиції є еудомінантом, а на протилежному боці байраку його статус у структурі домінування угруповання понижується до рівня субдомінанта. Очевидно, поряд з екологічними факторами на структуру угруповань павуків степових цілинк впливають фактори стохастичного порядку.

Таблиця 20

## Склад групи домінуючих видів досліджених ценозів байраку Яців Яр

Вид	Північна експозиція				Таль- вег	Південна експо- зиція	
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>		<i>e</i>	<i>f</i>
<i>Atypus muralis</i>	–	–	–	–	–	–	D
<i>Harpactea rubicunda</i>	SD	R	Eu	Eu	SD	SD	R
<i>Harpactea azowensis</i>	SD	SR	–	–	–	–	–
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	D	–	–	–	–	–	R
<i>Alopecosa sulzeri</i>	–	SD	–	–	–	SR	SD
<i>Alopecosa trabalis</i>	Eu	SD	–	–	–	–	R
<i>Arctosa lutetiana</i>	SD	SD	SR	–	R	D	Eu
<i>Pardosa lugubris</i>	Eu	Eu	Eu	Eu	Eu	Eu	Eu
<i>Pirata hygrophilus</i>	–	–	–	–	Eu	SR	–
<i>Trochosa ruricola</i>	–	–	–	–	SD	SR	SR
<i>Trochosa terricola</i>	Eu	Eu	Eu	Eu	Eu	D	SD
<i>Pisaura mirabilis</i>	D	R	SR	D	–	SD	SD
<i>Berlandina cinerea</i>	–	SD	–	–	–	–	SD
<i>Drassodes lapidosus</i>	–	SR	–	–	–	–	SD
<i>Drassylus praefficus</i>	–	–	–	–	–	–	SD
<i>Haplodrassus silvestris</i>	–	SR	SR	–	SD	SD	–
<i>Thanatus arenarius</i>	SD	SR	–	–	–	–	–
<i>Ozyptila claveata</i>	–	–	–	–	–	–	SD
<i>Ozyptila praticola</i>	–	SR	R	–	SD	SD	–
<i>Ozyptila cf. arctica</i>	–	–	–	–	–	–	SD
<i>Asianellus festivus</i>	–	SR	–	–	–	–	SD

**Умовні позначки:** позначки біотопів – див. табл. 19; Eu – еудомінанти; D – домінанти; SD – субдомінанти; R – рецеденти; SR – субрецеденти.

При інтерпретації одержаних даних слід урахувати острівний характер залишків зональних угруповань, які вкривали колись основну частину поверхні степової зони. Зараз степові цілинки мають дуже малі розмірні характеристики – порядку декількох десятків квадратних метрів. З одного боку вони обмежені агроценозами, які є похідними від степових зональних угруповань, але фактор сільськогосподарського освоєння надає якісної своєрідності цим природно-антропогенним біогеоценозичним утворенням. З іншого боку степових цілинок в байраках містяться лісові угруповання, в основі функціонування яких лежить принципово інший тип кругообігу речовин – лісовий, на противагу степовому. Тому в динаміці острівних степових угруповань спостерігаються фактори нейтрального характеру, які можуть бути описані в термінах острівної біогеографії. Таким чином, для пояснення картини, яка просліджується у структурі населення павуків, необхідно поряд із використанням факторної парадигми, яка впливає з концепції екологічної ніші, застосовувати ідеї теорії нейтральності.

Динаміка відносної чисельності родин павуків відбиває зміни мікрокліматичних і рослинних умов досліджених ценозів. *Linyphiidae*, більшість представників яких – мезофіли та гігрофіли, мають максимальну відносну чисельність у липо-ясеневій діброві з широкотрав'ям на схилі північної експозиції (табл. 21).

Таблиця 21

### Співвідношення відносної чисельності (%) родин павуків байраку Яців Яр

Родина	Північна експозиція				Тальвег	Південна експозиція	
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>		<i>e</i>	<i>f</i>
Atypidae	–	–	–	–	–	–	6,0
Dysderidae	5,2	2,4	11,4	21,4	4,9	3,1	3,6
Theridiidae	–	–	–	–	0,7	–	–
Linyphiidae	–	0,8	1,4	3,6	0,7	2,3	1,2
Lycosidae	79,2	83,7	80,7	60,7	85,9	80,9	59,0
Pisauridae	7,3	3,3	1,4	8,9	–	3,4	4,8
Agelenidae	–	0,4	0,7	–	–	0,8	1,2
Hahniidae	–	0,4	–	–	–	–	–
Dictynidae	–	–	–	–	–	–	1,2
Clubionidae	–	0,4	0,7	–	0,7	0,4	–
Gnaphosidae	4,2	5,7	0,7	–	3,5	3,8	10,8
Zoridae	–	–	0,7	–	0,7	0,8	–
Philodromidae	2,1	0,8	–	–	–	–	1,2
Thomisidae	2,1	1,2	2,1	5,3	2,8	4,6	8,4
Salticidae	1,0	0,8	–	–	–	–	2,4

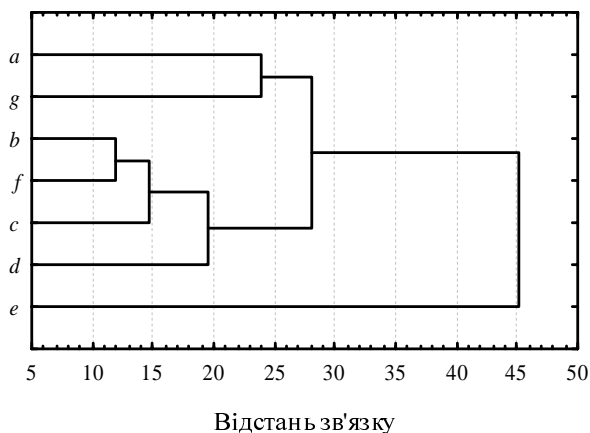
**Умовні позначки:** біотопи – див. табл. 19.

У тальвегу найчисленніші павуки-вовки *Lycosidae*, які становлять понад 86 % населення. Ксерофільні *Gnaphosidae* демонструють найбільшу відносну чисельність на степовій ділянці південної експозиції. Тільки на степових ділянках були зустрінуті *Atypidae* і *Dictynidae*. Тепло- і світлолюбні павуки-стрибунчики відзначені тільки на степових ділянках і бересто-пакленовій діброві з грястицею збірною, що межує зі степом. На степових ділянках і в прикордонній з ними діброві знайдені також представники *Philodromidae*.

Дендрограма подібності – розбіжності населення павуків, побудована на основі даних як про видовий склад досліджених аранеофаун, так і про чисельність зібраних видів (рис. 28), дозволяє диференціювати три групи ценозів, різних за показниками рівня зволоженості едафотопів: перезволожений тальвег, групу мезофітних дібров на схилах байраку та ксерофітні степові ділянки. Слід відзначити, що експозиція пробних площадок не відіграє визначальної ролі – наприклад, значна подібність бересто-пакленової діброви з грястицею на схилі північної експозиції та бересто-ясеневій з тонконогом на схилі південної експозиції зумовлена, очевидно, маргінальним розташуванням поряд зі степовими цілинками.

**Рис. 28. Дендрограма подібності – розбіжності населення павуків біогеоценозів байраку Яців Яр (за видовим складом та чисельністю видів, евклідова відстань, середнє об'єднання)**

Умовні позначки: біотопи – див табл. 19



Таким чином, особливості угруповань павуків байраку Яців Яр визначаються певними екологічними факторами, а також чинниками нейтральної природи. Вплив таких факторів як умови вологості – гіротоп, особливості рослинного покриву та структури лісової підстилки або степового калдану, які значною мірою відображені уявленням про трофотоп, проявляють себе на рівні змін загальної чисельності угруповань павуків, їх видового різноманіття, структури домінування та співвідношення родин. Слід зазначити, що екологічні особливості павуків мають дуже тісний зв'язок із таксономічним статусом на рівні родин, в чому і полягає причина закономірної зміни таксономічної структури у градієнті екологічних умов. Просторові ізоляти екологічно своєрідних угруповань зазнають суттєвого впливу стохастичних процесів нейтральної природи.

## 6.2. Байрак Військовий

Байрак Військовий пролягає поблизу с. Військове Солонянського району Дніпропетровської області (48°10' N і 35°08' E). Він належить до південного варіанта байрачних лісів степової зони України (Бельгард, 1971), які історично виникли на колишній порожистій частині правобережжя Дніпра. Пробні площі закладені у кварталі № 21 Нікольського лісництва. Еколого-біологічна та ґрунтово-геоботанічна характеристика умов у цьому байраку була зроблена К. М. Божко (2007). Вивчення фракційного складу та запасів підстилки в біогеоценозах байраку Військовий було проведено Г. В. Крикун (2007).

Загальна довжина байраку – близько 3,2 км зі сходу на захід, устям він упирається в р. Дніпро. Основними лісотвірними деревними породами байраку є *Quercus robur*, *Acer campestre*, *Tilia cordata*, *Fraxinus excelsior*. У верхній третині схилу північної експозиції трапляються *Robinia pseudoacacia*, *Acer negundo*. У підліску по всій території байраку трапляються *Eunymus europea*, *Sambucus nigra*, *Acer campestre*. Серед трав'янистих рослин домінують *Aegopodium podagraria*, *Urtica dioica*, *Poa sylvicola*, *Convallaria majalis*, *Polygonatum multiflorum* (Крикун, 2007).

Пастки були встановлені в період з 21. 04 по 3. 07. 08 року. У кожному біогеоценозі розмістили по три пастки. Виймали тварин із пасток чотири рази за зазначений період. Загальна експозиція склала 1 728 пастко-діб. Усього було зібрано та оброблено 810 екземплярів павуків.

Проби відібрані у восьми біогеоценозах уздовж катени, закладеної поперек головного напрямку байраку в середній його частині: 1 – степова ділянка; 2 – північна експозиція, верхня третина, бересто-пакленова діброва з грястицею; 3 – північна експозиція, середня третина, липо-ясенева діброва із зірочником; 4 – північна експозиція, нижня третина, липо-ясенева діброва із широкотрав'ям; 5 – тальвег, пакленова діброва з яглицею; 6 – південна експозиція, нижня третина, бересто-ясенева діброва з тонконогом лісовим; 7 – південна експозиція, середня третина, бересто-ясенева діброва з фіалкою опушеною; 8 – південна експозиція, верхня третина, бересто-чорнокленовий дубняк із грястицею.

У результаті проведених досліджень у герпетобії байраку було зібрано 31 вид павуків, які належать до 14 родин. Основу фауни становлять представники родин Linyphiidae, Lycosidae і Gnaphosidae. Більше половини зібраних екземплярів становлять павуки-вовки Lycosidae. Представники Thomisidae, які є наступними за чисельністю за павуками-вовками, досягають тільки 22 % особин (табл. 22).

Таблиця 22

**Видовий склад і відносна чисельність (%) герпетобіонтних павуків біогеоценозів байраку Військової**

Вид	Північна експозиція				Таль- вег	Південна експозиція		
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>		<i>e</i>	<i>f</i>	<i>g</i>
1	2	3	4	5	6	7	8	9
<b>Atypidae (3,2 % видів, 0,4 % особин)</b>								
<i>Atypus muralis</i>	4,0	–	–	–	–	–	–	–
<b>Dysderidae (3,2 % видів, 6,5 % особин)</b>								
<i>Harpactea rubicunda</i>	1,3	16,5	12,5	4,4	1,4	6,9	12,3	–
<i>Harpactea</i> sp., juv	–	–	–	–	–	1,4	0,8	–
<b>Linyphiidae (22,6 % видів, 4,8 % особин)</b>								
<i>Abacoproeces saltuum</i>	1,3	–	–	–	–	–	–	–
<i>Anguliphantes angulipalpis</i>	–	–	–	0,6	–	–	0,8	–
<i>Diplocephalus picinus</i>	–	–	–	0,6	–	–	–	–
<i>Diplostyla concolor</i>	1,3	–	–	–	–	–	–	–
<i>Panamotops mengei</i>	–	–	–	0,6	–	–	–	–
<i>Tenuiphantes flavipes</i>	2,6	–	4,2	5,0	2,8	6,9	4,9	–
<i>Walckenaeria furcillata</i>	–	–	–	–	1,4	–	–	–
Linyphiidae gen. sp., juv	–	1,3	–	1,9	–	–	1,6	–
<b>Lycosidae (22,6 % видів, 53,7 % особин)</b>								
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	1,3	1,3	–	–	–	–	–	0,6
<i>Alopecosa sulzeri</i>	1,3	2,5	–	0,6	–	1,4	–	–
<i>Arctosa lutetiana</i>	21,1	7,6	9,7	10,6	1,4	–	5,7	31,2
<i>Pardosa lugubris</i>	14,5	26,6	5,6	11,2	5,6	12,5	11,5	24,2
<i>Pirata hygrophilus</i>	–	–	–	–	18,3	–	–	–
<i>Trochosa ruricola</i>	–	–	1,4	0,6	1,4	–	–	–
<i>Trochosa terricola</i>	13,2	13,9	25,0	20,5	38,0	19,4	5,7	7,6
Lycosidae gen. sp., juv	11,8	7,6	12,5	6,8	4,2	5,6	3,3	7,0
<b>Pisauridae (3,2 % видів, 2,8 % особин)</b>								
<i>Pisaura mirabilis</i>	2,6	1,3	6,9	1,2	–	2,8	4,1	1,9
<i>Pisaura</i> sp., juv	–	1,3	–	0,6	–	–	–	0,6
<b>Agelenidae (3,2 % видів, 1,6 % особин)</b>								

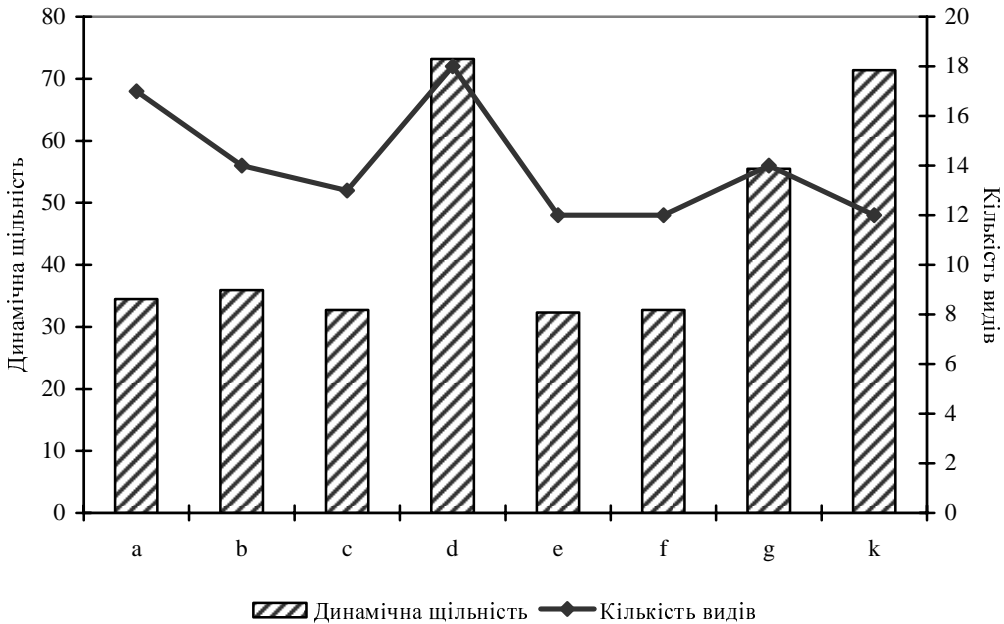
Закінчення таблиці 22

1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Tegenaria lapicidarum</i>	1,3	–	4,2	1,9	5,6	1,4	–	–
Agelenidae gen. sp., juv	–	–	–	0,6	–	–	–	–
<b>Hahnidae (3,2 % видів, 0,1 % особин)</b>								
<i>Hahnia ononidum</i>	–	–	–	–	–	–	–	0,6
<b>Anyphaenidae (3,2 % видів, 0,2 % особин)</b>								
<i>Anyphaena accentuata</i>	–	–	–	–	–	–	0,8	0,6
<b>Liocranidae (3,2 % видів, 0,1 % особин)</b>								
<i>Agroeca cuprea</i>	–	1,3	–	–	–	–	0,8	1,3
<b>Clubionidae (3,2 % видів, 0,1 % особин)</b>								
Clubionidae gen. sp., juv	–	–	1,4	–	–	–	–	–
<b>Gnaphosidae (16,1 % видів, 3,2 % особин)</b>								
<i>Haplodrassus cognatus</i>	–	–	–	–	–	1,4	–	–
<i>Haplodrassus silvestris</i> (Blackwall, 1833)	4,0	1,3	1,4	3,1	2,8	2,8	8,2	–
<i>Zelotes aurantiacus</i>	–	1,3	–	0,6	–	–	–	–
<i>Zelotes electus</i>	–	–	–	–	–	–	1,6	0,6
<i>Zelotes kukushkini</i>	1,3	–	–	–	–	–	–	–
<b>Zoridae (3,2 % видів, 3,0 % особин)</b>								
<i>Zora spinimana</i>	1,3	3,8	–	5,0	–	4,2	3,3	1,9
<i>Zora</i> sp., juv	–	1,3	1,4	0,6	–	–	–	–
<b>Thomisidae (6,5 % видів, 22,1 % особин)</b>								
<i>Ozyptila praticola</i>	7,9	1,3	1,4	5,0	2,8	4,2	2,5	8,9
<i>Xysticus luctator</i>	7,9	10,1	11,1	16,8	14,1	29,2	32,0	12,7
<i>Xysticus</i> sp., juv	–	–	1,4	0,6	–	–	–	–
<b>Salticidae (3,2 % видів, 0,1 % особин)</b>								
<i>Marpissa muscosa</i>	–	–	–	0,6	–	–	–	–
<b>Кількість екземплярів</b>	<b>76</b>	<b>79</b>	<b>72</b>	<b>161</b>	<b>71</b>	<b>72</b>	<b>122</b>	<b>157</b>
<b>Динамічна щільність (екз. на 100 пастко-діб)</b>	<b>34,5</b>	<b>35,9</b>	<b>32,7</b>	<b>73,2</b>	<b>32,3</b>	<b>32,7</b>	<b>55,5</b>	<b>71,4</b>
<b>Кількість видів</b>	<b>17</b>	<b>14</b>	<b>13</b>	<b>18</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>14</b>	<b>12</b>
<b>Кількість специфічних видів</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>
<b>Частка ( %) специфічних видів</b>	<b>23,5</b>	<b>–</b>	<b>7,7</b>	<b>16,7</b>	<b>16,7</b>	<b>8,3</b>	<b>–</b>	<b>8,3</b>

**Умовні позначки:** *a* – степова ділянка; *b* – північна експозиція, верхня третина, бересто-пакленова діброва з грестицею; *c* – північна експозиція, середня третина, липо-ясеневі діброви із зірочником; *d* – північна експозиція, нижня третина, липо-ясеневі діброви із широкотрав'ям; *e* – тальвег, пакленова діброва з яглицею; *f* – південна експозиція, нижня третина, бересто-ясеневі діброви з тонконогом лісовим; *g* – південна експозиція, середня третина, бересто-ясеневі діброви з фіалкою опушеною; *k* – південна експозиція, верхня третина, бересто-чорнокленовий дубняк із грестицею.

Динаміка видового багатства та відносної чисельності павуків за позиціями катени у байраку Військовий має свої специфічні риси порівняно з байраком Яців Яр (рис. 29). Максимум динамічної щільності та кількості видів спостерігається в липо-ясеневій діброві із широкотрав'ям у нижній третині схилу північної експозиції. Значне видове багатство (а також своєрідність фауни), але низька динамічна щільність характеризують степову цілинку, що примикає до байраку. Низьким видовим багатством і

динамічною щільністю відрізняються тальвег байраку та бересто-ясенева діброва з тонконогом, що примикає до нього. На схилі південної експозиції, у бересто-ясеневій діброві з фіалкою та, особливо, у бересто-чорнокленовій діброві з грястицею відбувається підвищення як динамічної щільності, так і кількості видів герпетобіонтних павуків.



**Рис. 29.** Динаміка параметрів чисельності та видового багатства герпетобіонтних павуків за позиціями катени у байраку Військовий

**Умовні позначки:** біотопи – див. табл. 22

Серед домінуючих видів тільки поширення та відносна чисельність *Pirata hygrophilus* жорстко детерміновані фактором вологості – крім тальвегу, де вид має статус еудомінанта, він ніде не трапляється. Подібним поширенням за позиціями катени цей гігрофіл характеризується також у байраку Яців Яр.

Більшість домінуючих видів, навпаки, уникають перезволоженого тальвегу, або значно знижують там відносну чисельність (табл. 23).

Павук-краб *Hysticus luctator* виступає еудомінантом на всіх позиціях катени, крім ксерофітної степової ділянки. Для *Harpactea rubicunda* несприятливі крайні позиції в гідротермічному градієнті місцеперебування – як тальвег, так і степова цілинка. *Trochosa terricola* виступає еудомінантом усюди, крім найбільш ксерофітного степу на схилі південної експозиції та діброви, що межує із нею.

Слід відзначити, що у байраку Яців Яр до числа домінуючих було віднесено 21 вид, а в байраку Військовий – тільки 10 видів. Серед специфічних видів-домінантів у байраку Військовий слід указати *Tenuiphantes flavipes*, *Zora spinimana* та *Hysticus luctator*. Як принципову відмінність у структурі домінування павуків можна назвати відсутність серед видів-домінантів у байраку Військовий представників одного роду. У той же час у байраку Яців Яр до одного роду можуть належати декілька домінантів (*Harpactea* – *H. rubicunda*, *H. azowensis*; *Alopecosa* – *A. pulverulenta*, *A. sulzeri*, *A. trabalis*; *Trochosa* – *T. ruricola*, *T. terricola*; *Ozyptila* – *O. claveata*, *O. praticola*, *O. cf. arctica*).



Таблиця 23

**Домінуючі види павуків герпетобію біогеоценозів байраку Військовий**

Вид	Північна експозиція				Тальвег	Південна експозиція		
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>		<i>e</i>	<i>f</i>	<i>g</i>
<i>Harpactea rubicunda</i>	R	Eu	Eu	SD	R	D	Eu	–
<i>Tenuiphantes flavipes</i>	SD	–	SD	D	SD	D	SD	–
<i>Arctosa lutetiana</i>	Eu	D	D	Eu	R	–	D	Eu
<i>Pardosa lugubris</i>	Eu	Eu	D	Eu	D	Eu	Eu	Eu
<i>Pirata hygrophilus</i>	–	–	–	–	Eu	–	–	–
<i>Trochosa terricola</i>	Eu	Eu	Eu	Eu	Eu	Eu	D	D
<i>Pisaura mirabilis</i>	SD	R	D	R	–	SD	SD	R
<i>Zora spinimana</i>	R	SD	–	D	–	SD	SD	R
<i>Ozyptila praticola</i>	D	R	R	D	SD	SD	SD	D
<i>Xysticus luctator</i>	D	Eu	Eu	Eu	Eu	Eu	Eu	Eu

**Умовні позначки:** біотопи – див. табл. 22.

Відсутність у межах близьких таксонів (у даному випадку – в межах роду) видів-домінантів більше відповідає гіпотезі про конкурентне виключення Г. Ф. Гаузе. Таким чином, можна припустити, що в умовах байраку Військовий відбувається більш жорстка конкуренція між близькими видами. Можливе інше пояснення картини, яка спостерігається. В умовах байраку Яців Яр відбувається формування більш строкатого біогеоценологічного покриву, що дає можливість розмежуватися близьким видам і таким чином уникнути конкурентного виключення.

Відносна чисельність окремих родин павуків герпетобію зумовлена мікрокліматичними умовами конкретного ценозу, архітектонікою рослинності та низкою інших екологічних факторів, з яких найважливіший, очевидно, трофічний (склад та чисельність потенційних жертв) (табл. 24).

Таблиця 24

**Відносна чисельність (%) родин павуків герпетобію у байраку Військовий**

Родина	Північна експозиція				Тальвег	Південна експозиція		
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>		<i>e</i>	<i>f</i>	<i>g</i>
Atypidae	4,0	–	–	–	–	–	–	–
Dysderidae	1,3	16,5	12,5	4,4	1,4	8,5	13,1	–
Linyphiidae	5,3	1,3	4,8	8,8	4,2	7,0	7,4	–
Lycosidae	63,2	59,5	54,2	50,6	69,0	39,4	26,2	70,7
Pisauridae	2,6	2,5	6,9	1,9	–	2,8	4,1	2,6
Agelenidae	1,3	–	4,2	2,5	5,6	1,4	–	–
Hahniidae	–	–	–	–	–	–	–	0,6
Anyphaenidae	–	–	–	–	–	–	0,8	0,6
Liocranidae	–	1,3	–	–	–	–	0,8	1,3
Clubionidae	–	–	1,4	–	–	–	–	–
Gnaphosidae	5,3	2,5	1,4	3,8	2,8	2,8	9,8	0,6
Zoridae	1,3	5,1	1,4	5,6	–	4,2	3,3	1,9
Thomisidae	15,8	11,4	13,9	22,5	16,9	33,8	34,4	21,7
Salticidae	–	–	–	0,5	–	–	–	–

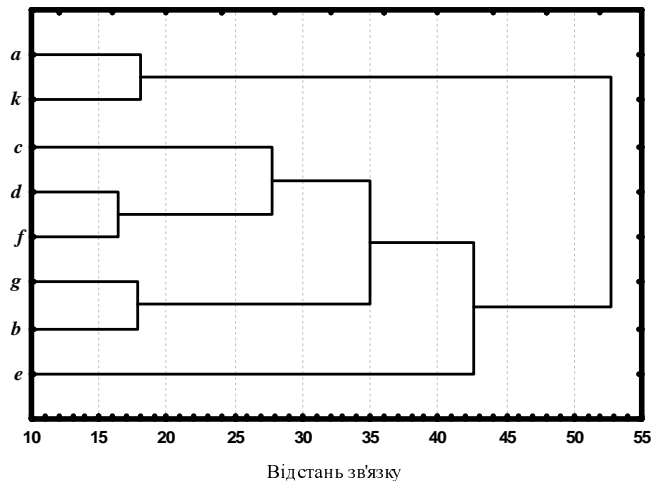
**Умовні позначки:** біотопи – див. табл. 22.

Так, *Atypidae* знайдені винятково на ксерофітних степових ділянках. Відносна чисельність *Dysderidae*, мінімальна у тальвегу та на степовій ділянці, значно варіює в дібровах різних типів за позиціями катени. Не знайдені представники цієї родини в бересто-чорнокленовій діброві з грястицею, що межує зі степом на схилі південної експозиції. Відносна чисельність павуків-вовків *Lycosidae* досягає найвищих значень у протилежних за рівнем зволоження ценозах – у тальвегу, на степовій ділянці та у бересто-чорнокленовій діброві на верхній третині схилу південної експозиції. Павуки-краби найчисленніші на південній експозиції байраку.

Дендрограма подібності – розбіжності досліджених ценозів, побудована за кількісними даними (рис. 30), дозволяє зробити висновок, що фактор зволоження відіграє лімітуючу роль у формуванні населення павуків – на протилежних гілках дендрограми розташувалися вологий тальвег, з одного боку, і ксерофітні ділянки степу та прикордонна зі степом бересто-чорнокленова діброва з грястицею на схилі південної експозиції, з іншого.

**Рис. 30. Дендрограма подібності – розбіжності населення павуків досліджених ценозів байраку Військовий (за видовим складом та чисельністю видів, евклідова відстань, середнє поєднання)**

Умовні позначки: біотопи – див. табл. 22



У визначенні близькості розміщення на дендрограмі інших позицій катени основну роль відігравало їх сусіднє розташування. Неясним залишається розміщення в екологічному просторі угруповань павуків бересто-чорнокленової діброви на північній експозиції.

### 6.3. Порівняльний аналіз угруповань степових та байрачних біогеоценозів

Аналізуючи сумарні дані про видовий склад і параметри чисельності населення павуків досліджених байрачних лісів і степових цілинок, що межують з ними, робимо такі висновки. У досліджених байрачних дібровах зареєстровано 43 види павуків з 14 родин. На перший погляд, таксономічне багатство степових ділянок дещо нижче – 38 видів, що належать до 11 родин (табл. 25). Однак кількість степових ділянок (і експозиція пасток) менша, ніж досліджених локалітетів у байрачних дібровах. Якщо перерахувати кількість видів, зібраних у кожному типі біоценозів, на експозицію пасток, то ви-

дове багатство степових ділянок буде вище (1,5 виду на 100 пастко-діб у лісі й 5,1 виду на 100 пастко-діб у степу). Динамічна щільність павуків у байрачних дібровах перевищує цей показник у степу майже удвічі (61,3 і 34,0 екз. на 100 пастко-діб, відповідно). Зниження чисельності павуків у зональних степових ценозах порівняно з інтразональними й азональними було показане раніше на прикладі степових заповідників Лівобережжя України (Полчанинова, 1992 а, 1995 а).

Таблиця 25

**Видовий склад і відносна чисельність (%) герпетобіонтних павуків досліджених байрачних лісів і степових біогеоценозів**

Вид	Степові ценози			Лісові ценози		
	байрак Яців Яр	байрак Військовий	усього	байрак Яців Яр	байрак Військовий	усього
1	2	3	4	5	6	7
<i>Atypus muralis</i>	2,8	4,0	3,2	–	–	–
<i>Harpactea rubicunda</i>	2,3	1,3	2,0	5,5	6,8	6,1
<i>Harpactea azowensis</i>	1,1	–	0,8	0,1	–	0,1
<i>Harpactea</i> sp., juv	1,1	–	0,8	0,2	0,3	0,3
<i>Enoplognatha thoracica</i>	–	–	–	0,1	–	0,1
<i>Abacoproeces saltuum</i>	–	1,3	0,4	0,4	–	0,2
<i>Anguliphantes angulipalpis</i>	–	–	–	–	0,3	0,1
<i>Diplocephalus picinus</i>	–	–	–	–	0,1	0,1
<i>Diplostyla concolor</i>	–	1,3	0,4	0,1	–	0,1
<i>Gongyliidiellum murcidum</i>	–	–	–	0,2	–	0,1
<i>Meioneta rurestris</i>	–	–	–	0,1	–	0,1
<i>Microneta viaria</i>	0,6	–	0,4	0,1	–	0,1
<i>Panamomops mengei</i>	–	–	–	0,1	0,1	0,1
<i>Tenuiphantes flavipes</i>	–	2,6	0,8	0,1	3,3	1,6
<i>Walckenaeria furcillata</i>	–	–	–	–	0,1	0,1
<i>Walckenaeria atrotibialis</i>	–	–	–	0,1	–	0,1
Linyphiidae gen. sp., juv	–	–	–	0,2	0,8	0,5
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	4,0	1,3	3,2	–	0,3	0,1
<i>Alopecosa sulzeri</i>	1,1	1,3	1,2	1,0	0,5	0,8
<i>Alopecosa taeniopus</i>	0,6	–	0,4	–	–	–
<i>Alopecosa trabalis</i>	8,5	–	6,0	0,6	–	0,3
<i>Arctosa lutetiana</i>	4,0	21,1	9,1	3,9	11,9	7,6
<i>Pardosa agrestis</i>	0,6	–	0,4	–	–	–
<i>Pardosa lugubris</i>	18,8	14,5	17,5	44,3	14,7	30,5
<i>Pirata hygrophilus</i>	–	–	–	7,0	1,8	4,6
<i>Trochosa ruricola</i>	0,6	–	0,4	0,6	0,4	0,5
<i>Trochosa terricola</i>	10,2	13,2	11,1	13,9	16,6	15,2
Lycosidae gen. sp., juv	20,5	11,8	17,9	10,2	6,5	8,5
<i>Pisaura mirabilis</i>	4,0	2,6	3,6	2,0	2,5	2,2
<i>Pisaura</i> sp., juv	2,3	–	1,6	0,8	0,4	0,6
<i>Tegenaria lapicidinarum</i>	–	1,3	0,4	0,2	1,5	0,8
Agelenidae gen. sp., juv	0,6	–	0,4	0,2	0,1	0,2
<i>Hahnia nava</i>	–	–	–	0,1	–	0,1
<i>Hahnia ononidum</i>	–	–	–	–	0,1	0,1
<i>Lathys stigmatisata</i>	0,6	–	0,4	–	–	–

Закінчення таблиці 25

1	2	3	4	5	6	7
<i>Anyphaena accentuata</i>	–	–	–	–	0,3	0,1
<i>Agroeca cuprea</i>	–	–	–	–	0,5	0,3
<i>Clubiona caerulescens</i>	–	–	–	0,4	–	0,2
<i>Clubiona pallidula</i>	–	–	–	0,1	–	0,1
Clubionidae gen. sp., juv	–	–	–	–	0,1	0,1
<i>Berlandina cinerea</i>	1,1	–	0,8	1,1	–	0,6
<i>Drassodes lapidosus</i>	1,1	–	0,8	0,1	–	0,1
<i>Drassodes pubescens</i>	–	–	–	0,1	–	0,1
<i>Drassylus praeficus</i>	1,7	–	1,2	–	–	–
<i>Drassyllus pumilus</i>	0,6	–	0,4	–	–	–
<i>Haplodrassus bohemicus</i>	0,6	–	0,4	–	–	–
<i>Haplodrassus cognatus</i>	–	–	–	–	0,1	0,1
<i>Haplodrassus kulczynskii</i>	0,6	–	0,4	–	–	–
<i>Haplodrassus silvestris</i>	–	4,0	1,2	1,8	2,9	2,3
<i>Zelotes aurantiacus</i>	–	–	–	–	0,3	0,1
<i>Zelotes electus</i>	1,1	–	0,8	0,2	0,4	0,3
<i>Zelotes kukushkini</i>	–	1,3	0,4	–	–	–
Gnaphosidae gen. sp., juv	0,6	–	0,4	0,2	–	0,1
<i>Zora spinimana</i>	–	1,3	0,4	0,5	2,9	1,6
<i>Zora</i> sp., juv	–	–	–	–	0,4	0,2
<i>Thanatus arenarius</i>	1,1	–	0,8	0,2	–	0,1
<i>Thanatus</i> sp., juv	0,6	–	0,4	–	–	–
<i>Ozyptila atomaria</i>	–	–	–	0,1	–	0,1
<i>Ozyptila claveata</i>	1,1	–	0,8	–	–	–
<i>Ozyptila praticola</i>	–	7,9	2,4	1,7	4,4	2,9
<i>Ozyptila</i> cf. <i>arctica</i>	1,1	–	0,8	–	–	–
<i>Xysticus cristatus</i>	1,1	–	0,8	–	–	–
<i>Xysticus kochi</i>	0,6	–	0,4	–	–	–
<i>Xysticus luctator</i>	–	7,9	2,4	1,2	18,1	9,1
<i>Xysticus robustus</i>	0,6	–	0,4	–	–	–
<i>Xysticus</i> sp., juv	0,6	–	0,4	–	0,3	0,1
<i>Asianellus festivus</i>	1,1	–	0,8	–	–	–
<i>Marpissa muscosa</i>	–	–	–	–	0,1	0,1
Salticidae gen. sp., juv	0,6	–	0,4	–	–	–

Понад 40 % відзначених видів представлені єдиним екземпляром і тільки 14 % видів знайдені у всіх досліджених біотопах. 16 видів (42,1 % видового складу) степових ценозів у байрачних дібровах не знайдено. Для лісу цей показник трохи вищий – 20 видів (46,5 %) не виходять з-під пологу дібров на степові ділянки. Серед них види-дендробіонти – *Marpissa muscosa*, *Anyphaena accentuata*. Але незначна площа байрачних лісів та їх близьке сусідство зі степовими ділянками зумовлюють проникнення степових видів під полог дібров: *Harpactea azowensis*, *Berlandina cinerea*, *Zelotes electus* та ін.

Значні розходження у видовому складі й структурі населення павуків, зумовлені мікрокліматичними й рослинними особливостями досліджених ценозів, можуть бути виражені за допомогою коефіцієнта Чекановського – Серенсена. «Якісний» коефіцієнт

(що враховує тільки наявність–відсутність видів) становить 0,53. Коефіцієнт, розрахований з урахуванням чисельності видів – 0,60.

Спільними еудомінантами для лісових і степових ценозів виступають павуки-вовки *Pardosa lugubris* і *Trochosa terricola*, причому їх відносна чисельність під пологом лісу вища. Субдомінант *Pirata hygrophilus* відзначений тільки в тальвегу байраків, на степові ділянки цей гігрофільний вид не виходить. У байрачних дібровах значно вища кількість екземплярів і відносна чисельність *Harpactea rubicunda* і *Xysticus luctator*. Індикатором степових ценозів служить субдомінант *Atypus muralis*. Крім того, підвищенням відносної чисельності на степових ділянках характеризуються *Arctosa lutetiana*, *Alopecosa pulverulenta*, *A. trabalis*, *Pisaura mirabilis*.

Характерно, що сумарна відносна чисельність видів-домінантів і еудомінантів (тобто тих, чия частка в структурі населення перевищує 5 %) на степових ділянках нижча, ніж у байрачних дібровах (43,7 і 68,5 % особин, відповідно). Подібна диспропорція зумовлена, в основному, збільшенням у лісі відносної чисельності мезофільного павука-вовка *Pardosa lugubris*, що становить понад 30 % особин.

Преференції певного типу ценозів (степових ділянок або дібров) вдається простежити й на прикладі окремих родин павуків. Так, *Atypidae* відзначені тільки в степу. *Hahniidae*, *Anyphaenidae*, *Liocranidae*, *Clubionidae* – тільки в лісі (табл. 26).

Таблиця 26

**Співвідношення видового багатства (вид., %) та відносної чисельності (екз., %) родин павуків степових та лісових байрачних біогеоценозів (у сумі по байраках Військовий та Яців Яр)**

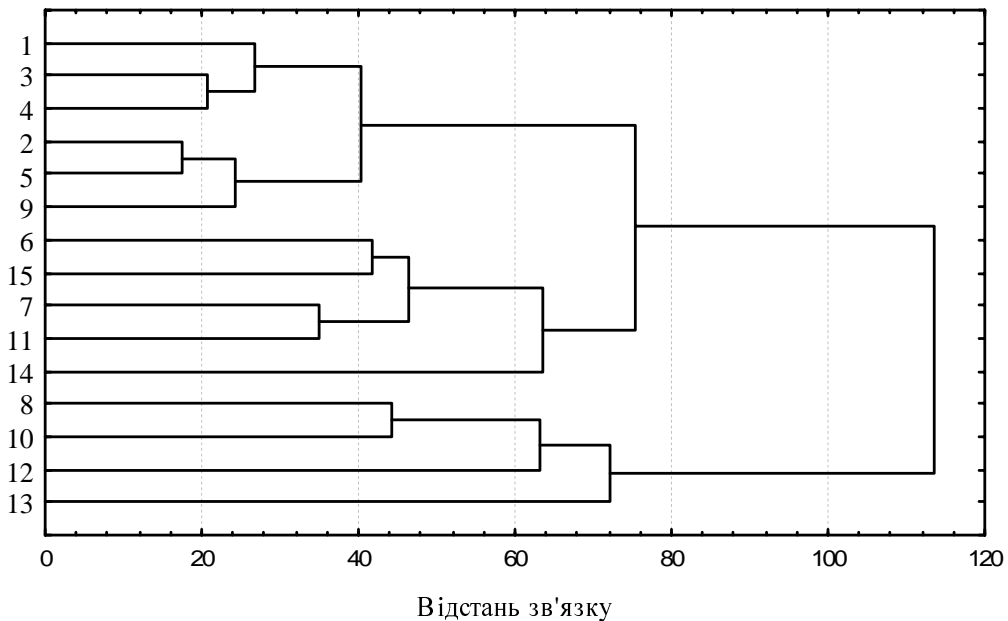
Родина	Степові ценози		Лісові ценози	
	видів	екземплярів	видів	екземплярів
<i>Atypidae</i>	2,6	3,2	–	–
<i>Dysderidae</i>	5,3	3,6	4,7	6,4
<i>Theridiidae</i>	–	–	2,3	0,1
<i>Linyphiidae</i>	10,5	2,0	25,6	3,0
<i>Lycosidae</i>	23,7	67,1	18,6	68,1
<i>Pisauridae</i>	2,6	5,2	2,3	2,9
<i>Agelenidae</i>	2,6	0,8	2,3	1,0
<i>Hahniidae</i>	–	–	4,7	0,1
<i>Dictynidae</i>	2,6	0,4	–	–
<i>Anyphaenidae</i>	–	–	2,3	0,1
<i>Liocranidae</i>	–	–	2,3	0,3
<i>Clubionidae</i>	–	–	4,7	0,3
<i>Gnaphosidae</i>	23,7	6,8	16,3	3,6
<i>Zoridae</i>	2,6	0,4	2,3	1,8
<i>Philodromidae</i>	2,6	1,2	2,3	0,1
<i>Thomisidae</i>	18,4	8,3	7,0	12,8
<i>Salticidae</i>	2,6	1,2	2,3	0,1

Відзначимо, що різниця значень відносної чисельності основних родин павуків (причому тих, що характеризуються протилежними гігропреферендумами, наприклад, *Linyphiidae* і *Gnaphosidae*) на лісових і степових ділянках невелика: розходження їх часток не досягає двох разів. Це є результатом як близького, межуючого положення дослі-

джених ценозів, так і того, що байрачні ліси відчувають на собі істотний вплив факторів зонального порядку, що робить їх фауну проміжною між власне лісовою й характерною для відкритих місцеперебувань.

Більш діагностичною ознакою, що дозволяє розмежувати фауну степових і лісових ценозів, є видове багатство окремих родин. Зокрема, характерним є співвідношення часток тіньо- і вологолюбних *Linyphiidae* і світло- і теплолюбних *Lycosidae* – на степових ділянках воно становить 0,4, у лісі – 1,4. Відзначимо, що в Поліссі це співвідношення досягає 2,6 (Евтушенко, 1991 г). Співвідношення видового багатства *Linyphiidae* і ксерофільних *Gnaphosidae* має подібну тенденцію: у степу воно становить 0,4, у лісі – 1,6.

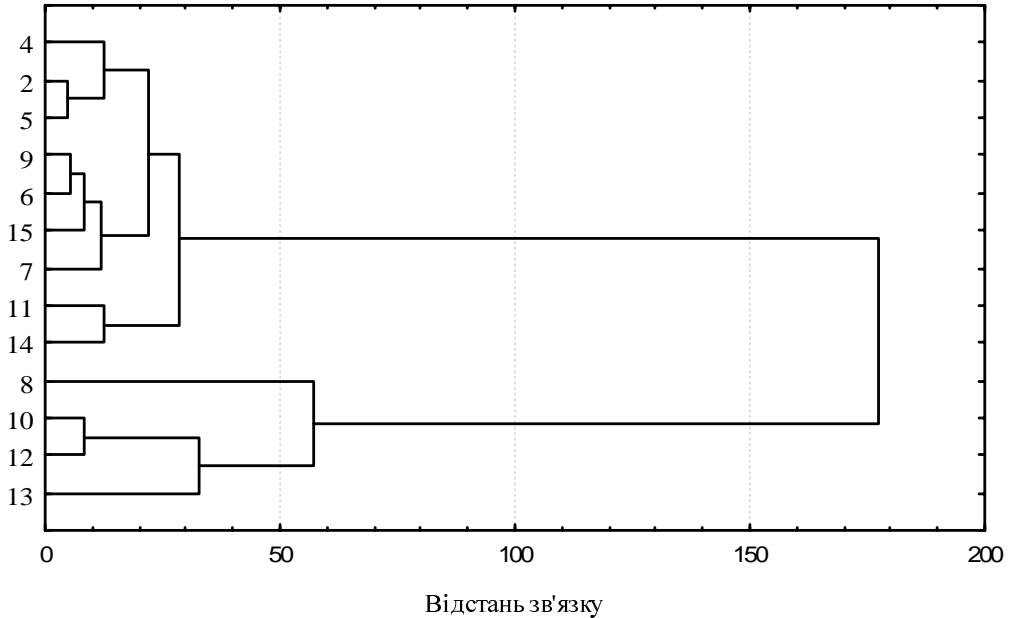
Порівняння видових списків і відносної чисельності павуків досліджених ценозів у весняний термін збирання матеріалу (друга декада квітня – друга декада травня) демонструє перевагу «локальних» факторів впливу на населення павуків (рис. 31). Біотопи в кластерах групуються в основному за принципом приналежності до одного пункту збирання (у верхній половині дендрограми – байрак Яців Яр, у нижній – байрак Військовий).



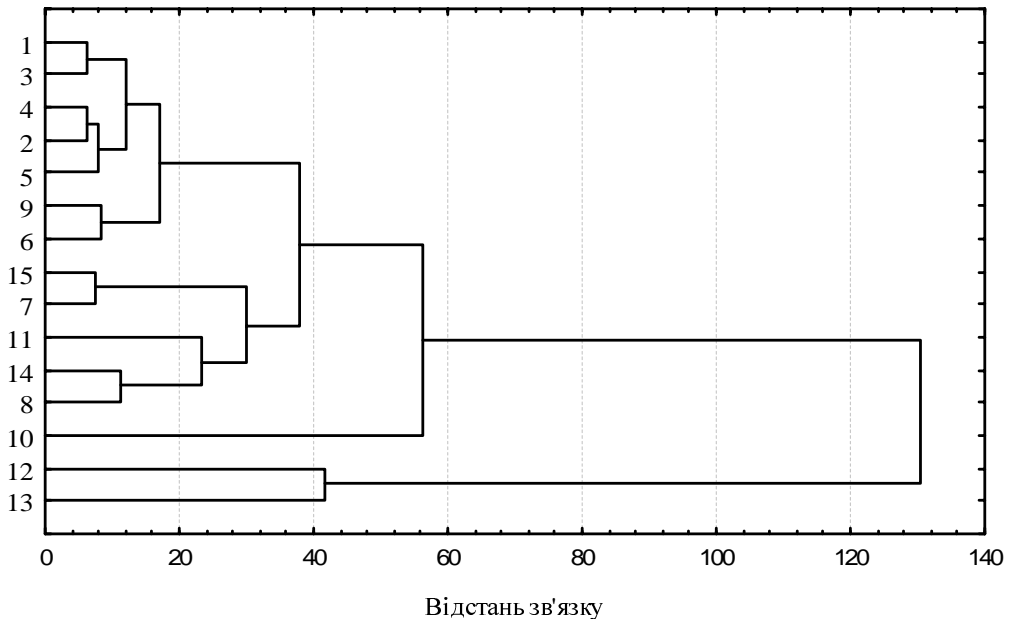
**Рис. 31.** Дендрограма подібності – розбіжності населення павуків досліджених байрачних лісів у квітні–травні (за видовим складом та чисельністю видів, евклідова відстань, середнє поєднання)

**Умовні позначки:** Яців Яр; північна експозиція, 1 – степова цілинка; 2 – верхня третина, бересто-пакленова діброва з грястицею; 3 – середня третина, липо-ясенева діброва із зірочником; 4 – нижня третина, липо-ясенева діброва із широкотрав'ям; 5 – тальвег, пакленова діброва з яглицею; південна експозиція, 6 – нижня третина, бересто-ясенева діброва з тонконогом лісовим; 7 – середня третина, степова цілинка. Байрак Військовий – 8 – степова ділянка; північна експозиція, 9 – верхня третина, бересто-пакленова діброва з грястицею; 10 – середня третина, липо-ясенева діброва із зірочником; 11 – нижня третина, липо-ясенева діброва з широкотрав'ям; 12 – тальвег, пакленова діброва з яглицею; південна експозиція, 13 – нижня третина, бересто-ясенева діброва з тонконогом лісовим; 14 – середня третина, бересто-ясенева діброва з фіалкою опушеною; 15 – верхня третина, бересто-чорнокленовий дубняк із грястицею

Наприкінці травня та у червні керівну роль починають відігравати фактори вологості та температури, розташовуючи біотоп на дендрограмі, за рідкісними винятками, відповідно до експозиції (південна, більш ксерофітна, та північна, більш мезофітна) і близькістю до перезволоженого тальвегу (рис. 32, 33).



**Рис. 32.** Дендрограма подібності – розбіжності населення павуків досліджених байрачних лісів у травні–червні (за видовим складом та чисельністю видів, евклідова відстань, середнє поєднання, позначки – див. рис. 31)



**Рис. 33.** Дендрограма подібності – розбіжності населення павуків досліджених байрачних лісів у червні (за видовим складом та чисельністю видів, евклідова відстань, середнє поєднання, позначки – див. рис. 31)

## 6.4. Порівняльний аналіз угруповань заплавних та байрачних біогеоценозів

На підставі вищесказаного можна підвести деякі підсумки. Найвищими значеннями динамічної щільності павуків герпетобіою характеризуються заплавні діброви – від 233,3 до 166,7 екз. на 100 пастко-діб. Цьому сприяють стабільні мезофітні умови даного ценозу, великі площі ділянок, товстий шар листяного опаду та інші фактори. На заплавних луках динамічна щільність знижується і становить близько 55 екз. на 100 пастко-діб. Близькими значеннями цього параметра характеризуються інші відкриті трав'яні місцеперебування – степові цілинки (від 30,7 до 35,6 екз. на 100 пастко-діб). Зниженню динамічної щільності степового населення павуків порівняно із заплавними луками сприяють, вочевидь, більш ксерофітні умови першого ценозу.

Динамічна щільність у байрачних дібровах значною мірою коливається залежно від позиції катени, яку можна виділити від схилів до дна балки. Мінімальне значення цього параметра – 20,7 екз. на 100 пастко-діб, максимальне – 97,0 екз. на 100 пастко-діб. У середньому динамічна щільність у байрачних лісах становить 73,9 екз. на 100 пастко-діб, що значно менше, ніж у заплавних дібровах, але більше, ніж у відкритих ценозах.

Перехідні біоценози урочища Круглик відрізняються низькими значеннями динамічної щільності павуків. Причому деревні місцеперебування не досягають рівня чисельності навіть байрачних дібров, не кажучи вже про заплавні. На даному етапі досліджень ми не можемо пояснити таке явище.

Домінантні види певною мірою дозволяють розмежувати ценози з різними мікрокліматичними та рослинними умовами. Степові цілинки відрізняють два види – *Atyrus muralis* (3,2 % особин, зібраних у степу) та *Alopecosa trabalis* (6,0 %).

Байрачні ліси є преферентними місцеперебуваннями для *Harpactea rubicunda*, *Haplodrassus silvestris*, *Xysticus luctator*. Павук-вовк *Pirata hygrophilus* маркірує наявність перезволоження, наближення до водоймища (наприклад, водотоку у тальвегу байрачної діброви). Відкриті, добре освітлені та зволожені ценози – заплавні луки – є найбільш сприятливими для таких видів: *Drassyllus villicus*, *Drassyllus lutetianus*, *Ozyptila trux*, *Pardosa prativaga*, *Trochosa ruricola*, *Arctosa leopardus*. До лісових ценозів тяжіють павуки-краби *Ozyptila praticola*, *Xysticus luctator*. Існує досить великий комплекс мезофільних видів, що домінують у лісових ценозах різних типів, на луках, навіть іноді в степу. Це, наприклад, *Alopecosa pulverulenta*, *Arctosa lutetiana*, *Pardosa lugubris*, *Trochosa terricola*, *Pisaura mirabilis*. Треба відзначити своєрідність групи домінантів урочища Круглик – понад 73 % видів із відносною чисельністю вище 2 % не реєструються в інших досліджених ценозах.

Крім домінуючих видів, істотні розбіжності структури населення павуків досліджених ценозів мають місце і в другій характерній її рисі – співвідношенні видового багатства та відносної чисельності основних родин. Так, у заплавних лісах (наприклад, заплава р. Самара) різниця між видовим багатством ксерофільних Gnaphosidae і гігрофільних, мезофільних Linyphiidae сягає 5 разів, а розбіжності у відносній чисельності – 8 разів (табл. 27). У байрачних дібровах ці розбіжності значно пом'якшені – різниця в числі видів складає лише 1,4 раза, у відносній чисельності – 3 рази.

Переважаючі із заплавними біотопами пов'язані гігрофільні Tetragnathidae та Corinnidae. З байрачними – Atypidae, Dysderidae, Dictynidae, Anyphaenidae, Philodromidae.

Як у географічному аспекті, так і в екологічному, перехідне положення між заплавними та байрачними дібровами займають угруповання урочища Круглик. Специфічних родин, які б мешкали тільки у цьому типі біогеоценозів, природно, немає, ос-



кільки це місцеперебування дуже локально обмежене та специфічне. Особливість структури угруповань павуків на таксономічному рівні проявляється у відсутності (можливо, випадковій) представників таких родин як Zoridae та Salticidae, що мешкають як у заплавних, так і в байрачних лісах. Як у заплавних біогеоценозах, так і в урочищі Круглик не були знайдені представники родин Atypidae, Dysderidae, Dictynidae, Anyphaenidae. Поряд з якісними ознаками певна подібність існує між заплавними угрупованнями та угрупованнями павуків в урочищі Круглик за кількісними особливостями у структурі на рівні таксономічних родин.

Таблиця 27

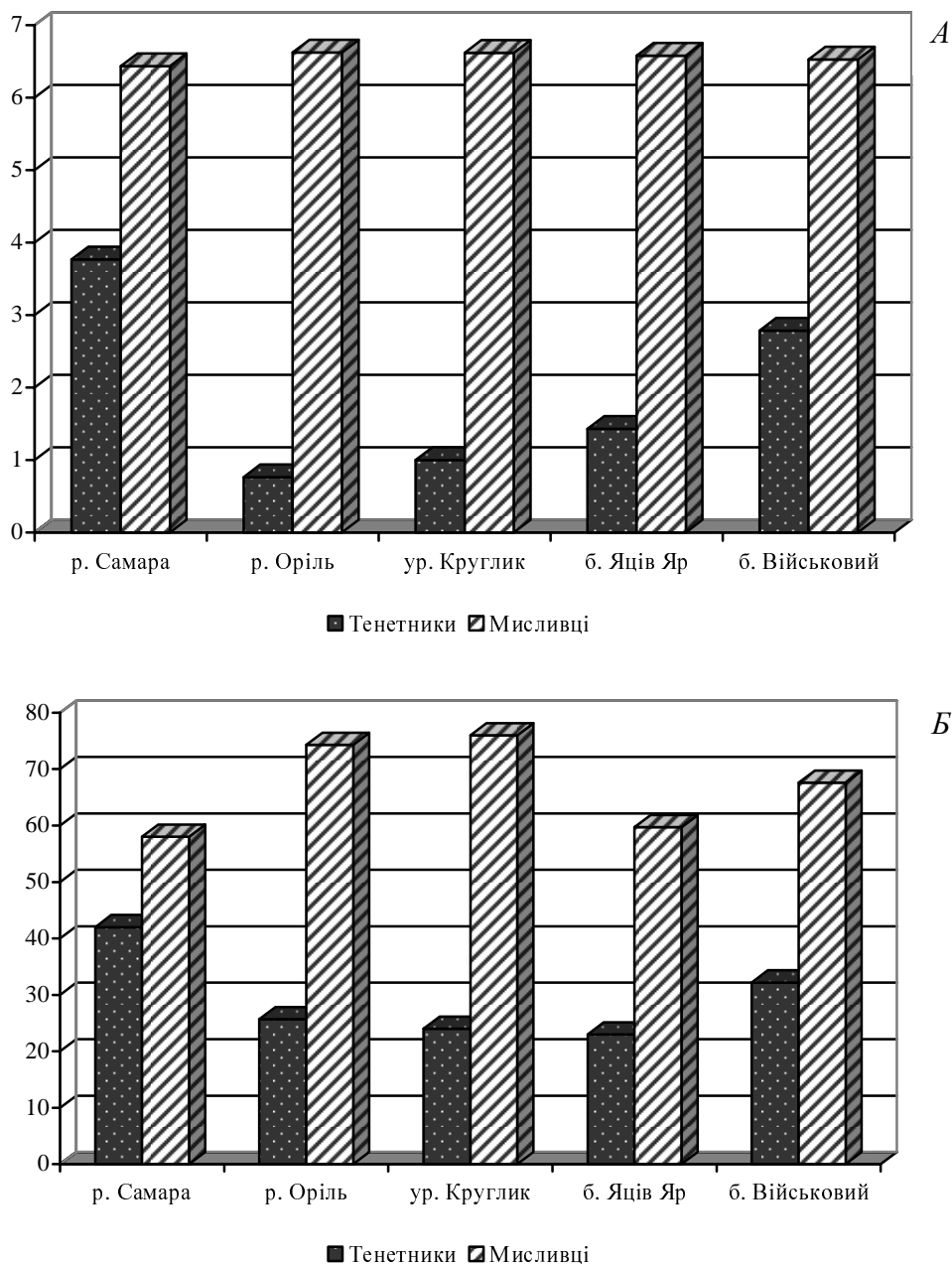
**Видове багатство (%) та відносна чисельність (%) родин павуків герпетобіою заплавних і байрачних лісів**

Родина	Заплавні БГЦ				Перехідний БГЦ		Байрачні БГЦ			
	р. Самара		р. Оріль		урочище Круглик		байрак Яців Яр		байрак Військовий	
	вид.	екз.	вид.	екз.	вид.	екз.	вид.	екз.	вид.	екз.
Atypidae	–	–	–	–	–	–	1,8	0,5	3,2	0,4
Dysderidae	–	–	–	–	–	–	3,5	5,6	3,2	6,5
Theridiidae	5,3	0,5	4,3	0,4	4,3	0,3	1,8	0,1	–	–
Linyphiidae	26,3	7,5	13,0	1,0	21,7	1,9	14,0	1,4	22,6	4,8
Tetragnathidae	5,3	4,7	–	–	–	–	–	–	–	–
Lycosidae	15,8	65,4	23,9	88,9	39,1	87,7	17,5	77,3	22,6	53,7
Pisauridae	–	–	2,2	0,6	4,3	3,0	1,8	3,4	3,2	2,8
Agelenidae	5,3	0,9	–	–	–	–	1,8	0,5	3,2	1,6
Hahniidae	–	–	2,2	0,1	–	–	1,8	0,1	3,2	0,1
Titanoecidae	–	–	2,2	0,2	–	–	–	–	–	–
Dictynidae	–	–	–	–	–	–	1,8	0,1	–	–
Anyphaenidae	–	–	–	–	–	–	–	–	3,2	0,2
Liocranidae	5,3	1,4	4,3	0,2	–	–	–	–	3,2	0,5
Corinnidae	10,5	0,9	–	–	–	–	–	–	–	–
Clubionidae	5,3	0,5	2,2	0,1	4,3	0,3	3,5	0,4	3,2	0,1
Gnaphosidae	5,3	0,9	20,3	5,5	13,0	3,3	14,0	4,2	16,1	3,2
Zoridae	5,3	1,9	2,2	0,3	–	–	1,8	0,4	3,2	3,0
Philodromidae	–	–	–	–	–	–	1,8	0,5	–	–
Thomisidae	10,5	15,4	13,0	2,8	17,4	3,8	14,0	3,3	6,5	22,1
Salticidae	–	–	2,2	0,1	–	–	1,8	0,5	3,2	0,1

**Умовні позначки:** вид. – видове багатство (%), екз. – відносна чисельність (%).

Співвідношення відносної чисельності та видового багатства родин герпетобіонтних павуків, які належать до двох основних типів життєвих форм – тенетників і мисливців, – показує перевагу видів, які не користуються ловчими тенетами (рис. 34).

Такий результат певною мірою визначається методикою збирання польових матеріалів за допомогою ґрунтових пасток. Як відомо, тенетні, більш осідлі, форми потрапляють до них рідше (причому, ще не ясно, якою мірою рідше), ніж активні полювальники, що швидко рухаються по поверхні субстрату. З цим пов'язують переважання в збиранні пастками самців ряду видів над самицями. На більшу чи меншу рухливість павуків впливає характер рослинності, мікрокліматичні фактори та багато інших.



**Рис. 34.** Співвідношення відносної чисельності (А, шкала у логарифмічному масштабі) та видового багатства (Б, %) павуків з різними мисливськими стратегіями в герпетобії досліджених пунктів

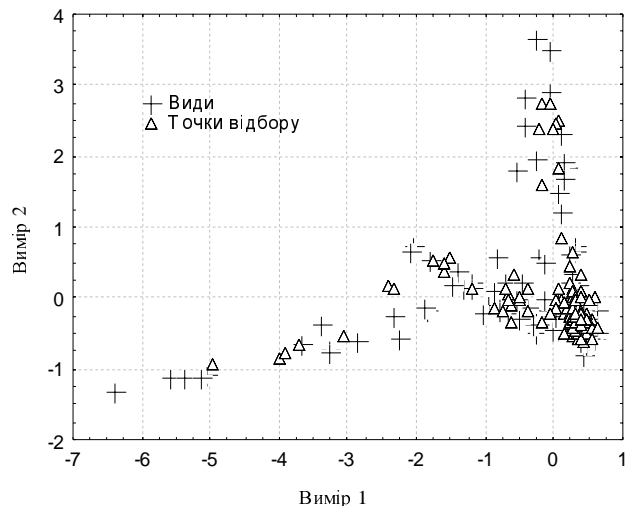
Однак на тлі переважання мисливців над тенетниками, досліджені ценози розрізняються і частками тенетних і безтенетних форм. Відсоток тенетників підвищується в заплаві р. Самара та у байраку Військовий. Такий результат, очевидно, спричинений наявністю товстого шару вологої підстилки в цих біоценозах, у якій улаштовують тенета дрібні лінійні – складова основа життєвої форми тенетників.

# 7 ЕКОЛОГІЧНІ ГРУПИ ПАВУКІВ - ЕКОМОРФИ

Інформація про видовий склад герпетобіонтних павуків та їх біотопічний розподіл може бути зведена в таблицю сполученості. Ця таблиця (матриця) є основою для подальшої статистичної обробки даних. Однією з ординаційних технік є аналіз відповідностей (*correspondence analysis*) – це розвідницький метод аналізу, що дозволяє візуально та чисельно досліджувати структуру таблиць сполученості великої розмірності. Аналіз відповідностей опирається на статистику  $\chi$ -квадрат Пірсона. Можна сказати, що це нова інтерпретація цієї статистики. Метод багато в чому схожий на факторний аналіз, однак, на відміну від нього, тут досліджуються таблиці сполученості, а критерієм якості відтворення багатовимірної таблиці у просторі меншої розмірності є значення статистики  $\chi$ -квадрат. Неформально можна говорити про аналіз відповідностей як про факторний аналіз категоріальних даних і розглядати його також як метод зменшення розмірності (Боровиков, 2004).

Цей підхід має ряд переваг для обробки екологічних даних. Він дозволяє аналізувати категорійні дані, внаслідок чого може бути отримана кількісна оцінка дискретної ознаки. Цей аналіз дозволяє давати кількісну оцінку як видам, так і місцям їх збирання та у такий спосіб установлювати зв'язок (відповідність) між видовим складом і особливостями біотопів, у яких тварини були виловлені (рис. 35).

**Рис. 35.** Розподіл видів та точок відбору проб у просторі перших двох вимірів, одержаних у результаті аналізу відповідностей у групувань павуків Дніпропетровської області



Аналіз дозволяє встановити наявність угруповань (кластерів) видів і місць відбору проб, а також характер їх відповідності. На першому етапі аналізу екологічні особливості біотопів, де тварини були відібрані, дозволяють ідентифікувати властивості угруповань павуків, а на другому етапі може бути проведена зворотна процедура – індикація властивостей біотопів за екологічними особливостями угруповань павуків.

Факт візуальної відповідності розподілу видів певним біотопам недостатній для того, щоб виявити екологічні властивості угруповань павуків. Можна припустити, що в основі екологічного структурування рослинного покриву та населення павуків лежать подібні фактори. До числа таких факторів, структурувальний вплив яких на екологічний вигляд угруповань павуків варто перевірити, належать: тип кругообігу речовин і відповідні ценотичні угруповання степових, лісових, лугових і болотних видів; режим вологості (гігротоп) і мінералізації ґрунтового розчину (трофотоп).

Індикаторні змінні, які додатково можна ввести в число досліджуваних в аналізі відповідностей, виконують роль запитів, що розкривають відношення тваринного населення до того або іншого фактора. Індикаторні змінні ценотичних зв'язків містять вказівки на ступінь вираженості того або іншого типу кругообігу речовин, що проявляється в типі рослинності: моноценози – лісовий, степовий, луговий або болотний; амфіценози або псевдомоноценози – лучно-степовий, лучно-лісовий, лучно-болотний, болотно-лісовий і т. д. (Бельгард, 1948 а, 1950).

Характеристика гігротопу біогеоценозу є індикаторною змінною, яка дозволить виявити відношення тваринного населення до градієнта умов вологості, а характеристика трофотопу – до градієнта умов мінералізації. Відносно однорідні сукупності тварин, виділені стосовно відповідних екологічних факторів, формують екологічні групи – екоморфи (Бельгард, 1950; Жуков та ін., 2007).

## 7.1. Ценоморфи павуків

До аналізованого масиву даних було включено 113 видів павуків, зібраних за допомогою пасток Барбера в досліджених ценозах. Для розширення видового складу та кількості проаналізованих місцеперебувань був залучений порівняльний матеріал із Херсонської області (урочище Осокорівка поблизу с. Нововоронцівка Нововоронцівського району) і Кіровоградської області (Чорний ліс, с. Знаменка).

Одним із завдань цієї роботи було продемонструвати працездатність методики ординації угруповань павуків за їх належністю до різних компонентів середовища. Цей підхід, на нашу думку, більш вільний від суб'єктивізму, ніж звичайна практика багато в чому інтуїтивного визначення певного статусу видів («мезофіл», «сильвант» і т. п.).

В індикаторній змінній ступінь виразності відповідної ознаки позначається числовим значенням від 0 до 10. Числове значення «0» – повна відсутність ознаки, «10» – найбільший її прояв. Для характеристики ценотичних угруповань рослин, пов'язаних з інтенсивністю відповідних типів кругообігу речовин у біогеоценозі, таких змінних нами було вибрано чотири. Вони позначають лісові, степові, болотні та лугові компоненти (табл. 28).

Змінні не є альтернативними, одночасно значення більше нуля може набувати більше ніж одна змінна для відповідного випадку (тобто точки відбору проб). Якщо нульові значення мають три із чотирьох змінних, така ситуація позначає моноценоз. Високе значення однієї змінної та низьке – однієї або більше інших – позначає псевдомоноценоз. Високе значення двох або більше змінних позначає амфіценоз.

Таблиця 28

**Індикаторні змінні, що вказують на співвідношення різних ценотичних компонентів рослинності**

№	Рослинність			
	лісова ( <i>Sil</i> )	степова ( <i>St</i> )	болотна ( <i>Pal</i> )	лугова ( <i>Pr</i> )
1	10	0	0	0
2	0	10	0	0
3	10	0	5	0
4	5	0	10	5
5	3	0	10	0

**Умовні позначки:** 1 – байрак Військової, схил південної експозиції, середня третина, бересто-ясенева діброва з фіалкою шершавою; 2 – схил північної експозиції, верхня третина, степова цілинка; 3 – тальвег, пакленова діброва з яглицею; 4 – байрак Яців Яр, тальвег, пакленова діброва з яглицею; 5 – заплава р. Оріль, бересто-чорнокленовий дубняк із розхідником звичайним.

Спільне дослідження даних про біотопічний розподіл павуків та індикаторних змінних дозволяє одержати кількісну характеристику положення видів і центроїдів ценотичних угруповань у просторі вимірів, виділених у результаті аналізу відповідностей (табл. 29).

Таблиця 29

**Фрагмент таблиці, що містить результати аналізу відповідностей біотопічного розподілу павуків і ценотичних індикаторних змінних**

Вид	Вимір 1	Вимір 2	Вимір 3	Вимір 4	Розбивка на 4 клас-тери	Розбивка на 5 клас-терів
<i>Theridiidae</i> gen. sp., juv	0,43	-0,01	-0,83	1,03	1	1
<i>Pisaura</i> sp., juv	-0,42	-0,23	0,39	0,60	3	3
<i>Titanoeca</i> sp., juv	0,33	0,76	0,49	0,67	1	1
<i>Zelotes latreillei</i>	0,33	0,76	0,49	0,67	1	1
<i>Zelotes</i> sp., juv	-2,64	0,31	-0,77	-2,04	2	4
<i>Zora nemoralis</i>	0,55	-0,77	0,66	-0,76	1	1
<i>Zora spinimana</i>	0,51	-0,38	-0,22	-0,16	3	3
<i>Zora</i> sp., juv	0,43	-0,80	0,59	-0,42	3	3
<i>Thanatus</i> sp., juv	-2,54	0,08	-0,62	-0,73	2	4
<i>Aelurillus v-insignitus</i>	-1,97	0,12	-0,11	0,05	2	4
<i>Sil</i>	0,38	-0,51	0,16	-0,23	3	3
<i>St</i>	-1,68	0,10	-0,10	0,22	2	2
<i>Pal</i>	0,68	0,35	-1,24	0,23	3	1
<i>Pr</i>	0,61	2,08	-0,10	-0,21	4	5

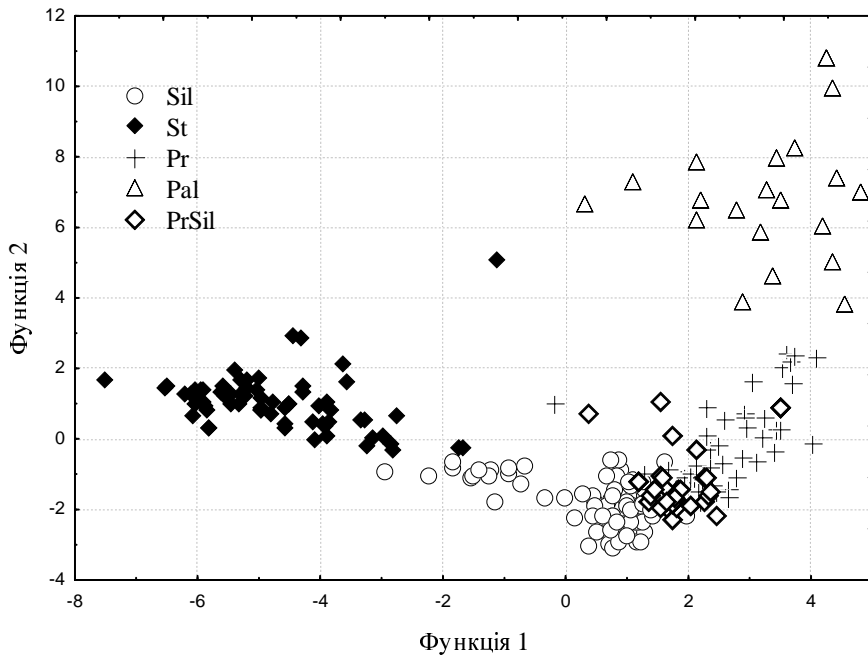
Числові значення індикаторних змінних дозволяють якісно інтерпретувати зміст вимірів, виділених при аналізі відповідностей. Так, високе за модулем значення виміру 1 для змінної «степова рослинність» (-1,68) дозволяє інтерпретувати його як співвідношення степових зональних і азональних-інтразональних лісових, лугових і болотних угруповань. Аналогічно можна визначити, що вимір 2 указує на реакцію на-

селення павуків на луговий процес, а вимір 3 – на болотний. Вимір 4 відбиває мінливість лучно-лісового компонента комплексів павуків.

Ординаційні виміри аналізу відповідностей визначають положення виду в континуальному градієнті екологічних умов. За допомогою кластерного аналізу можна виявити відносно однорідні групи (кластери) видів, які пов'язані з дискретними градаціями умов середовища. За кластерну процедуру був вибраний метод  $k$ -середніх. За допомогою цього підходу багатовимірну вибірку можна розбивати на задану кількість однорідних кластерів. Змінними для кластерного аналізу виступають значення вимірів аналізу відповідностей.

На початковому етапі ми розбили видовий список на чотири кластери, які відповідають чотирьом ценотичним комплексам. Однак у цьому випадку лісові стації (*Sil*) та лугові (*Pr*) виявляються в одному кластері (№ 3, табл. 29). Згодом число виділюваних кластерів було збільшено до п'яти. При цьому кожній ценотичній групі відповідає свій кластер, з яким члени кластера можуть бути ототожнені. Такі ценотичні групи мають назву ценоморф (Бельгард, 1950; Жуков та ін., 2007; Жуков, 2009).

Але при цьому виник ще один кластер, природа якого не визначена. Для з'ясування природи невідомого кластера та візуалізації геометрії екологічного простору ценоморфи павуків можна подати у системі координат, що встановлюється дискримінантними функціями (рис. 36).



**Рис. 36. Екологічний простір ценоморф павуків, визначений дискримінантними функціями**

Кількісні змінні – виміри аналізу відповідностей, які були застосовані для кластерного аналізу, можна використати також і для дискримінантного аналізу, де залежною змінною виступає результат кластерного аналізу, тобто приналежність кожного виду до відповідного кластера.

У просторі перших двох дискримінантних функцій (рис. 36) ценотичні угруповання павуків (ценоморфи) демонструють закономірну послідовність: крайні позиції ценотичного ряду займають степові та болотні види, у центрі простору перебувають

лісові та лугові. Між кластерами лісових і лугових видів знаходиться невідомий, який відповідно до його положення в екологічному просторі природно визначити як групу лучно-лісових видів.

Таким чином, із погляду ценотичних особливостей, населення павуків досліджених біотопів може бути розподілене на такі ценоморфи: степові (степанти), лісові (сильванти), лугові (пратанти), болотні (палюданти) і лучно-лісові (пратанти-сильванти).

Зазначимо також, що особливості досліджених біогеоценозів впливають на характеристики видів, тому вони можуть значно не збігатися з літературними даними. Розширення спектра досліджених біоценозів, збільшення обсягу матеріалу дозволять у майбутньому уточнити дані про цілий ряд видів. Завданням цієї роботи є тільки випробування методики ординації угруповань павуків з урахуванням їх реакцій на дію різних факторів середовища. Крім того, ми намагалися нівелювати суб'єктивізм у віднесенні конкретного виду до якої-небудь групи (мезофілів, ксерофілів, сильвантів і т. п.) та еталонізувати підхід до вирішення цієї проблеми.

### 7.1.1. Степанти

Степанти є однією з найбагатших у таксономічному відношенні груп – вони представлені 33 видами павуків з 11 родин, що становить близько 30 % зібраних видів (рис. 37). Типовими мешканцями степових зональних угруповань є представники родин Gnaphosidae (36,4 % степантів), Thomisidae (24,2 %) і Lycosidae (12,1 %) (табл. 30). Родини Philodromidae, Salticidae, Theridiidae, Atypidae, Miturgidae, Dictynidae, Dysderidae і Eresidae представлені в групі степантів 1–2 видами.

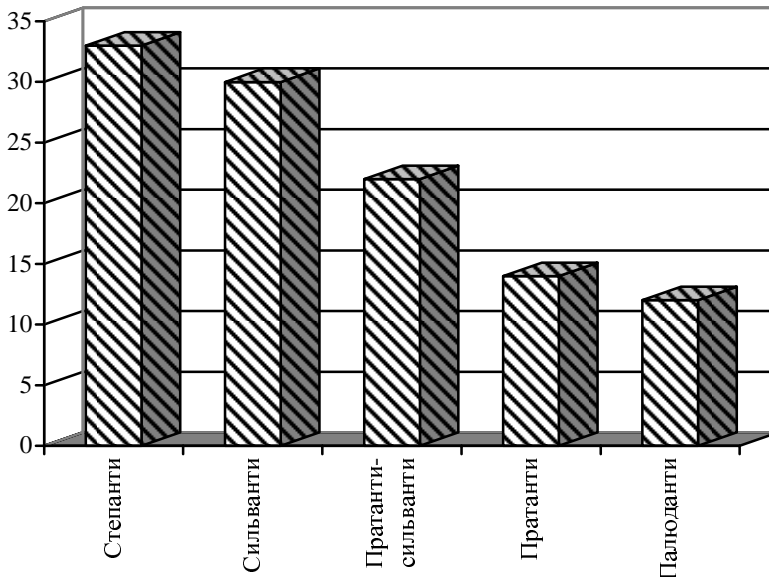


Рис. 37. Видове багатство ценоморф павуків Дніпропетровської області

Найрізноманітніші в цій групі Gnaphosidae представлені 7 родами (*Berlandina*, *Drassodes*, *Drassyllus*, *Gnaphosa*, *Haplodrassus*, *Micaria* і *Zelotes*), серед яких найбіль-

шим числом видів характеризується рід *Haplodrassus* (4 види). За чисельністю серед степових видів домінують *Gnaphosa lucifuga*, *Berlandina cinerea*, *Drassodes lapidosus*, *Haplodrassus dalmatensis* і *H. signifer*, а також *Zelotes electus*.

У групі степантів переважають мезоксерофільні (близько 39 % видів) і ксерофільні види (близько 27 %). Ксеромезофіли (12 %) і мезофіли (15 %) менш різноманітні.

Таблиця 30

**Таксономічна структура степових видів павуків**

(у % наведено частку родини від загального видового багатства степантів)

Родина	Рід	Вид
Atypidae (3,0 % видів)	<i>Atypus</i> Latreille, 1804	<i>Atypus muralis</i>
Dysderidae (3,0 %)	<i>Harpactea</i> Bristowe, 1939	<i>Harpactea azowensis</i>
Eresidae (3,0 %)	<i>Eresus</i> Walckenaer, 1805	<i>Eresus kollari</i>
Theridiidae (3,0 %)	<i>Steatoda</i> Sundevall, 1833	<i>Steatoda phalerata</i>
Lycosidae (12,1 %)	<i>Alopecosa</i> Simon, 1885	<i>Alopecosa accentuata</i>
		<i>Alopecosa taeniopus</i>
<i>Alopecosa trabalis</i>		
	<i>Xerolycosa</i> F. Dahl, 1908	<i>Xerolycosa miniata</i>
Dictynidae (3,0 %)	<i>Lathys</i> Simon, 1884	<i>Lathys stigmatisata</i>
Miturgidae (3,0 %)	<i>Cheiracanthium</i> C.L. Koch, 1839	<i>Cheiracanthium erraticum</i>
Gnaphosidae (36,4 %)	<i>Berlandina</i> Dalmas, 1922	<i>Berlandina cinerea</i>
	<i>Drassodes</i> Westring, 1851	<i>Drassodes lapidosus</i>
	<i>Drassyllus</i> Chamberlin, 1922	<i>Drassyllus pumilus</i>
		<i>Drassyllus praeficus</i>
	<i>Gnaphosa</i> Latreille, 1804	<i>Gnaphosa licenti</i>
		<i>Gnaphosa lucifuga</i>
	<i>Haplodrassus</i> Chamberlin, 1922	<i>Haplodrassus bohemicus</i>
		<i>Haplodrassus dalmatensis</i>
<i>Haplodrassus kulczynskii</i>		
<i>Micaria</i> Westring, 1851	<i>Micaria</i> sp.	
<i>Zelotes</i> Gistel, 1848	<i>Zelotes electus</i>	
Philodromidae (3,0 %)	<i>Thanatus</i> C.L. Koch, 1837	<i>Thanatus arenarius</i>
Thomisidae (24,2 %)	<i>Ozyptila</i> Simon, 1864	<i>Ozyptila cf. arctica</i>
		<i>Ozyptila claveata</i>
		<i>Ozyptila pullata</i>
		<i>Ozyptila scabricula</i>
	<i>Xysticus</i> C.L. Koch, 1835	<i>Xysticus britcheri</i>
		<i>Xysticus cristatus</i>
	<i>Xysticus kochi</i>	
	<i>Xysticus robustus</i>	
Salticidae (6,1 %)	<i>Aelurillus</i> Simon, 1884	<i>Aelurillus v-insignitus</i>
	<i>Asianellus</i> Logunov et Heciak, 1996	<i>Asianellus festivus</i>



Степові бокоходи (Thomisidae) представлені двома родами – *Ozyptila* і *Xysticus* (по 4 види). Найчисленнішими представниками цієї родини в степу є *Xysticus kochi* і *Ozyptila scabricula*.

Павуки-вовки (Lycosidae) у степу представлені двома родами – *Alopecosa* (3 види) і *Xerolycosa* (*X. miniata*). Причому останній вид досягає високої чисельності.

Серед інших родин павуків до численних степових видів можна віднести *Atypus muralis* (Atypidae), *Thanatus arenarius* (Philodromidae), *Aelurillus v-insignitus* і *Asianellus festivus* (Salticidae).

Група степантів включає як ксерофільні види, що віддають перевагу відкритим, добре освітленим біотопам, так і ксеромезофільні та мезофільні види. На прикладі комах С. І. Медведєв наочно показав різноманітність групи степових видів (Медведєв, 1954). Крім того, на прикладі локальних фаун турунів було показано, що видова розмаїтість як окремих біотопів, так і ландшафту в цілому на дві третини або навіть на три чверті визначається видами, котрі не є постійними мешканцями даної території, що зумовлює високу мінливість видових композицій у просторі та у часі (Макаров, Маталін, 2008).

Коротко охарактеризуємо поширення, біотопічні пререферендуми та особливості біології видів-степантів, відомі за літературними джерелами і власними даними.

Мігаломорфний *Atypus muralis* відмічений в Україні в Закарпатській, Хмельницькій, Харківській, Луганській, Дніпропетровській, Донецькій, Херсонській областях та у Криму (Кронеберг, 1875 – як *A. piceus* Sulz.; Положенцев, Акимцева, 1980; Зонштейн, 1985; Полчанинова, 1988, 1990 в; Присний, 1993; Михайлов, 1997; Ковблук, 1997, 2001, 2003 а, 2004 б; Прокопенко, 2001 а, 2001 (2002); Гурьянова, 2003; Polchaninova, Prokopenko, 2007). У лісостеповій зоні вид знайдений на узліссях, остепнених ділянках (Гурьянова, 2003). Цей вид є типовим для степової зони. У підзоні різнотравно-типчаково-ковилових степів мешкає в основному в ксерофільних і ксеромезофільних біотопах: був відмічений у степу на плакорі (Полчанинова, 1990 в), на крейдових оголеннях, у сосновому лісі, нагірній діброві, на лісових галявинах (Polchaninova, Prokopenko, 2007). Південніше, у підзоні типчаково-ковилових степів, проявляє більш мезофільні пререференції: живе в дубових і березових перелісках (Полчанинова, 1988). Відомо, що в Ростовській області цей вид трапляється в степових угрупованнях, але проникає туди із різних азональних та інтразональних біотопів (Пономарев, 2005). У Європі населяє необроблювані луки та степи (Roberts, 1993) на піщаних і вапняних ґрунтах (Roberts, 1995).

Цікаво, що сітка даного виду нагадує шкарпетку і складається з павутинної трубки, частина якої занурена у ґрунт. Надземна частина сітки становить близько 13 см, підземна – 35–80 см. Надземна частина розташована на поверхні, замаскована часточками ґрунту та рослинним сміттям. Павук сидить усередині надземної частини трубки вентральним боком догори і хапає комах, які опинилися на сітці, прямо через павутину. Більшу частину життя самка проводить у гнізді. Активно переміщуються тільки молодь і самці у пошуках самки. Коли самець знаходить трубку самки, він постукує по ній передніми кінцівками. Якщо самка готова до парування, вона дозволяє самцеві проникнути усередину. Якийсь час самець і самка разом залишаються в павутинній трубці. Потім самка з'їдає партнера, і, як вважається, це стимулює розвиток яєць. Самка плете яйцевий кокон, який підвішує в трубці. Молодь лупиться наступного літа, але не розселяється до весни ще наступного року. Минає чотири роки до досягнення ними статевої зрілості. Самка живе до восьми років (Roberts, 1995). Павуки живуть колоніями до 100 особин (Heimer, Nentwig, 1991).

Нами вид знайдений винятково на степових ділянках в урочищі Яців Яр, у байраку біля с. Військове та у балці Бандурка (с. Євцько-Миколаївка, Новомосковський р-н).

Нічний мисливець *Cheiracanthium erraticum*, що живе у хортобії, в Україні дуже поширений: це Закарпатська, Волинська, Хмельницька, Київська, Чернігівська, Черкаська, Полтавська, Харківська, Луганська, Дніпропетровська, Донецька області (Thorell, 1875 – *Ch. carnifex*; Фрейберг, 1897 – *Chiracanthium c.*; Федотов, 1912; Спаский, 1927; Харитонов, 1932; Пичка, 1974; Кириленко, Леготай, 1981; Леготай, 1989; Таланов, Назаренко, 1989; Евтушенко, 1991 а, 1993 а; Рудникова, Ярошенко, 1994; Михайлов, 1997, 1998; Прокопенко, 1998, 1999 а, 2000 в, 2001 а, 2001 (2002)); Полчанинова, 1998 б, 2003 б, 2005 а, 2006; Ковблюк, 2003 а; Polchaninova, Prokopenko, 2007). Вид займає в основному мезофітні біотопи. У підзоні різнотравно-типчаково-ковилових степів часто трапляється в заплавах ценозах: у прибережній рослинності, на заплавному лузі, узліссі, у березо-осикових перелісках (Полчанинова, 2006), нагірній діброві (Polchaninova, Prokopenko, 2007), відмічений у байрачних лісах (Полчанинова, 2006). Крім того, відмічений у мезоксерофітних і ксерофітних біотопах: у сосновому лісі другої надзаплавної тераси (Polchaninova, Prokopenko, 2007), на післялісовому гару, у різнотравному (Полчанинова, 2006; Прокопенко, 2000 в) або псамофітному степу, на лузі із засоленням, орних землях, на териконах (Прокопенко, 1999), крейдових оголеннях (Polchaninova, Prokopenko, 2007). Нами вид упіймано в заростях чагарників у степу.

Тенетник *Lathys stigmatisata* трапляється під камінням, у підстилці, де плете невелику покривну сітку. В Україні відмічений у Луганській, Дніпропетровській, Донецькій, Херсонській, Миколаївській областях (Полчанинова, 1990 б – *L. puta*; 1990 в – *L. p.*; 1992 б – *L. p.*; 1993 а – *L. p.*; 1995 б – *L. p.*; 1997 – *L. p.*; 2006; Гурьянова, Хоменко, 1991 – *L. p.*; Прокопенко, 2001 а, 2001 (2002), 2003 б). У підзоні різнотравно-типчаково-ковилових степів віддає перевагу ксеромезофітним та ксерофітним ценозам. Серед лісових масивів – невеликим за площею байрачним лісам та лісосмугам (Полчанинова, 1990 в, 2006), або сухим сонячним сосновим борам на арені річок (Полчанинова, 1990 в). Відмічається у різнотравному степу (Полчанинова, 2006), може бути виявлений на гранітних оголеннях і в товщі морських наносів. У підзоні типчаково-ковилових степів звичайний у перелісках, на лугах і солончаках (Полчанинова, 1997), виявлений на берегах солоних озер, у псамофітному і типчаково-ковиловому степу (Гурьянова, Хоменко, 1991; Полчанинова, 1995 б). Єдиний екземпляр виду відзначений нами у байрачному лісі (урочище Яців Яр), на схилі південної експозиції.

*Harpactea azovensis* є ендеміком України. Імовірно, західна межа ареалу цього виду обмежена нижньою течією Дніпра (Ковблюк, Прокопенко, Надольный, 2008). Зареєстрований у Дніпропетровській, Донецькій, Запорізькій областях і в Криму (Харитонов, 1956 – *H. azovensis* – sic!; Тыщенко, 1971: 73 – *H. azovensis* – sic!; Скляр, Попов, 1972 – *H. azovensis* – sic!; Гурьянова, 1993; Ярошенко, Рудникова, 1994 – *H. azovensis* – sic!; Полчанинова, 1995 б – як *H. rubicunda*; 2006 – *H. azovensis* – sic!; Прокопенко, 1999 а – *H. azovensis* – sic!; 2001 (2002) – *H. azovensis* – sic!; Ковблюк, 2003 а, 2004 б; Ковблюк, Прокопенко, Надольный, 2008). Це типовий степовий мешканець, може проникати у нори гризунів (Скляр, Попов, 1972) або під полог байрачних дібров. Трапляється навіть в екстремально ксерофітних умовах териконників вугільних шахт (Ярошенко, Рудникова, 1994; Прокопенко, 1999 а). Південніше, у підзоні типчаково-ковилових степів, займає мезофітні біотопи: парки (Полчанинова, 1995 б), галявини у парку (Гурьянова, 1993). У Криму відмічений під камінням, у шибляках, кам'янистих степах і томілярах, у посадках сосни (Ковблюк, Прокопенко, Надольный, 2008). Нами пійманий у байрачному лісі (с. Військове) на схилах південної експозиції.

Поширення *Eresus kollari* в Україні включає Київську, Черкаську, Харківську, Луганську, Дніпропетровську, Донецьку, Херсонську, Одеську області та Крим (Eichwald, 1830; Herman, 1879 – *E. fulvus* Rossi; Thorell, 1875 а; Лукьянов, 1897; Фрейберг, 1897; Спаский, 1927; Харитонов, 1932 – *E. niger*; Ажеганова, 1968; Пичка, 1974; Астахова, Перваков,

1976 – *E. n.*; Кириленко, Леготай, 1981 – *E. n.*; Таланов, Назаренко, 1989 – *E. n.*; Полчанинова, 1988 – *E. n.*, 1990 б – *E. n.*, 1990 в – *E. n.*, 1993 а, 1995 б – *E. n.*, 1997, 2006; Микитюк, 1984; Гурьянова, Хоменко, 1991; Михайлов, 1997: 30, 1999: 9; Ковблюк, 1997 – *E. n.*, 2003 а, 2004; Прокопенко, 2001 а, 2001 (2002); Никитченко, Репенко, 2001; Полчанинова, Прокопенко, 2007; Кунах та ін., 2008 – *E. n.*). Це досить великий (розміри статевозрілої самки можуть досягати 25–30 мм, самця – 8–10 мм) і один з кількох яскраво зафарблених українських видів. Самка чорного кольору з нальотом «сивини», ефект якої створюють численні дрібні білі волоски, що вкривають усе тіло. Самці, як правило, дуже ефектні: головогруді чорні; черевце дорсально яскраво-червоне з 4 або, що рідше, з 6 чорними крапками. Цікаво, що на території Ростовської області трапляються самці, дорсальний бік черевця яких зафарблений у білий колір із чорними крапками, що виділяються на його тлі (Пономарев, 2005). Осілий вид. Самки все життя, а самці більшу його частину проводять у схованці, використовуючи занедбані нори комах, різні нороподібні тріщини, місця під камінням, де розташовують павутинну трубку, занурену у ґрунт на глибину від 5 до 35 см (Эргашев, 1990). Норки не глибокі (до 17 см), розташовані вертикально вниз, вистелені павутиною. Над входом самка влаштовує козирок, від кінця якого до низьких кущів або пучків трави натягає крібелятну сітку (Никитченко, Репенко, 2001). Полює на комах, що натикаються на зовнішню частину павутинної підстилки нори. Самки залишають своє житло, тільки якщо погіршуються мікрокліматичні умови та виникає необхідність переселитися. Самці, що досягли статевої зрілості, залишають свою нору у день, активно переміщаючись у пошуках самок. Самки живуть кілька років у дорослому стані перед тим, як приступити до розмноження. Відкладають лінзоподібний кокон (8–10 см в у діаметрі, близько 80 яєць), удень виставляючи його на сонце. Молодь залишається в норі разом із самою, тілом якої харчується після її смерті (Heimer, Nentwig, 1991). Колоніальний вид.

*Eresus kollari* характерний для справжніх степів, у північних степах не відзначений (Полчанинова, 1990 б). Довгий час уважався індикатором цілинних степів (Микитюк, 1984). Як мешканець різнотравно-типчаково-ковилового степу наведений Н. Ю. Полчаниновою (1990 в, 2006), відмічений у типчаково-ковиловому степу (Гурьянова, Хоменко, 1991). Крім того, трапляється на суходільних лугах, пустирях (Никитченко, Репенко, 2001), у петрофітному варіанті різнотравного степу (Полчанинова, 1990 в), на крейдових оголеннях (Полчанинова, 2006), у псамофітному степу (Астахова, Перваков, 1976; Полчанинова, 1997, 1988). У підзоні типчаково-ковилових степів проникає у мезофітні біотопи: парки (Полчанинова, 1995 б) та луги (Полчанинова, 1997). У Лісостепу також знайдений на лузі, орних землях (Кириленко, Леготай, 1981). Іноді заповзає у житла, реєструвалися випадки укусів людей. У Ростовській області найчастіше можна зустріти у зональних дерновино-злаково-полинних (напівпустельних) угрупованнях (Пономарев, 2005). У нашому матеріалі є екземпляри зі степових ділянок урочища Яців Яр.

Нічний мисливець *Berlandina cinerea* відмічений у таких областях: Чернігівська, Сумська, Полтавська, Харківська, Луганська, Дніпропетровська, Донецька, Херсонська (Астахова, 1974 – *Berlandia c. – sic!*; Кириленко, Леготай, 1981; Овчаренко, 1982; Полчанинова, 1988, 1990 б, в, 1993 а, 1995 б, 1997, 2001; Таланов, Назаренко, 1989; Гурьянова, Хоменко, 1991; Евтушенко, 1993 б; Прокопенко, 2001 а, 2001 (2002), 2003 в, 2006; Полчанинова, Прокопенко, 2003; Polchaninova, Prokopenko, 2007). У лісовій зоні помічений у сосниках (Евтушенко, 1993 б). У Лісостепу зареєстрований на остепнених схилах балок (Кириленко, Леготай, 1981). Підзона різнотравно-типчаково-ковилових степів: у різнотравному степу (Полчанинова, 2006); у псамофітному лузі (Polchaninova, Prokopenko, 2007); на гранітних і крейдових оголеннях (Полчанинова, 1990 в, 2006; Полчанинова, Прокопенко, 2003; Polchaninova, Prokopenko, 2007). У найбільш посушливій підзоні типчаково-ковилових степів преференції виду змінюються на більш ме-

зофільні: мешкає у перелісках (Полчанинова, 1988); на галявинах у парку (Гурьянова, Хоменко, 1991; Полчанинова, 1995 б); хоч трапляється і у відкритих, ксерофітних ценозах: на берегах солоних озер, у псамофітному степу (Полчанинова, 1988); типчаково-ковиловому степу (Гурьянова, Хоменко, 1991). Нами пійманий у байрачному лісі та на степових ділянках урочища Яців Яр.

Район поширення *Drassodes lapidosus* в Україні дуже широкий і включає Карпати, Хмельницьку, Черкаську, Київську, Луганську, Дніпропетровську, Донецьку, Запорізьку, Херсонську, Одеську області та Крим (Belke, 1853; 1859; Thorell, 1875 a, b – *Drassus lapidicola* var. *macer*; Лукьянов, 1897 – *Drassus l.*; Фрейберг, 1897 – *Drassus cupreus*; Спасский, 1927; Перелешина, 1931; Харитонов, 1932 – *Drassodes l. c.*; Леготай, 1973, 1980 а, б; 1989; Пичка, 1974; Овчаренко, 1982; Полчанинова, 1990 в, 1993 а, 1997, 1998 а, 2001, 2006; Гурьянова, Хоменко, 1991; Ярошенко, Рудникова, 1994; Прокопенко, 1997 а, 1999 а, 2001 а, 2001 (2002), 2003 б; Таланов, Назаренко, 1989; Гурьянова, 2003; Полчанинова, Прокопенко, 2003; Чумак, Прокопенко, Тимочко, 2007; Polchaninova, Prokopenko, 2007; Fomichev, 2007; Прокопенко, Чумак, 2006 (2007); Ковблюк, 2008).

Вид має широку екологічну пластичність і заселяє найрізноманітніші за мікрокліматичними і рослинними умовами природні та антропогенно трансформовані ценози. Є типовим мешканцем різнотравного і петрофітного степів (Полчанинова, 1998 а, б), трапляється на оголеннях порід (Полчанинова 1998 а, 2006; Гурьянова, 2003; Полчанинова, Прокопенко, 2003). Може проникати в деревні насадження, відмічений на галявинах (Polchaninova, Prokopenko, 2007; Гурьянова, Хоменко, 1991), у штучних лісонасадженнях (Fomichev, 2007), у перелісках (Полчанинова, 1997). У підзоні типчаково-ковилових степів знайдений біля очеретяного болота, на лузі, у солончаку (Полчанинова, 1997), у типчаково-ковиловому степу (Гурьянова, Хоменко, 1991). Відмічений в агроценозах (Леготай, 1980 а, б), на териконниках (Ярошенко, Рудникова, 1994; Прокопенко, 1997 а, 1999 а). Ми знайшли вид на болотистому лузі, у байрачному лісі і на степових ділянках, де він був найчисленніший.

О. В. Пономарьов (2005) відніс *Drassyllus pumilus* до числа мезоксерофільних видів. Цей вид звичайний у степових угрупованнях і штучних лісових насадженнях на плакорі, а також проникає в лугові ценози. Трапляється у Новгород-Сіверському Поліссі (Евтушенко, 1993 б – *Zelotes p.*), у Дніпропетровській і Донецькій областях. Був відмічений у сосниках (Евтушенко, 1993 б), різнотравно-типчаково-ковиловому степу і в агроценозах. Нами знайдений у байрачному лісі (Яців Яр).

В Україні *Drassyllus praeficus* (L. Koch, 1866) реєструвався у Закарпатській (Леготай, 1958; 1959 – *Zelotes p.*; 1989; Положенцев, Акимцева, 1980 – *Z. p.*), Волинській (Евтушенко, 1993 а), Хмельницькій (Гурьянова, 2003), Чернігівській, Сумській (Евтушенко, 1993 б – *Z. p.*), Харківській (Полчанинова, 2005 б), Луганській (Полчанинова, 1990 в – *Z. p.*; Прокопенко, 2001 а), Дніпропетровській (власні дані, дані Н. Ю. Полчанинової), Донецькій (Polchaninova, Prokopenko, 2007; Полчанинова, 1993 а – *Z. p.*, 2006; Прокопенко, 2001 (2002)), Херсонській (Полчанинова, 1988 – *Z. p.*, 1995 б – *Z. p.*, 1997, 2001; Гурьянова, Хоменко, 1991 – *Z. p.*) областях та у Криму (Спасский, 1927; Харитонов, 1932; Тыщенко, 1971; Овчаренко, 1982 – всі як *Z. p.*; Михайлов, 1997, 1998, 1999; Ковблюк, 2001, 2003 а, 2006 а; Kovblyuk, 2003).

Мешкає у підстилці (Положенцев, Акимцева, 1980), на оголеннях порід, на камінні, у щebenях (Гурьянова, 2003). Лісова зона: березовий ліс (Евтушенко, 1993 б); степова зона, підзона різнотравно-типчаково-ковилових степів: галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); лісосмуги, заплашний луг (Полчанинова, 2006); різнотравний степ (Полчанинова, 1990 в, 2006); гранітні оголення (Полчанинова, 1990 в, 2006); крейдові оголення (Полчанинова, 2006). Степова зона, підзона типчаково-ковилових степів: переліски (Полчанинова, 1997); галявини у парку (Гурьянова, Хоменко, 1991;

Полчанинова, 1995 б); очеретяне болото, луг, солончак (Полчанинова, 1997); типчаково-ковилловий степ (Гурьянова, Хоменко, 1991; Полчанинова, 1995 б); псамофітний степ (Полчанинова, 1988, 1997). Нами вид знайдений на степових ділянках (Яців Яр), у заростях степових чагарників і в насадженні грецького горіха, розташованому у тальвегу степової балки (урочище Осокорівка, Херсонська область, у безпосередній близькості до межі Дніпропетровської області).

До степантів ми віднесли *H. bohemicus*, зареєстрованого у центральних, південно-східних і південних областях материкової України: у Дніпропетровській, Донецькій, Херсонській областях (Полчанинова, 1993 а, 1997 – як *H. signifier*; 2006 – частково як *H. s.*). Крім різнотравного степу (Полчанинова, 2006), вид відмічений на заплавному лузі, у лісосмузі (Полчанинова, 2006). Нами вид спійманий на степових ділянках і в заростях грецького горіха, що у тальвегу степової балки (урочище Осокорівка, Херсонська область).

*Haplodrassus dalmatensis* знайдений у Луганській, Дніпропетровській, Донецькій, Херсонській, Одеській областях і в Криму (Спасский, 1914 – *Drassus minusculus*; Харитонов, 1932 – *Drassodes d.*; Овчаренко, 1982; Гурьянова, Хоменко, 1991; Прокопенко, 1998, 1999 а, 2001 (2002), 2001 а; Апостолов, Ончуров, 1998; Ончуров, 1998; Михайлов, 2000; Ковблюк, 2003 а, 2006 а; Полчанинова, 2006; Полчанинова, Прокопенко, 2003). Цей вид є типовим степантом (Пономарев, 2005), що живе у вкрай ксерофітних умовах оголень порід (Полчанинова, Прокопенко, 2003; Полчанинова, 2006) і териконників (Прокопенко, 1999 а). Відмічався також у заростях степових чагарників, у заплавної галофільній діброві, у байрачному лісі, у підзоні типчаково-ковиллових степів – на галявинах у парку, у типчаково-ковилловому степу (Гурьянова, Хоменко, 1991). Нами вид зібраний у степу (Яців Яр), як і наступний вид.

Для *H. kulczynskii*, зареєстрованого в Харківській, Дніпропетровській, Донецькій, Херсонській областях і в Криму (Гурьянова, Хоменко, 1991; Прокопенко, 2001 (2002); Полчанинова, 2006; Ковблюк, 2006 а; Polchaninova, Prokopenko, 2007), характерні відкриті ксерофітні та мезоксерофітні місцезабудування. За літературним даними відомий на ділянках крейдових оголень (Polchaninova, Prokopenko, 2007). У підзоні типчаково-ковиллових степів знайдений на галявинах у парку (Гурьянова, Хоменко, 1991). Ми ловили цей вид на заплавних і засолених лугах, у різнотравному степу, особливо численний він був у агроценозах.

Ареал *Haplodrassus signifer* в Україні досить широкий: Карпати, Житомирська, Чернігівська, Київська, Сумська, Харківська, Луганська, Дніпропетровська, Донецька, Херсонська області та Крим (Thorell, 1875 а – *Drassus troglodytes*; Спасский, 1927 – *Drassodes s.*; Харитонов, 1932 – *Drassodes s.*; Леготай, 1973, 1980 а, б, 1989; Кириленко, Леготай, 1981; Овчаренко, 1982; Полчанинова, 1988, 1990 в, 1993 а, 2003 б, 2005 б, 2006; Таланов, Назаренко, 1989; Гурьянова, 1989, 1994; Гурьянова, Хоменко, 1991; Евтушенко, 1991 а, б, г, 1993 б; Михайлов, 1997; Прокопенко, 1999 а, 2001 а, 2001 (2002), 2003 в, 2006; Ковблюк, 2001, 2003 а, 2006 а; Polchaninova, 2004; Прокопенко, Чумак, 2006 (2007); Polchaninova, Prokopenko, 2007). Він є політопним видом: спектр біотопів, де вид поширений, досить різноманітний.

У лісовій зоні реєстрований у листяному лісі (Евтушенко, 1991 а) і в агроценозах (Леготай, 1980 а). У Лісостепу – у луговому степу (Polchaninova, 2004) та на орних землях (Кириленко, Леготай, 1981). У різнотравно-типчаково-ковиллових степах відмічений у широкому діапазоні місцезабудувань: це річкова заплава, нагірна діброва, лісові галявини (Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007), крейдові оголення на плакорі (Полчанинова, 2006). У типчаково-ковиллових степах: переліски (Полчанинова, 1988, 1997); галявини у парку, пасовища (Гурьянова, Хоменко, 1991); луг, очеретяне болото, солончак (Полчанинова, 1997). Нами вид знайдений на степових ділян-

ках і в заростях грецького горіха, розташованих у тальвегу степової балки (урочище Осокорівка).

*Zelotes electus* відомий із Чернігівської, Київської, Сумської, Харківської, Луганської, Дніпропетровської, Донецької, Херсонської областей і Криму (Овчаренко, 1982; Гурьянова, Хоменко, 1991; Полчанинова, 1990 б, 1988, 1990 б, 1993 а, 1997, 2003 б, 2004, 2005 б, 2006; Евтушенко, 1991 а, 1993 б; Прокопенко, 2001 а, 2001 (2002); Ковблюк, 2006 а; Polchaninova, Prokopenko, 2007; Полчанинова, Прокопенко, 2007). Це досить політопний вид, що заселяє як лісові масиви, так і відкриті місцеперебування, часто досить ксерофітні. У лісовій зоні відмічений у лісових ценозах: сосновому (Евтушенко, 1993 б) і змішаному лісі (Евтушенко, 1991 а). Лісостепова зона: луговий степ (Полчанинова, 1990 б, 2004). Степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий ліс, галявини (Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); прибережна рослинність (Полчанинова, 2006); заплашний луг (Полчанинова, 2006); різнотравний степ (Полчанинова, 2006); псамофітний степ (Полчанинова, 2003 б); підзона типчакково-ковилових степів: галявини у парку (Гурьянова, Хоменко, 1991); зарості грецького горіха (власні дані); луг, солончак (Полчанинова, 1997); береги солоних озер (Полчанинова, 1988); типчакково-ковиловий степ (Гурьянова, Хоменко, 1991). Нами вид упійманий в урочищі Яців Яр на степових ділянках і у байрачному лісі.

*Gnaphosa licenti* у цей час відомий з Харківської (дані Н. Ю. Полчанинової), Донецької та Херсонської областей. Вид населяє оголення порід, агроценози, типчакково-ковилові степи. Висловлюється припущення, що у західній частині свого ареалу *G. licenti* поширений локально в прикордонних районах лісостепової та степової зон (Пономарев, 2005). Був виявлений в урочищі Осокорівка у балці зі степовою рослинністю на кам'янисто-випнякових ґрунтах.

До постійного та часто численного елемента аранеофауни степових ділянок належать павуки-вовки *Alopecosa taeniopus*, *A. trabalis*, *Xerolycosa miniata*. Однак вони можуть також траплятися в азональних та інтразональних біотопах, таких як сосновий ліс, нагірна діброва, лісові галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007), байрачні діброви (Полчанинова, 1990 в); заплавні та піщані луги (Polchaninova, Prokopenko, 2007). Ці види значно поширені на території України – від Карпат до Криму.

Великий павук-вовк *A. taeniopus* – мешканець степових ценозів, якщо трапляється в деревних насадженнях, то в невеликих за площею у степовому оточенні. У Лісостепу відмічений на остепнених схилах балок (дані Н. Ю. Полчанинової). У різнотравно-типчакково-ковилових степах – у байрачному лісі (Полчанинова, 1990 в); на заплавному лузі (Полчанинова, 2006); у різнотравного степу, на оголеннях порід (Полчанинова, Прокопенко, 2003); крейдових оголеннях (Полчанинова, 2006). У підзоні типчакково-ковилових степів трапляється як у найбільш мезофільних, так і у найбільш ксерофільних місцеперебуваннях: парк (Полчанинова, 1995 б); переліски (Полчанинова, 1998 а, 1997); луг (Полчанинова, 1997); береги солоних озер (Полчанинова, 1988); типчакково-ковиловий степ (Полчанинова, 1995 б); псамофітний степ (Полчанинова, 1988, 1997). Нами вид упійманий в урочищі Яців Яр на степових ділянках.

*A. trabalis* характеризується більш мезофільними преференціями у виборі біотопів. Зокрема, у лісовій зоні знайдений у змішаному лісі (Евтушенко, 1991 а). У Лісостепу населяє діброви (Полчанинова, 2003 а); лугові степи (Полчанинова, 1990 б, 2004); узлісся, сирі камені, щебінь (Гурьянова, 2003). Степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий ліс, нагірна діброва, галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в); заплашний, піщаний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); різнотравний степ (Полчанинова, 1990 в); гранітні оголення; орні землі (дані Н. Ю. Полчанинової); підзона типчакково-

ковилових степів: зарості грецького горіха. Нами вид пійманий в урочищі Яців Яр на степових ділянках і кілька особин – у байрачному лісі.

Павук-вовк *Xerolycosa miniata* – степовий вид (Ажеганова, 1968), віддає перевагу сухим, відкритим ділянкам, що добре прогріваються сонцем, з піщаним ґрунтом (Приставка, Жуковец, 1987). У лісовій зоні вид указувався як політопний фотофільний ксерофільний герпетобіонт і відмічений на узліссях соснових і змішаних лісів, у ксерофітних ділянках заплавної луговини (Евтушенко, 1991 в); крім того, траплявся в сосниках, змішаних та березових лісах (Евтушенко, 1993 б); на лісових галявинах (Евтушенко, 1991 а, г). У Лісостепу населяє в основному відкриті ценози: лісорозплідники, степ (Гурьянова, 2003); заплавної (Кириленко, Леготай, 1981) і сухий луг (Гнелица, 1990 б; Полчанинова, 2005 б); луговий степ (Polchaninova, 2004); остепнені схили балок (Полчанинова, 2005 б); орні землі (Кириленко, Леготай, 1981; Кириленко, 1984). У степовій зоні реєструється у широкому спектрі біотопів від лісових масивів до оголень порід і териконників вугільних шахт: сосновий, заплавної ліс, березо-осикові переліски, галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в); лісосмуги, прибережна рослинність (Полчанинова, 1984 а, 2006); заплавної луг, псамофітний луг, псамофітний степ (Polchaninova, Prokopenko, 2007); різнотравний степ (Полчанинова, 2006; Прокопенко, 2000 в); териконники (Прокопенко, 1997 а, 1999 а). Підзона типчаково-ковилових степів: переліски (Полчанинова, 1988, 1997); галявини у парку (Гурьянова, Хоменко, 1991); луг, солончак (Полчанинова, 1997); псамофітний степ (Астахова, Перваков, 1976). У підзоні полино-типчакових степів виявляє тенденцію до перебування у зволжених біотопах – відмічений на березі водоймища (Fomichev, 2007). Вид траплявся на городніх культурах (Карпенко, Леготай, 1980) і пасовищах (Федоряк та ін., 2008). У нашому матеріалі вид знайдений у заплавної галофільній діброві та на заплавному лузі – одично, основна кількість екземплярів зібрана на степових ділянках в урочищі Балка Бандурка біля Євелько-Миколаївки.

*A. accentuata* зареєстрований у Чернігівській, Сумській, Київській, Харківській, Донецькій, Херсонській областях (Евтушенко, 1991 а, 1993 б; Кириленко, Леготай, 1981; Кириленко, 1984; Полчанинова, 1988, 1990 в, 1997, 2005 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007 б; Прокопенко, 1997 б, 2001 (2002) – *Tarentula a.*; Таланов, Назаренко, 1989). Населяє ксерофітні біотопи, серед лісових масивів – тільки найсухіші або невеликі за площею, які мають степове оточення: сосники (Евтушенко, 1991 а, 1993 б); байрачні діброви, лісосмуги (Кириленко, Леготай, 1981). До біотопів, де був зустрінутий цей вид, належать лугова рослинність, остепнені схили (Кириленко, 1984); агроценози (Кириленко, Леготай, 1981); заплавної луг, галявини, крейдові оголення (Polchaninova, Prokopenko, 2007 б); переліски (Полчанинова, 1988, 1997); луки, солончаки (Полчанинова, 1997); піщаний степ (Полчанинова, 1988). Нами вид пійманий у заростях чагарнику в степу та у насадженні грецького горіха у тальвегу степової балки (урочище Осокорівка, Херсонська область).

Значним географічним поширенням і політопністю характеризується також *Thanatus arenarius*. Трапляється на низьких кущах і траві, зрідка під камінням (Тыщенко, 1971), у підстилці, іноді – у деревному ярусі (Положенцев, Акимцева, 1980). Займає широкий спектр біотопів, хоч більшою мірою полює відкриті ксерофітні та ксеромезофітні ценози. У лісовій зоні відмічений у сосниках (Евтушенко, 1993 б) і на узліссях (Евтушенко, 1991 а). Лісостепова зона: лісосмуги, луг, орні землі (Кириленко, Леготай, 1981); різнотравно-типчаково-ковилові степи: сосновий ліс, заплавної, піщаний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс, чагарник у степовій балці, зарості грецького горіха (власні дані); узлісся (Полчанинова, 2006); луг (Полчанинова, 2006); різнотравний степ (Полчанинова, 1990 в, 2006); петрофітний степ (Полчанинова,

1998 а); псамофітний степ (Полчанинова, 2003 б); гранітні оголення (Полчанинова, 1990 в, 1998); крейдові оголення (Полчанинова, 2006); териконники (Прокопенко, 1999 а); типчаково-ковиліві степи: галявини в парку (Гурьянова, Хоменко, 1991); береги солоних озер (Полчанинова, 1988); луг (Полчанинова, 1997); типчаково-ковилівий степ (Гурьянова, Хоменко, 1991; Полчанинова, 1995 б); псамофітний степ (Полчанинова, 1997). Нами вид пійманий в урочищі Яців Яр на степових ділянках і у байрачному лісі.

Поширення павука-стрибунчика *Aelurillus v-insignitus* охоплює Закарпатську, Чернігівську, Київську, Харківську, Луганську, Дніпропетровську, Донецьку, Херсонську області та Крим (Thorell, 1875 а – *Yllenus v.*; Спасский, 1927 – *A. insignitus*; Харитонов, 1932; Тыщенко, 1971; Кириленко, Леготай, 1981; Леготай, 1989; Евтушенко, 1991 а; Гурьянова, Хоменко, 1991; Рудникова, Ярошенко, 1994; Полчанинова, 1995а, 1998 б, 2003 б, 2005 б, 2006; Прокопенко, 1990 б, 1999 а, 2001 а, 2001 (2002); Михайлов, 1997, 1999; Fomichev, 2007; Polchaninova, Prokopenko, 2007; Ковблюк, 2003 а). Вид населяє герпетобій, часто виявляється під камінням. Трапляється у відкритих, добре освітлених, часто вкрай ксерофітних ценозах. У лісовій зоні відмічений на лісових галявинах (Евтушенко, 1991 а); у Лісостепу – на лузі (Кириленко, Леготай, 1981). Степова зона, підзона різнотравно-типчаково-ковилівих степів: псамофітний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); різнотравний степ (Полчанинова, 2006); псамофітний степ (Полчанинова, 2003 б). Степова зона, підзона типчаково-ковилівих степів: штучні лісонасадження в степу (Fomichev, 2007); типчаково-ковилівий степ (Гурьянова, Хоменко, 1991). У Ростовській області крім типово степових біотопів часто може бути зустрінутий на остепнених лугах (Пономарев, 2005). Нами вид пійманий на степових ділянках і в насадженні грецького горіха у тальвегу степової балки (урочище Осокорівка).

Стрибунчик *Asianellus festivus* поширений по всій території України. Звичайний у лугових степах, у справжніх степах трапляється тільки в північній підзоні (Полчанинова, 1990 б). Сухі оголення порід, каміння, щербінь, степові ценози є найкращими місцеперебуваннями для цього виду (Гурьянова, 2003). У лісовій зоні відмічений на лісових галявинах (Евтушенко, 1991 а); часто трапляється на піщаних субстратах (Сінгалевський, 2009). Лісостепова зона: орні землі (Кириленко, Леготай, 1981); степова зона, підзона різнотравно-типчаково-ковилівих степів: сосновий ліс, нагірна діброва, галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в); псамофітний степ (Полчанинова, 2003 б); різнотравний степ, гранітні оголення (Полчанинова, 1990 в); крейдові оголення (Polchaninova, Prokopenko, 2007). У Ростовській області – мезоксерофіл (Пономарев, 2005). Нами вид знайдений в урочищі Яців Яр на степових ділянках і у байрачному лісі.

*Steatoda phalerata* зареєстрований у Закарпатській, Львівській, Івано-Франківській, Волинській, Хмельницькій, Житомирській, Київській, Черкаській, Чернігівській, Сумській, Харківській, Луганській, Дніпропетровській, Донецькій, Херсонській областях, у Криму (Nordmann, 1863 – *Theridium serratipes*; Thorell, 1875 а – *Asagena ph.*; Спасский, 1927 – *A. ph.*; Харитонов, 1932 – *A. ph.*; Леготай, 1958 – *Asagena phalarata* – sic!; 1959 – *A. ph.*; 1989; Леготай, Тарасюк, 1964 – *A. ph.*; Пичка, 1974 – *A. ph.*; Кириленко, Леготай, 1981 – *A. ph.*; Толстова, Атанов, 1982 – *A. ph.*; Евтушенко, 1991 а, б, г, 1993 а, б; Гурьянова, 1989 – *A. ph.*, 1994, 2003; Esjunin et al., 1993; Рудникова, Ярошенко, 1994; Михайлов, 1997; Прокопенко, 1999 а, 1998; 2001 а, 2001 (2002), 2003с; Полчанинова, 1993 а, 1997, 2003 а, 2006; Ковблюк, 2003 а; Polchaninova, Prokopenko, 2007; Fomichev, 2007).

Живе в лісовій підстилці, під камінням, на поверхні ґрунту, часто на піщаних схилах ярів (Тыщенко, 1971). Віддає перевагу посушливим степовим місцеперебуванням (Пономарев, 2005; Knoflach, 1996). Лісова зона: змішаний ліс (Евтушенко, 1991 а, 1993 б); галявини (Евтушенко, 1991 а); луг (Евтушенко, 1993 б); лісостепова зона: уз-



лісся, степ (Гурьянова, 2003); дубовий ліс (Полчанинова, 2003 а); байрачний ліс, лісо-смуги, луг, орні землі (Кириленко, Леготай, 1981); степова зона, підзона різнотравно-типчаково-ковилових степів: дубовий ліс (Esjunin et al., 1993); псамофітний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); крейдові оголення (Полчанинова, 2006); териконники (Прокопенко, 1999 а); степова зона, підзона типчаково-ковилових степів: переліски, луг (Полчанинова, 1997); підзона полино-типчакових степів: степ (Fomichev, 2007). Про преференцію *Steatoda phalerata* ксерофітних місцеперебувань повідомляє Б. Кнофлах (Knoflach, 1996). Нами вид пійманий на степових ділянках (урочище Осокорівка).

До стенопопних степантів можна віднести *Ozyptila pullata* (Пономарев, 2005). В Україні він відомий із Хмельницької, Луганської, Донецької та Херсонської областей (Полчанинова, 1990 б, 1995 б; Гурьянова, Хоменко, 1991; Прокопенко, 2001 а, 2001 (2002); Гурьянова, 2003). Знайдений на остепнених ділянках (лісостепова зона) (Гурьянова, 2003), у типчаково-ковиловому степу (Полчанинова, 1995 б). У нашому матеріалі вид є в насадженні грецького горіха в тальвегу байраку (урочище Осокорівка).

Більше поширення має *Ozyptila scabricula*. Цей вид реєструвався від Чернігівської області до Криму. Біотопічні преференції також набагато ширші: крім лісових масивів різного типу живе у степових, лугових і навіть навколородних ценозах. Список займаних біотопів такий: лісова зона: березовий ліс (Евтушенко, 1993 б); лісостепова зона: лісосмуги, луг, орні землі (Кириленко, Леготай, 1981); луговий степ (Полчанинова, 1990 б, 2004); степова зона, підзона різнотравно-типчаково-ковилових степів: луг (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); крейдові оголення (Полчанинова, 2006); териконники (Прокопенко, 1999 а); галофільна діброва, байрачний ліс; степова зона, підзона типчаково-ковилових степів: парк (Полчанинова, 1995 б); луг (Полчанинова, 1997); типчаково-ковиловий степ (Гурьянова, Хоменко, 1991; Полчанинова, 1995 б). Нами знайдений в заплавному лузі (Перещепине) і в заростях чагарнику в степу (урочище Осокорівка).

Дані про *Ozyptila clavigata* з території України досить уривчасті: Хмельницька, Харківська, Дніпропетровська, Донецька області та Крим (Спаский, 1927; Харитонов, 1932; Тыщенко, 1971 – все як *Oxyptila nigrita*; Михайлов, 1997; Гурьянова, 2003; Ковблюк, 2003 а; Polchaninova, Prokopenko, 2007). Трапляється на узліссях (Гурьянова, 2003); у соснових, заплавних дубових лісах, в нагірній діброві, на лісових галявинах (Polchaninova, Prokopenko, 2007); у байрачному лісі. Найвірогідніше, що в степові ценози попадає випадково. Більш точне встановлення ценотичного статусу цього виду потребує більшої кількості інформації про його екологічні преференції. Нами вид пійманий в урочищі Яців Яр на степових ділянках.

До полі- та еврибіонтних видів зі значним поширенням як у степових, так і в азональних та інтразональних біотопах, можна віднести *Xysticus cristatus* і *X. kochi*. Перший відмічений від Карпат до Миколаївської області, до області поширення другого виду належить ще й Крим.

*Xysticus cristatus* мешкає як у трав'яному, так і в деревному ярусі (Положенцев, Акимцева, 1980). Займає найширший спектр біотопів. К. В. Євтушенко відносив його до політопних фотофілів (Евтушенко, 1991 в). У Карпатах відмічений на полях конюшини, де є численним (Леготай, 1980), полях озимих (Леготай, 1964); а також на пасовищах (Федоряк та ін., 2008). У лісовій зоні трапляється в соснових, березових лісах, на лугах (Евтушенко, 1993 б); на галявинах (Евтушенко, 1991 а), у вологих місцях (Евтушенко, 1991 а), в господарських будівлях (Гнелица, 1989). Лісостепова зона: галявини, узлісся, лісові лісорозплідники, остепнені ділянки (Гурьянова, 2003); прибережна рослинність (Полчанинова, Астахова, 1984); байрачний ліс, галявини, лісосмуги, сухий і заплавний луг, остепнені схили балок, орні землі (Кириленко, Леготай, 1981); луговий степ (Полчанинова, 1990 б, 2004). Степова зона,

підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий, заплавний ліс, нагірна діброва, галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); лісосмуги (Полчанинова, 2006); луг (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); степова балка (Полчанинова, 2006); різнотравний степ (Грезе, 1909; Полчанинова, 1990 в, 2006); петрофітний степ (Полчанинова, 1998 а); остепнені схили, псамофітний степ (Polchaninova, Prokopenko, 2007); оголення порід (Полчанинова, Прокопенко, 2003); крейдові оголення (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); нори гризунів (Скляр, Попов, 1972); териконники (Прокопенко, 1995в, 1999 а); агроценози (Полчанинова, 1984 а); степова зона, підзона типчакково-ковилових степів: парк (Полчанинова, 1995 б); типчакково-ковиловий степ (Полчанинова, 1995 б); псамофітний степ (Полчанинова, 1988). Нами відмічений на степових ділянках, у заростях чагарників у степу.

Таким же, якщо не більш широким, біотопічним поширенням характеризується *X. kochi*, що живе на трав'янистих рослинах і чагарниках (Тыщенко, 1971; Положенцев, Акимцева, 1980), у підстилці та деревному ярусі (Положенцев, Акимцева, 1980). Будучи світло- і теплолюбним видом, у Карпатах відмічений у відкритих ценозах: на пшеничних, ячменевих і капустаєних полях (Леготай, 1964, 1980). Відомості про біотопічні преференції виду в лісовій зоні одиничні: знайдений у вологих місцях (Евтушенко, 1991 а). У лісостеповій зоні вид трапляється також у деревних масивах: байрачний ліс, лісосмуги (Кириленко, Леготай, 1981); луговий степ (Полчанинова, 1990 б, 2004); орні землі (Кириленко, Леготай, 1981), і у відкритих, добре освітлених місцях перебування: узлісся, остепнені ділянки, сухі оголення, камені, щербінь (Гурьянова, 2003). Політопність виду найбільшою мірою проявляється в степовій зоні. Підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий ліс (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в); лісосмуги (Полчанинова, 2006); штучні ліси (Прокопенко, 2006); заплавний луг (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); різнотравний степ (Полчанинова, 1990 в, 2006; Прокопенко, 1997б); крейдові оголення (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); териконники (Прокопенко, 1997 а, 1999 а); підзона типчакково-ковилових степів: парк (Полчанинова, 1995 б); галявини в парку (Гурьянова, Хоменко, 1991); береги солоних озер (Полчанинова, 1988); луг (Полчанинова, 1997); типчакково-ковиловий степ (Гурьянова, Хоменко, 1991; Полчанинова, 1995 б). Нами вид зареєстрований на заплавному лузі, степових ділянках, у насадженні грецького горіха в тальвегу степового байраку, заростях степових чагарників.

Реєстрації *Xysticus robustus* в Україні зосереджені в степовій зоні (Луганська, Дніпропетровська, Донецька, Херсонська області) та Криму (Полчанинова, 1988, 1997; Апостолов, Ончуров, 1998; Ончуров, 1998 – *X. robustus* – sic!; Михайлов, 2000; Прокопенко, 2001 а, 2001 (2002); Ковблюк, 2001, 2003 а; Polchaninova, Prokopenko, 2007). Вид має високу екологічну пластичність і значно поширений по всій степовій зоні (Полчанинова, 1997), де займає такі біотопи: різнотравно-типчакково-ковилові степи: сосновий ліс, галявини, заплавний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); псамофітний степ (власні дані, дані Н. Ю. Полчанинової); різнотравний та петрофітний степ, берег моря (власні дані); типчакково-ковилові степи: переліски (Полчанинова, 1988, 1997); очеретяне болото, луг, псамофітний степ, солончак (Полчанинова, 1997). Може бути зустрінутий на ґрунтах із засоленням і на солончаках (Пономарев, 2005). Єдиний екземпляр виду пійманий нами на степовій ділянці (урочище Яців Яр).

Хоч більша частина степантів має значне географічне поширення (найчастіше палеарктичне), тільки в цій групі присутній ендемічний для території України вид. Крім того, для цієї групи характерна значна частка видів, що не виходять в Україні за межі зони степів (18,2 % видового складу).

Представники трьох наступних груп (сильванти, пратанти, пратанти-сильванти) часто характеризуються подібними вимогами до середовища існування, тому (як виходить із наведених нижче даних про біотопічний розподіл видів на території України) здатні жити не тільки в «еталонних» лісових або лугових угрупованнях, а й часто розселяються у досить вигадливих сполученнях різних мезофітних ценозів, однічно трапляючись, крім того, у досить ксерофітних місцеперебуваннях. Додаткову складність у визначенні екологічного вигляду виду або субвидових сукупностей особин привносить уже згадана обмеженість фактичного матеріалу про розподіл окремих видів. У зв'язку із зазначеними причинами віднесення цілого ряду видів до певної групи має попередній, «розвідницький», характер і буде відкоректоване після наступних досліджень.

### 7.1.2. Сильванти

Група сильвантів, що за видовим багатством практично дорівнює степантам, включає 30 видів (близько 29 % дослідженої аранеофауни) з 12 родин (таксономічне багатство на рівні родин більш значне, ніж у групі степантів).

Серед павуків-сильвантів, які враховуються за допомогою пасток Барбера, найрізноманітнішою родиною є *Linyphiidae* (табл. 31). Часто та у великій кількості в лісових угрупованнях фіксуються такі види цієї родини як *Tenuiphantes flavipes*, *Abacoproeces saltuum* і *Anguliphantes angulipalpis*.

Важливе місце серед сильвантів займають павуки-вовки (*Lycosidae*), які майже вдвічі поступаються за таксономічним розмаїттям лінійфідам, але є безумовними домінантами за чисельністю в лісових біогеоценозах. У багатьох лісових угрупованнях численними є *Pardosa lugubris*, *Trochosa terricola*, *Arctosa lutetiana*.

Численними в лісових біотопах є павуки-бокоходи (*Thomisidae*), серед яких домінантами є *Xysticus luctator* і *Ozyptila praticola*. Важливу роль у комплексі лісових павуків відіграють *Harpactea rubicunda* (*Dysderidae*), *Tegenaria lapidinarum* (*Agelenidae*), *Pisaura mirabilis* (*Pisauridae*).

Серед сильвантів значна перевага належить мезофілам – близько 84 % видів. Гігрофіли становлять не більше 10 %, представленість мезоксерофілів і ксерофілів мінімальна – по 3 % відповідно.

*Tegenaria lapidinarum*, описаний з околиць Новочеркаська (Spassky, 1934), в Україні має таке поширення: Чернігівська, Київська, Харківська, Луганська, Дніпропетровська, Донецька, Запорізька, Херсонська області, Крим (Евтушенко, 1991 а, б; 2000 – *T. lapidinarum*; Гурьянова, 1992 – *T. spasskyi*; Прокопенко, 2000 б – *T. lapidinarum*; 2001 (2002) – *T. lapidinarum*; Полчанинова, 2003 а – *T. lapidinarum*; Ковблюк, 2004 а; Polchaninova, Prokopenko, 2007).

У лісовій зоні відмічений у деревних масивах: березовому лісі (Евтушенко, 1991 в; Ковблюк, 2004 а), листяному лісі (Евтушенко, 1991 а); крім того, був знайдений у піщаному кар'єрі (Евтушенко, 1991 в). Відомий із синантропних місцеперебувань – підвалів (Евтушенко, 2000). У Лісостепу зберігається тенденція переважання лісових ценозів і синантропних місцеперебувань: дубовий ліс (Полчанинова, 2003 а); каналізаційний колодязь, будинки (дані Н. Ю. Полчанинової). У підзоні різнотравно-типчаково-ковилових степів мешкає у широколистяних, змішаних та соснових лісах (Polchaninova, Prokopenko, 2007), у штучних лісонасадженнях, міських парках, а також у петрофітному степу, на територіях промислових підприємств, териконниках. У підзоні типчаково-ковилових степів знайдений у насадженні грецького горіха та типчаково-ковиловому степу (Гурьянова, 1992). У Ростовській області звичайний у степових біотопах, заселя-

ючі тріщини ґрунту, схили балок, ярів, вимоїни тощо. В цьому регіоні *T. lapicidinarum* у синантропні місцезнаходження не заходить, утворюючи поселення тільки в природних біотопах (Пономарев, 2005). О. В. Пономарьов розглядає *T. lapicidinarum* як молодий вид (на що вказує сильна мінливість соматичних ознак, високі конкурентоздатність і темпи розселення), який у цей час інтенсивно поширюється із центру свого виникнення – понтійських степів – на північ. Крім того, цей вид у масі реєструвався в Белгородській області, але всі численні поселення його відмічені тільки в синантропних місцезнаходженнях, причому тут він явно витісняє звичайний синантропний вид *T. domestica*. У природних біотопах одинично реєструвався тільки в крейдових кар'єрах і ярах на крейдових пагорбах.

Таблиця 31

**Таксономічна структура лісових видів павуків**  
(у % наведено частку родини від загального видового багатства сільвантів)

Родина	Рід	Вид
Dysderidae (3,3 % видів)	<i>Harpactea</i> Bristowe, 1939	<i>Harpactea rubicunda</i>
Linyphiidae (23,3 %)	<i>Abacoproeces</i> Simon, 1884	<i>Abacoproeces saltuum</i>
	<i>Anguliphantes</i> Saaristo et Tanasevitch, 1997	<i>Anguliphantes angulipalpis</i>
	<i>Meioneta</i> Hull, 1920	<i>Meioneta rurestris</i>
	<i>Microneta</i> Menge, 1869	<i>Microneta viaria</i>
	<i>Panamomops</i> Simon, 1884	<i>Panamomops mengei</i>
	<i>Tenuiphantes</i> Saaristo et Tanasevitch, 1997	<i>Tenuiphantes flavipes</i>
	<i>Walckenaeria</i> Blackwall, 1833	<i>Walckenaeria antica</i>
Lycosidae (13,3 %)	<i>Alopecosa</i> Simon, 1885	<i>Alopecosa sulzeri</i>
	<i>Arctosa</i> C.L. Koch, 1847	<i>Arctosa lutetiana</i>
	<i>Pardosa</i> C.L. Koch, 1847	<i>Pardosa lugubris</i>
	<i>Trochosa</i> C.L. Koch, 1847	<i>Trochosa terricola</i>
Pisauridae (3,3 %)	<i>Pisaura</i> Simon, 1885	<i>Pisaura mirabilis</i>
Zoridae (3,3 %)	<i>Zora</i> C.L. Koch, 1847	<i>Zora spinimana</i>
Agelenidae (3,3 %)	<i>Tegenaria</i> Latreille, 1804	<i>Tegenaria lapicidinarum</i>
Anyphaenidae (3,3 %)	<i>Anyphaena</i> Sundevall, 1833	<i>Anyphaena accentuata</i>
Liocranidae (3,3 %)	<i>Agroeca</i> Westring, 1861	<i>Agroeca cuprea</i>
Clubionidae (3,3 %)	<i>Clubiona</i> Latreille, 1804	<i>Clubiona pallidula</i>
Corinnidae (3,3 %)	<i>Phrurolithus</i> C.L. Koch, 1839	<i>Phrurolithus minimus</i>
Gnaphosidae (16,7 %)	<i>Haplodrassus</i> Chamberlin, 1922	<i>Haplodrassus cognatus</i>
		<i>Haplodrassus minor</i>
		<i>Haplodrassus silvestris</i>
	<i>Scotophaeus</i> Simon, 1893	<i>Scotophaeus quadripunctatus</i>
<i>Zelotes</i> Gistel, 1848	<i>Zelotes aurantiacus</i>	
Thomisidae (10,0 %)	<i>Ozyptila</i> Simon, 1864	<i>Ozyptila atomaria</i>
		<i>Ozyptila praticola</i>
	<i>Xysticus</i> C.L. Koch, 1835	<i>Xysticus luctator</i>
Salticidae (10,0 %)	<i>Ballus</i> C.L. Koch, 1851	<i>Ballus chalybeius</i>
	<i>Heliophanus</i> C.L. Koch, 1833	<i>Heliophanus</i> sp.
	<i>Marpissa</i> C.L. Koch, 1846	<i>Marpissa muscosa</i>

Характер біотопічного поширення цього виду дозволяє охарактеризувати його як сільванта, здатного проникати в інші біотопи, у тому числі й степові. Характерним місцеперебуванням цього виду є байрачні діброви степової зони. У нашому матеріалі є екземпляри з байрачної діброви (Яців Яр, с. Військове) і пристінної діброви на правому березі р. Самара, також одинично вид траплявся на степових ділянках.

Типовим сільвантом є *Anyphaena accentuata*, що живе в основному в кронах дерев і чагарників (Тыщенко, 1971; Положенцев, Акимцева, 1980; Пономарев, 2005). Нічний мисливець, удень перечікує в лігвищі з переплетеного листя, де розміщуються також кокони (Heimer, Nentwig, 1991). Цей вид значно поширений по території України та відмічений в усіх природних зонах від Карпат до Криму. Є характерним для дібров Східно-Європейської рівнини (Penev et al., 1994). Список біотопів обмежений деревними масивами різних типів. Лісова зона: сосновий ліс (Евтушенко, 1991 а, 1993 б); змішаний, листяний ліс (Евтушенко, 1991 а); лісостепова зона: листяний ліс, узлісся (Гурьянова, 2003); дубовий ліс, галявини (Полчанинова, 2003 а); лісосмуги (Кириленко, Леготай, 1981); підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий ліс, нагірна діброва, галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); заплашний ліс (Полчанинова, 2003 б); байрачний ліс (дані Н. Ю. Полчанинової); підзона типчакково-ковилових степів: сад (дані Н. Ю. Полчанинової). Нами вид знайдений у байрачних лісах (с. Військове).

Значно поширений в Україні *Clubiona pallidula* є типовим лісовим видом, його часто можна зустріти на деревах і чагарниках по узліссях. Гніздо робить усередині згорнутих 2–3 листків берези (Ажеганова, 1968; Тыщенко, 1971). Хоч відмічений також у лісовій підстилці та трав'яному ярусі (Положенцев, Акимцева, 1980). Характерний для дубових лісів Східно-Європейської рівнини (Penev et al., 1994). Це бродячий нічний мисливець, денні години перебуває у павутинній трубці. Цікаво, що вид є хижаком гусениць молодших віків американського білого метелика (Клечковский, 2005).

Біотопічні переваги виду мало змінюються залежно від природно-кліматичних зон: лісова зона: змішаний ліс, луг (Евтушенко, 1993 б); сосновий, змішаний, листяний ліс (Евтушенко, 1991 а); лісостепова зона: дубовий ліс (Полчанинова, 2003 а); лісосмуги, узлісся (Кириленко, Леготай, 1981); степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: заплашний ліс (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в); підзона типчакково-ковилових степів: переліски (Полчанинова, 1988); парк (Полчанинова, 1995 б). Нами вид знайдений у байрачному лісі (Яців Яр).

Значне поширення *Zora spinimana* поєднується з перевагою мезофільних ценозів. У лісовій і лісостеповій зонах займає деревні масиви: сосновий (Евтушенко, 1991 а, 1993 б) і змішаний ліс (Евтушенко, 1993 б); дубовий ліс (Esjunin et al., 1993; Полчанинова, 2003 а), трапляється у відкритих трав'янистих місцеперебуваннях, наприклад, у луговому степу (Полчанинова, 1990 б). Вид узагалі характерний для лугових степів і по всій степовій зоні для нестепових біотопів (Полчанинова, 1990 б). У підзоні різнотравно-типчакково-ковилових степів відмічений у сосновому лісі, березо-осикових перелісках (Polchaninova, Prokopenko, 2007); заплашних дібровах (Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачному лісі (дані Н. Ю. Полчанинової), на прибережній рослинності (Polchaninova, Prokopenko, 2007). У підзоні типчакково-ковилових степів знайдений у перелісках (Полчанинова, 1988), на очеретяному болоті та лузі (Полчанинова, 1997). Нами вид знайдений у галофільних дібровах р. Оріль, байрачних лісах (с. Військове, Яців Яр), у біотопах заплави р. Самара.

*Harpactea rubicunda* відомий у Карпатах, Львівській, Чернігівській, Київській, Харківській, Дніпропетровській, Донецькій, Запорізькій, Миколаївській, Одеській областях та у Криму (Thorell, 1875 а – *Harpactes rubicundus*; Спасский, 1927; Харитонов, 1932, 1956 – *Harpactes rubicundus*; Леготай, 1958 – *Harpactes rubicundus*; 1973, 1989; Тыщенко, 1971: 73; Дунин, 1992; Рудникова, Ярошенко, 1994; Евтушенко, 2000; Никитченко, Репенко,

2001; Полчанинова, 2003 а; Прокопенко, 1997 а, 1999 а, 2000 в, 2001, 2006; Ковблюк, 2003 а, 2004; Polchaninova, Prokopenko, 2007; Ковблюк, Прокопенко, Надольный, 2008; Дели, 2009). Вид активний уночі, удень ховається під корою або камінням. Поліє на різноманітних комах, а також на павуків (Никитченко, Репенко, 2001). Герпетобіонтний вид, живе в лісовій підстилці (Дунин, 1992; Миноранский и др., 1981), під камінням (Дунин, 1992; Heimer, Nentwig, 1991).

У Лісостепу та Степу займає широкий спектр біотопів, віддаючи перевагу деревним масивам різних типів: дубові ліси (Полчанинова, 2003 а); соснові й заплавні ліси, лісосмуги (Polchaninova, Prokopenko, 2007; Ковблюк, Прокопенко, Надольный, 2008); змішані, байрачні ліси, штучні лісонасадження, міські парки (Прокопенко, 2006; Ковблюк, Прокопенко, Надольный, 2008). У цілому є характерним видом для дубових лісів Східно-Європейської рівнини (Penev et al., 1994). Крім того, відмічений на берегах водойм, на заплавлених луках, у морських наносах, у різнотравному степу (Ковблюк, Прокопенко, Надольный, 2008). Часто виявляється в антропогенно трансформованих ценозах: на орних землях, територіях промислових підприємств (Ковблюк, Прокопенко, Надольный, 2008); териконниках (Прокопенко, 1997 а, 1999 а). Визнаний навіть індикатором пірогенності (Дели, 2009). Виявлений також у житлі людини: у Середній Європі (Heimer, Nentwig, 1991), у лісовій зоні України. Причому, в останньому випадку траплявся одинично на внутрішніх елементах будов, у підвалах і льохах, і був звичайний на зовнішніх елементах будов (Евтушенко, 2000); у синантропних місцеперебуваннях знайдений також у степовій зоні (Polchaninova, Prokopenko, 2007; Ковблюк, Прокопенко, Надольный, 2008). У Криму розмаїтість біотопів, заселених видом, також значна: сад (Спасский, 1927); петрофітний степ (Ковблюк, 2002; Ковблюк, Прокопенко, Надольный, 2008); гірські ліси, томіляри (Ковблюк, Прокопенко, Надольный, 2008). Нами вид знайдений у байрачних лісах (Яців Яр, с. Військове), одинично траплявся на степових ділянках і в заростях чагарнику в степу та у насажденні грецького горіха (талъвег степової балки).

*Haplodrassus cognatus* поширений у Карпатах, Житомирській, Чернігівській, Київській, Харківській, Дніпропетровській, Донецькій, Херсонській, Миколаївській, Одеській областях та у Криму (Леготай, 1973, 1989; Кириленко, Леготай, 1981; Брагіна, 1984; Гурьянова, 1989, 1994; Гурьянова, Хоменко, 1991; Евтушенко, 1991 а, б, г, 1993 б; Микитюк, 1998; Прокопенко, 2001 (2002); Ковблюк, 2003 а; Polchaninova, Prokopenko, 2007).

Поряд із лісовими масивами трапляється у відкритих, іноді в досить ксерофітних ценозах, під корою у хвойних лісах (Гыщенко, 1971). Лісова зона: березовий ліс (Евтушенко, 1993 б); листяний ліс (Евтушенко, 1991 а); лісостепова зона: байрачний ліс (Кириленко, Леготай, 1981); степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: заплавлений ліс, заплавлений луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); сосновий ліс, лісосмуги, байрачний ліс, піщаний та петрофітний степ. У підзоні типчакково-ковилових степів відмічений в зональних ценозах (Гурьянова, Хоменко, 1991). Нами вид знайдений у байрачному лісі (с. Військове).

*H. silvestris* реєструється практично по всій території України, за винятком південних областей (але знайдений в Одеській області, у Савранському лісі (Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994)), не відмічений і в Криму. Характерний для дібров Східно-Європейської рівнини (Penev et al., 1994). Віддає перевагу деревним масивам різного типу. Лісова зона: сосновий, змішаний ліс (Евтушенко, 1993 б); листяний ліс (Евтушенко, 1991 а); лісостепова зона: дубовий ліс, галявини (Polchaninova, 2003); байрачний ліс (Кириленко, Леготай, 1981); степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий, заплавлений ліс, нагірна діброва, заплавлений луг, галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); змішаний, заплавлений дубовий ліс, галявини

(Полчанинова, 2003 б); байрачний ліс (дані Н. Ю. Полчанинової); заплавна галофільна діброва, березо-осикові переліски. У Середній Європі трапляється в лісовій підстилці, більш рідкісний у сухому дерені та у болотах (Heimer, Nentwig, 1991). Нами вид знайдений у галофільних дібровах заплави р. Оріль, на узліссях, у перелісках, байрачних лісах, в пристінній діброві р. Самара.

*Scotophaeus quadripunctatus* відомий із Волинської, Хмельницької, Чернігівської, Київської, Харківської, Дніпропетровської, Донецької, Херсонської областей та з Криму (Спасский, 1927; Харитонов, 1932; Овчаренко, 1982; Таланов, Назаренко, 1989; Евтушенко, 1991 а, 1993 а; Михайлов, 1997; Гурьянова, 2003; Полчанинова, 1998 а, 2005 б; Прокопенко, 2001 (2002) – *S. quadripunctatus* – sic!; Ковблюк, 2003 а, 2006 а). Віддає перевагу поряд з лісовими угрупованнями широкому колу інших відкритих, іноді ксерофітних біотопів. Реєструється в населених пунктах багатьох регіонів Європейської Росії (Тыщенко, 1971; Пономарев, 1981; Пономарев, Цветкова, 2001), а Р. Sacher (1983) взагалі відносить його до типових павуків квартир Середньої Європи. У лісовій зоні України відмічений тільки в будинках (Евтушенко, 1991 а). Південніше, у Лісостепу та Степу трапляється також у природних ценозах. Нами вид знайдений у галофільній діброві в заплаві р. Оріль.

*Zelotes aurantiacus*, віднесений нами до групи сильвантів, поширений у південних і центральних областях України: Дніпропетровській, Донецькій, Херсонській, Миколаївській (Полчанинова, 1997, 1992 б; Прокопенко, 2001 (2002); Polchaninova, Prokopenko, 2007). Відомо, що у Жигулях вид населяє кам'янисті степи, остепнені сосники (Краснобаев, 2001). Однак у підзоні різнотравно-типчаково-ковилових степів він трапляється в основному в лісових масивах: нагірній діброві, на галявинах (Polchaninova, Prokopenko, 2007), у байрачному лісі. У підзоні типчаково-ковилових степів список біотопів доповнюється відкритими трав'янистими місцеперебуваннями: очеретяне болото, луг, солончак, крім того, вид знайдений у перелісках (Полчанинова, 1997). Нами вид знайдений у байрачному лісі (с. Військове). Можливо, статус сильванта для цього виду буде надалі переглянутий.

Сильвант *Abacoproeces saltuum* мешкає у Волинській, Київській, Черкаській, Чернігівській, Сумській, Харківській, Луганській, Дніпропетровській, Донецькій, Херсонській, Одеській областях (Микитюк, 1981; Евтушенко, 1991 а, г, 1993 а, б; Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994; Гнелица, 1997, 1998 а, 1999, 2000 б, в; Прокопенко, 1998; 2001 а, 2001 (2002); Полчанинова, 1998 б, 2003 а, б, 2005 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007). Герпетобіонт, найкраще виловлюється пастками Барбера (Полчанинова, 2002). Пов'язаний майже винятково з лісовими масивами різного типу. Лісова зона: листяний ліс (Евтушенко, 1991 а, 1993 б); сосновий, заплавний змішаний ліс (Гнелица, 2000 б); лісостепова зона: сосновий, змішаний ліс (Гнелица, 1997); дубовий ліс (Гнелица, 1997, 1998 а, в, 1999; Полчанинова, 2003 а); луг (Гнелица, 1998 а); степова зона, підзона різнотравно-типчаково-ковилових степів: сосновий ліс, нагірна діброва, галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007), заплавний дубовий ліс (Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994 Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс; березо-осикові переліски (Polchaninova, Prokopenko, 2007). Нами пійманий у заплавних галофільних дібровах, на узліссях, у діброві в центральній заплаві р. Самара, у байрачних лісах.

*Anguliphantes angulipalpis* в Україні поширений у межах Закарпатської, Львівської, Волинської, Кіровоградської, Вінницької, Черкаської, Київської, Чернігівської, Сумської, Харківської, Луганської, Дніпропетровської, Донецької, Херсонської областей (Леготай, 1984 а – *Lepthyphantes a.*; 1989 – *L. a.*; Евтушенко, 1991 а – *L. a.*; 1991 г – *L. a.*; 1993 а – *L. a.*; 1993 б – *L. a.*; Esjunin et al., 1993 – *L. a.*; Penev et al., 1994 – *L. a.*; Гнелица, 1997 – *L. a.*; 1998 а – *L. a.*; 1999 – *L. a.*; 2000а – *L. a.*, 2000 б – *L. a.*; 2000 в – *L. a.*; Полчанинова, 1990 в – *L. a.*; 2003 а; Прокопенко, 2001 а, 2001 (2002); Polchaninova, Prokopenko, 2007). Цей лісовий вид (Гнелица, 1997), помічений у

деревних масивах різних типів, включаючи дубові ліси (Penev et al., 1994), сосники (Евтушенко, 1993 б; Гнелица, 2000 б); змішані, листяні ліси (Евтушенко, 1991 а; Гнелица, 1997, 1998 а, в, 1999, 2000 б; Полчанинова, 2003 а; Polchaninova, Prokopenko, 2007); нагірні діброви (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачні ліси (Полчанинова, 1990 в). Герпетобіонт. Живе під камінням, у лісовій підстилці та на поверхні ґрунту (Тыщенко, 1971). Нами знайдений у заплавної галофільній діброві, у байрачному лісі, у насадженні грецького горіха в тальвегу степової балки.

*Microneta viaria* відомий по всій території України. Це мезофільний, тіньо- і вологолюбний вид (Полчанинова, 1990 б), характерний для відкритих просторів у луговому степу, для лісосмуг і байрачних лісів у різнотравно-типчакково-ковиловому степу (Полчанинова, 1987, 1990 б). Указувався для змішаних лісів (Гнелица, 1997, 1998 а, в, 2000 б; Евтушенко, 1991 а), листяних лісів (Евтушенко, 1991 а), дібров (Гнелица, 1997, 1998 а, в, 1999, 2000 б; Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994; Полчанинова, 2003 а, б; Polchaninova, Prokopenko, 2007), сосників, лісових галявин (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачних лісів (Полчанинова, 1990 в); лугових ценозів (Полчанинова, 1987). На території Ростовської області виявлений тільки в заплавах рік (Пономарев, 2005). У Середній Європі численний у вологій лісовій підстилці, трапляється до висоти 2000 м (Heimer, Nentwig, 1991). Крім того, відмічений на поверхні ґрунту, зрідка на траві та у підліску (Целлариус, 1993). Нами вид знайдений у байрачній діброві (Яців Яр).

Ареал поширення *Panotomops mengei*: Карпати, Кіровоградська, Чернігівська, Київська, Черкаська, Сумська, Харківська, Луганська, Дніпропетровська, Донецька, Одеська області (Леготай, 1973, 1989; Евтушенко, 1991 а – *Panotomops m. – sic!*; 1991г; 1993 б; Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994; Гнелица, 1997, 1998 а, 1999, 2001 а, б; Полчанинова, 1990 б, в, 2003 а; Прокопенко, 1998, 2001 а, 2001 (2002); Polchaninova, Prokopenko, 2007).

Звичайний у лісових ценозах: дібровах (Гнелица, 1997, 1998 а, в, 1999; Penev et al., 1994; Полчанинова, 2003 а; Polchaninova, Prokopenko, 2007), заплавлених змішаних (Гнелица, 1997, 1998 а, в, 2000 б) і соснових лісах (Евтушенко, 1991 а; Polchaninova, Prokopenko, 2007), у байрачних лісах (Полчанинова, 1990 в). Відмічений у відкритих трав'янистих біотопах: заплавлений луг (Евтушенко, 1993 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007). Відомо, що вид звичайний у лугових степах, у справжніх трапляється тільки в північній підзоні (Полчанинова, 1990 б). Нами знайдений у заплавної галофільній діброві та у байрачних лісах (байраки Військового, Яців Яр).

Значне поширення *Tenuiphantes flavipes* (від Карпат до причорноморських степів) пов'язане із преференцією мезофітних біотопів, насамперед, лісових масивів різного типу (Евтушенко, 1991 а, г, 1993 б; Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994; Гнелица, 1997, 1998 а, в, 1999, 2000 б; Прокопенко, 2000 б, 2002, 2003 в, 2006; Полчанинова, 2003 а, б, 1995 б; Гурьянова, 2003; Polchaninova, Prokopenko, 2007). Реєструвався також на лугах (Гнелица, 1998 а, в; Polchaninova, Prokopenko, 2007), лісових галявинах (Polchaninova, Prokopenko, 2007). З антропогенних місцеперебувань траплявся в підвалах (Гнелица, 1998 а, в). Тримається в підстилці (Heimer, Nentwig, 1991). Нами знайдений на узліссях, у байрачних дібровах, у центральній та притерасній заплаві р. Самара.

На всій території України реєструвалися також павуки-пігмеї *Walckenaeria antica* і *Meioneta rurestris*. Однак перший вид характеризується більш вузьким спектром займаних біотопів, тоді як другий – практично еврибіонт.

*Walckenaeria antica* мешкає в моху, на поверхні ґрунту (Целлариус, 1993) та у лісовій підстилці. У цілому віддає перевагу лісовим ценозам: сосники (Евтушенко, 1993 б; Гнелица, 1997, 1998 а, в, 2000 б); змішані ліси (Евтушенко, 1991 а, 1993 б; Гнелица, 1997, 1998 а, в, 2000 б); вільшняки (Гнелица, 2000 б); листяні ліси (Евтушенко, 1991 а; Гурьянова, 2003); заплавні діброви (Гнелица, 1999; Esjunin et al.,



1993; Penev et al., 1994), нагірні діброви, березо-вільшані переліски (Polchaninova, Prokopenko, 2007). Крім лісів, помічений на болотах і на лугах (Гнелица, 1997, 1998 а, в). У Середній Європі подекуди знайдений у сухих і освітлених біотопах. Теплолюбний вид (Heimer, Nentwig, 1991). Нами вид знайдений у переліску (урочище Круглик).

Політопний *Meioneta rurestris* живе у найрізноманітніших умовах, як у рівнинних, так і в гірських областях. Населяє не тільки природні ценози, а й антропогенні. Список займаних біотопів вражає. Карпати: кам'янисті розсипи по берегах рік (Рибак, Федоряк, 2001; Евтушенко, Федоряк, 2003); пасовища (Федоряк, Руденко, Евтушенко, 2008), плодовий сад (Бульгинская, Калинин, 1985). Лісова зона: галявини, просіки, степ (Гурьянова, 2003); сосновий ліс (Евтушенко, 1993 б); заплавний змішаний ліс, осикові, березо-осикові переліски, болота (Гнелица, 2000 б); листяний ліс, галявини (Евтушенко, 1991 а); луг (Гнелица, 1989; Евтушенко, 1993 б), агроценоз (Евтушенко, 1993 б). Лісостепова зона: сосновий ліс (Гнелица, 1999); змішаний ліс (Гнелица, 1997, 2000 б); дубовий ліс (Esjunin et al., 1993; Гнелица, 1997, 1998 а, в; Полчанинова, 2003 а); посадки дерев на березі ріки (Гнелица, 1990 б); болота (Гнелица, 1998 а, в); прибережна рослинність (Гнелица, 1990 б, 1998 б, в, 1999); осичняки в заплаві, берег ріки, сплавина (Гнелица, 1998г); заплавний луг (Гнелица, 1990 б, 1997, 1999); сухий луг (Гнелица, 1997, 1998 а, в; Кириленко, Леготай, 1981). Степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий ліс (Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); нагірна діброва, заплавний ліс, заплавний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в); штучні ліси (Прокопенко, 2006); лісосмуги, заплавний луг (Полчанинова, 2006); степова балка, різнотравний степ (Полчанинова, 1990 в, 2006); оголення порід (Полчанинова, Прокопенко, 2003); крейдові оголення (Полчанинова, 2006); териконники (Прокопенко, 1999 а). Підзона типчакково-ковилових степів: парк (Полчанинова, 1995 б); переліски, очеретяне болото, луг, солончак (Полчанинова, 1997); типчакково-ковиловий степ (Гурьянова, Хоменко, 1991; Полчанинова, 1995 б); псамофітний степ (Полчанинова, 1988, 1997). У Ростовській області трапляється всюди, причому в зональних угрупованнях є постійним членом аранеофауни (Пономарев, 2005). Нами вид знайдений у байрачному лісі (Яців Яр).

*Agroeca cuprea* поширений у лісостеповій і степовій зоні України від Хмельницької області до Криму. Ксеротермний характер цього виду (Bonte, 2004) дозволяє йому проникати як у лісові місцезребування різного породного складу (Полчанинова, 1988, 1990 в, 1995 б, 1997, 2003 б; Гурьянова, Хоменко, 1991; Polchaninova, Prokopenko, 2007), так і в степові угруповання (Полчанинова, 1990 в, 2006; Гурьянова, 2003), включаючи псамофітний степ (Полчанинова, 1988) і оголення порід (Полчанинова, 2006). Серед азональних відкритих ценозів назвемо луки (Полчанинова, 1997); береги солоних озер (Полчанинова, 1988, 1997). У нашому матеріалі є екземпляри з байрачного лісу та галофільної діброви в заплаві р. Оріль.

*Phrurolithus minimus* поширений в Україні локально: відомий у Харківській, Дніпропетровській, Донецькій, Херсонській областях (Полчанинова, 1997, 2009). Населяє лісові ценози, у типчакково-ковилових степах відмічений у дубових і березових перелісках (Полчанинова, 1997). Ми знайшли вид у приуслівій заплаві р. Самара.

Широкий спектр біотопів із тенденцією переважання лісових угруповань характерний для *Alopecosa sulzeri*, поширеного практично на всій території України. Розкид типів деревних насаджень, де реєструвався вид, досить значний: сосновий ліс, нагірна діброва, лісові галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); переліски (Полчанинова, 1988, 1997); байрачний ліс, штучні лісонасадження. Відмічений у відкритих, часто досить ксерофітних ценозах: різнотравний степ (Полчанинова, 1990 в, 2006), псамофітний степ (Полчанинова, 1988, 1997, 2003 б); гранітні оголення (Полчанинова, 1990 в); крейдові оголення (Polchaninova, Prokopenko, 2007); луг, очеретяне болото (Полчанинова,

1997). Ми ловили вид у байрачних лісах, насадженні грецького горіха в тальвегу степової балки, і одинично – на степових ділянках.

Більш вологим заплавлним лісам віддає перевагу *Arctosa lutetiana*. Цей вид в Україні поширений у межах Лісостепу та Степу: Харківська, Дніпропетровська, Донецька, Херсонська області та Крим (Кириленко, Леготай, 1981 – *Tricca l.*; Полчанинова, 1988 – *T. l.*, 1997 – *T. l.*, 2001 – *T. l.*, 2003 а – *T. l.*, 2005 б; Ковблюк, 2001 – *T. l.*, 2003 а – *T. l.*; Polchaninova, Prokopenko, 2007). Маючи європейський тип ареалу, вид долинами великих рік, зокрема Дніпра та Сіверського Дінця, заходить у степову зону, де поширений локально (Пономарев, 2005). Лісові ценози є преферентними угрупованнями для цього виду: заплавні та нагірні діброви (Полчанинова, 2003 а; Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс, галявини (Кириленко, Леготай, 1981); сосновий ліс, переліски (Полчанинова, 1988, 1997; Polchaninova, Prokopenko, 2007). Відкриті трав'янисті місцеперебування: прибережна рослинність, заплавлний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); очеретяне болото, луг (Полчанинова, 1997). Нами знайдений у заплавлних галофільних дібровах, на узліссях, у перелісках, байрачних дібровах, у насадженні грецького горіха в тальвегу степової балки, рідко – на ділянках степу.

Численний і значно поширений павук-вовк *Pardosa lugubris* біотопічно пов'язаний з лісовими угрупованнями, проникає як у Гіпоарктику, так і через лісостепову зону в степові ліси. При цьому вид, украй рідкісний на північній межі свого поширення, на півдні формує локальні популяції з високою чисельністю (Есюнин, Ефимик, 2000). Значно поширений у лісовій і лісостеповій зонах, у степовій – гілобіонт (Полчанинова, 1996), омбро- та мезофіл (Полчанинова, 1998 а). Характеризується як типовий мешканець будь-яких широколистяних деревних угруповань, за винятком ясенових. Менш звичайний у хвойних лісах; із хвойних порід явно віддає перевагу сосні (Зюзин, 1985). Крім лісових ценозів, живе в мезо- і гігрофільних відкритих трав'янистих місцеперебуваннях. У Ростовській області звичайний у природних місцеперебуваннях, однак воліє селитися в лісосмугах, лісах, на узліссях (Пономарев, 2005). У роботі П. Гайдоша (Gajdos, 1995) гігропреферендум цього виду позначений як геміксерофільний. Указувалося, що вид характерний для лугових степів і по всій степовій зоні в нестепових біотопах (Полчанинова, 1987, 1990 б). Причому біотопічні преферендуми виду слабко змінюються залежно від природно-кліматичної зони. У Карпатах вид живе в лісових біотопах (Леготай, 1973). У Поліссі характеризується як фотофільний мезофіл: у березняках та дубово-соснових лісах *Pardosa lugubris* є домінантом або субдомінантом (Евтушенко, 1991 в). Мешкає у сосновому, змішаному та листяному лісі (Евтушенко, 1991 а, 1993 б). Лісостепова зона: дубовий ліс (Полчанинова, 2003 а); байрачний ліс, лісосмуги, узлісся (Кириленко, Леготай, 1981; Полчанинова, 2005 б); луг, луговий степ (Гнелица, 1990 б, Полчанинова, 2005 б); орні землі (Кириленко, Леготай, 1981). Степова зона, підзона різнотравно-типчаково-ковилових степів: сосновий, заплавлний дубовий ліс (Зюзин, 1978; 1985; Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); нагірна діброва, березо-осикові переліски, заплавлний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); тополеві переліски (Полчанинова, 2003 б), галявини (Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в; Прокопенко, Жуков, 2008); лісосмуги (Полчанинова, 1998 а, 2006); міські парки (Прокопенко, 2000 б; Прокопенко, Жуков, 2008); штучні ліси (Прокопенко, 2006); посадки *Rabinia* (Зюзин, 1978); прибережна рослинність (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); луг (Полчанинова, 2003 б, 2006); різнотравний степ (Грезе, 1909); псамофітний степ (Polchaninova, Prokopenko, 2007); териконники (Прокопенко, 1995в, 1997 а, 1999 а); підзона типчаково-ковилових степів: переліски (Полчанинова, 1988, 1997); очеретяне болото, луг (Полчанинова, 1997); зарості грецького горіха.

У Європі – один з видів, що найчастіше з'являються у відкритих місцеперебуваннях, у лісах, відмічений до субальпійського ярусу в горах (Heimer, Nentwig, 1991).

Може бути знайдений у лісовій підстилці (Тыщенко, 1971; Положенцев, Акимцева, 1980; Зюзин, 1985), на поверхні ґрунту, добре вловлюється пастками Барбера. Нами знайдений на заболоченому лузі, у заплавах галофільних дібровах, на узліссях, у переліску, у байрачних лісах, у заплавах лісах р. Самара та Оріль, у насадженні грецького горіха в тальвегу степової балки, у степу (в останньому біотопі був нечисленний).

Значно поширений в Україні *Trochosa terricola* з'являється в широкому спектрі мезофільних і ксеромезофільних біотопів. Павуки мешкають на сухих лісових галявинах, серед чагарників, бігають по поверхні ґрунту, іноді піднімаються невисоко на стовбури великих дерев (Бублик, 1981; Ажеганова, 1968), часто у лісовій підстилці (Положенцев, Акимцева, 1980), у моху, у детриті, під камінням (Карпенко, Леготай, 1980).

У Карпатах вид населяє відкриті місцеперебування, що добре прогриваються: пасовища (Федоряк, Руденко, Евтушенко, 2008), виноградники (Леготай, 1980 а), сухі світлі ділянки (Бублик, 1981). У лісовій зоні характеризувався як політопний омброфільний гігрофіл (Евтушенко, 1991 в), трапляється у деревних масивах: сосновому, змішаному, листяному лісі (Евтушенко, 1991 а, 1993 б), а також у вологих місцях (Евтушенко, 1991 а). У Лісостепу та Степу політопність виду виражена найбільше. Лісостепова зона: дубовий ліс (Полчанинова, 2003 а); байрачний ліс, лісосмуги, галявини, луг (Кириленко, Леготай, 1981; Кириленко, 1984; Полчанинова, 2005 б); листяний ліс, узлісся, лісорозплідники, степ (Гурьянова, 2003); луговий степ (Полчанинова, 1990 б, 2004); орні землі (Кириленко, Леготай, 1981); навколородні біогеоценози (Полчанинова, Астахова, 1984). Степова зона, підзона різнотравно-типчаково-ковилових степів: заплашний дубовий ліс (Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); сосновий ліс, нагірна діброва, галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в); лісосмуги (Полчанинова, 1998 а); штучні ліси (Прокопенко, 2006); березо-осикові переліски, осичняки в заплаві, берег водойми (Polchaninova, Prokopenko, 2007); прибережна рослинність, заплашний луг (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); степова балка (Полчанинова, 2006); різнотравний степ (Полчанинова, 1990 в, 2006; Прокопенко, 1997б); псамофітний степ (Полчанинова, 2003 б); крейдові оголення (Polchaninova, Prokopenko, 2007); териконники (Прокопенко, 1997 а). Виняток становить підзона типчаково-ковилових степів, де вид не відмічений у ксерофітних ценозах: парк (Полчанинова, 1995 б); переліски, очеретяне болото (Полчанинова, 1997). Ми знайшли вид на болотистому лузі, у байрачному лісі та на степових ділянках.

Бродячий мисливець *Pisaura mirabilis*, відмічений в Україні від Закарпаття до Кримського півострова, здатний існувати в широкому спектрі умов зволоження, займаючи лісові угруповання або відкриті ценози за наявності потужної підстилочки та (або) травостою (Vonte, 2004). Крім лісової підстилочки, трапляється у трав'яному та деревному ярусі (Положенцев, Акимцева, 1980). Живе на добре освітлених місцях, де ґрунт покритий густою трав'янистою рослинністю, часто по узліссях, на лісових галявинах або серед чагарників (Ажеганова, 1968).

Лісова зона: луг (Евтушенко, 1993 б); вологі місця (Евтушенко, 1991 а). Лісостепова зона: листяний ліс, узлісся, лісорозплідники (Гурьянова, 2003); дубовий ліс (Полчанинова, 2003 а); байрачний ліс, лісосмуги (Кириленко, Леготай, 1981); галявини (Полчанинова, 2005 а); луговий степ (Полчанинова, 1990 б, 2004), сухий луг, орні землі (Кириленко, Леготай, 1981). У степовій зоні характерний для різнотравно-типчаково-ковилових степів та інтразональних біотопів у підзоні південних степів (Полчанинова, 1990 б). У справжніх степах політопний, в пустельних степах не виходить за межі перелісків і вологих біотопів (Полчанинова, 1996). Підзона різнотравно-типчаково-ковилових степів: сосновий, заплашний дубовий ліс, нагірна діброва, галявини

(Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в); лісосмуги (Полчанинова, 1998 а, 2006); заплашний луг (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); прибережна рослинність (Полчанинова, 1990 в, 1998, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); степова балка (Грезе, 1909; Полчанинова, 2006); різнотравний степ (Полчанинова, 1990 в, 2006); крейдові оголення (Polchaninova, Prokopenko, 2007); териконники (Прокопенко, 1999 а). Підзона типчаково-ковилових степів: переліски (Полчанинова, 1988, 1997); парк (Полчанинова, 1995 б); луг, солончак (Полчанинова, 1997); псамофітний степ (Полчанинова, 1988). Ми знайшли вид на болотистому лузі, у байрачних дібровах і на степових ділянках, у переліску (урочище Круглик).

Стрибунчик *Marpissa muscosa* відомий практично в усіх областях України, крім південних Херсонської, Миколаївської та Одеської. Хоча в Криму вид був зареєстрований (Ковблюк, 2003 а). Є дендробіонтом, дуже звичайний у лісах, лісопосадках, окремих групах дерев, де живе на стовбурах, а свої притулки робить під корою (Пономарев, 2005). Відзначався у трав'яному ярусі (Положенцев, Акимцева, 1980). Характерний для дубових лісів Східно-Європейської рівнини (Penev et al., 1994). Вид типовий для байрачних і борових угруповань: сосновий ліс (Евтушенко, 1991 а, 1993 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); змішаний ліс (Сингалевский, 2009); байрачна діброва (дані Н. Ю. Полчанинової). Ми знайшли вид у байрачному лісі (с. Військове).

Дані про знахідки *Ozypyla atomaria* в Україні досить уривчасті. Вид знайдений у Закарпатській, Житомирській, Харківській, Луганській, Дніпропетровській, Донецькій, Херсонській, Одеській областях та у Криму (Thorell, 1875 а – *Xycticus horticola*; Харитонов, 1932; Тыщенко, 1971 – всі як *Ozypyla h.*; Кириленко, Леготай, 1981 – *Ox. hirticola* – sic!; Леготай, 1989 – *Ox. h.*; Полчанинова, 1988, 1993 а, 1995 б, 1997, 2006; Присный 1993 – *Ox. h.*; Гурьянова, 1994; Михайлов, 1997; Ковблюк, 2001, 2003 а; Прокопенко, 2001 а, 2001 (2002)). Цей вид досить нечисленний, але трапляється у діапазоні місцеперебувань від степу до боліт. Лісостепова зона: луг, орні землі (Кириленко, Леготай, 1981); степова зона, підзона різнотравно-типчаково-ковилових степів: луг, різнотравний степ (Полчанинова, 2006); крейдові оголення (Полчанинова, 2006); степова зона, підзона типчаково-ковилових степів: переліски (Полчанинова, 1988, 1997); очеретяне болото, луг (Полчанинова, 1997); типчаково-ковиловий степ (Полчанинова, 1995 б). Серед лісових ценозів для нього найхарактерніші байрачні діброви та міські парки. Ми знайшли вид у байрачному лісі (Яців Яр).

Більшою мірою екологічному стандарту лісового виду відповідають *Ozypyla praticola* і *Xycticus luctator*. Перший з них, поширений по всій Україні, трапляється майже винятково в лісових масивах: у заплашних і нагірних дібровах (Esjunin et al., 1993; Полчанинова, 2003 а, б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); у байрачних лісах (Полчанинова, 1990 в); у сосниках та тополевих перелісках (Полчанинова, 2003 б); у штучних лісонасадженнях, лісосмугах (Полчанинова, 1984 а – *Ozypyla p.*, 2006; Прокопенко, 2000 б, 2006); у парку (Полчанинова, 1995 б); у березо-осикових перелісках, на лісових галявинах (Polchaninova, Prokopenko, 2007); у дубових і березових перелісках (Полчанинова, 1988, 1997). Крім того, спорадично помічений у мезофітних трав'янистих відкритих ценозах: на заплавному лузі (Polchaninova, Prokopenko, 2007), у луговому степу (Polchaninova, 2004); на прибережній рослинності (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); а в підзоні типчаково-ковилових степів – в очеретяному болоті, на лузі, солончаку (Полчанинова, 1997). П. Гайдош (Gajdos, 1995) цей вид характеризує як гемігідро-геміксерофільний. У нашому матеріалі представлений екземплярами з галофільних дібров заплави р. Оріль, перелісків, байрачних дібров, насаджень грецького горіха в тальвегу степової балки, з пристінної діброви, з лісів притерасної і центральної заплави р. Самара.

Традиційне для групи сільвантів повсюдне поширення *Xycticus luctator* в Україні пов'язане з явним переважанням великих старих (клімаксових) лісових ценозів.

Хоч вид часто може бути зустрінутий і в маргінальних лісових угрупованнях (переліски, галофільні діброви, зарості грецького горіха в степовій балці), і навіть у відкритих ксерофільних місцеперебуваннях. Біотопи, у яких вид реєструвався, такі. Лісова зона: сосновий, березовий ліс (Евтушенко, 1993 б); лісостепова зона: листяний ліс, узлісся, лісорозплідники (Гурьянова, 2003); дубовий ліс (Полчанинова, 2003 а); байрачний ліс, лісосмуги, орні землі (Кириленко, Леготай, 1981); степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий ліс, тополеві переліски (Полчанинова, 2003 б); заплавний дубовий ліс (Esjunin et al., 1993; Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); нагірна діброва, березо-осикові переліски, галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в); лісосмуги (Полчанинова, 1984 а – *X. cambridgei*); заплавний, псамофітний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); підзона типчакково-ковилових степів: зарості грецького горіха. Ми знайшли вид у байрачних лісах (найчисленіший), галофільній діброві в заплаві р. Оріль, пристінній діброві на правому березі р. Самара, насадженні грецького горіха в тальвегу степової балки.

Мезофільний *Zora spinimana* реєструвався по всій Україні, крім Криму. Для виду характерні не тільки лісові масиви різного породного складу, а й відкриті мезофільні місцеперебування. Лісова зона: сосновий ліс (Евтушенко, 1991 а, 1993 б); змішаний ліс (Евтушенко, 1993 б); лісостепова зона: дубовий ліс (Esjunin et al., 1993; Полчанинова, 2003 а); луговий степ (Полчанинова, 1990 б). У степовій зоні характерний для лугових степів і нестепових біотопів у підзонах різнотравно-типчакково-ковилових і типчакково-ковилових степів (Полчанинова, 1990 б). Різнотравно-типчакково-ковилові степи: сосновий ліс, березо-осикові переліски (Polchaninova, Prokopenko, 2007); заплавний дубовий ліс (Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); прибережна рослинність (Polchaninova, Prokopenko, 2007); підзона типчакково-ковилових степів: переліски (Полчанинова, 1988); парк (Полчанинова, 1995 б); очеретяне болото, луг, (Полчанинова, 1997). Ми знайшли вид у галофільних заплавних дібровах, байрачних лісах, прируслівій та притерасній частинах заплави р. Самара.

Як ясно з наведених даних про реєстрацію видів-сильвантів у регіонах України, практично всі вони мають дуже значне поширення. Серед представників цієї екологічної групи відсутні види з вузькими, локальними областями поширення. Немає видів, відзначених переважно в південних і центральних регіонах, що властиво для степантів. Ще однією характерною рисою є широка представленість сильвантів у заплавних біотопах.

### **7.1.3. Пратанти-сильванти**

Група включає 23 види (майже 20 % дослідженої аранеофауни), які належать до 9 родин. Видову приналежність одного виду – *Xysticus* sp. – установити поки не вдалося. Серед лучно-лісових видів павуків домінуючою родиною за чисельністю та різноманіттям є *Linyphiidae*, що становлять понад 43 % видового складу групи (табл. 32).

Найчисленнішими серед лінійфій виступають *Diplocephalus picinus*, *Diplostyla concolor* і *Neriere clathrata*. Важливу роль у комплексі відіграють *Clubiona caerulescens* (*Clubionidae*), *Hahnina nava*, *H. ononidum* (*Hahniidae*), *Agroeca brunnea* (*Liocranidae*).

У групі пратантів-сильвантів переважають гігрофіли – понад 86 % видів. Однією представленою мезофіли – близько 9 % і ксеромезофіли – майже 5 %.

У лісових байрачних і заплавних угрупованнях можуть бути зустрінуті *Clubiona caerulescens*, *C. lutescens*, *C. pseudoneglecta*. Ці види є нічними мисливцями і віддають перевагу більш вологим лісовим місцеперебуванням, у ґрунтового покриві яких виражений у тому або іншому ступені луговий процес. Нерідкісні ці види також у відкритих ценозах із

багатим трав'яним ярусом: на лугах, у різнотравному степу, на навколіводній рослинності. Щоб повніше охарактеризувати екологічний стандарт цих видів, наведемо літературні дані про їх поширення в Україні та біотопи, де вони реєструвалися.

Таблиця 32

**Таксономічна структура павуків пратантів-сильвантів**  
(у % наведено частку родини від загального видового багатства екологічної групи)

Родина	Рід	Вид
Linyphiidae (43,5 %)	<i>Centromerus</i> F. Dahl, 1886	<i>Centromerus capucinus</i>
	<i>Ceratinella</i> Emerton, 1882	<i>Ceratinella brevis</i>
	<i>Diplocephalus</i> Bertkau in Forster et Bertkau, 1883	<i>Diplocephalus picinus</i>
	<i>Diplostyla</i> Emerton, 1882	<i>Diplostyla concolor</i>
	<i>Neriere</i> Blackwall, 1833	<i>Neriere clathrata</i>
	<i>Macrargus</i> F. Dahl, 1886	<i>Macrargus rufus</i>
	<i>Walckenaeria</i> Blackwall, 1833	<i>Walckenaeria alticeps</i>
		<i>Walckenaeria atrothibialis</i>
	<i>Gonatium</i> Menge, 1868	<i>Gonatium rubellum</i>
<i>Tenuiphantes</i> Saaristo et Tanasevitch, 1997	<i>Tenuiphantes tenebricola</i>	
Lycosidae (4,3 %)	<i>Alopecosa</i> Simon, 1885	<i>Alopecosa striatipes</i>
Zoridae (4,3 %)	<i>Zora</i> C.L. Koch, 1847	<i>Zora nemoralis</i>
Hahniidae (8,6 %)	<i>Hahnia</i> C.L. Koch, 1841	<i>Hahnia nava</i>
		<i>Hahnia ononidum</i>
Titanoecidae (4,3 %)	<i>Titanoeca</i> Thorell, 1869	<i>Titanoeca</i> sp., juv
Liocranidae (4,3 %)	<i>Agroeca</i> Westring, 1861	<i>Agroeca brunnea</i>
Clubionidae (13,0 %)	<i>Clubiona</i> Latreille, 1804	<i>Clubiona caerulescens</i>
		<i>Clubiona lutescens</i>
		<i>Clubiona pseudoneglecta</i>
Gnaphosidae (8,6 %)	<i>Trachyzelotes</i> Lohmander, 1944	<i>Trachyzelotes pedestris</i>
	<i>Zelotes</i> Gistel, 1848	<i>Zelotes latreillei</i>
Thomisidae (8,6 %)	<i>Xysticus</i> C.L. Koch, 1835	<i>Xysticus ulmi</i>
		<i>Xysticus</i> sp.

*Clubiona caerulescens* і *C. lutescens* реєструвалися практично у всіх регіонах України від Карпат до Криму. Перший вид трапляється на деревах і чагарниках, у трав'яному ярусі (Ажеганова, 1968; Тыщенко, 1971; Положенцев, Акимцева, 1980; Heimer, Nentwig, 1991; Целлариус, 1993). Знахідки виду стосуються в основному лісових насаджень різного типу: сосники, змішані, листяні та байрачні ліси, лісорозплідники, лісосмуги (Евтушенко, 1991 а, 1993 б; Гурьянова, 2003; Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007). Крім того, відмічений у вологих відкритих ценозах: лісові узлісся, сирі камені, щербинь (Гурьянова, 2003); на орних землях (Кириленко, Леготай, 1981). Характерний для дубових лісів Східно-Європейської рівнини (Penev et al., 1994). Ми знайшли вид у байрачному лісі та у прирусловій заплаві р. Самара.

Подібні вимоги до середовища пред'являє *C. lutescens*, хоча спектр нелісових ценозів у нього ширший. Вид живе на чагарниках і у високій траві (Тыщенко, 1971), у лісовій підстилці, деревному ярусі (Положенцев, Акимцева, 1980). Є характерним для дубових лісів Східно-Європейської рівнини (Penev et al., 1994). Лісова зона: сосновий, змішаний ліс (Евтушенко, 1993 б); листяний ліс, вологі місця (Евтушенко, 1991 а). Лісостепова зона: посадки дерев на березі ріки (Гнелица, 1990 б); луговий степ

(Polchaninova, 2004); навколоводні біогеоценози (Полчанинова, Астахова, 1984); листяний ліс, узлісся, сирі камені, щербінь (Гурьянова, 2003). Степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: заплавний дубовий ліс (Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); прибережна рослинність (Полчанинова, 1990 в, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс; підзона типчакково-ковилових степів: парк (Полчанинова, 1995 б); очеретяне болото (дані Н. Ю. Полчанинової).

Більш вузьке поширення *C. pseudoneglecta* в Україні пов'язане з тим, що його відділення від *C. neglecta* і перегляд матеріалу про ці види фахівцями проведено порівняно недавно й ареал остаточно ще не визначений. Реєстрації виду в Україні: Полтавська, Харківська, Луганська, Дніпропетровська, Донецька, Херсонська області та Крим (Полчанинова, 1990 б – як *C. neglecta*, 1993 а – як *C. n.*, 1995 б – як *C. n.*, 1996 – як *C. n.*, 2006 – як *C. n.*, 2005 а – як *C. n.*, 2005 б – як *C. n.*; Михайлов, 1992, 1997 – як *C. n.*; Прокопенко, 2001 а – як *C. n.*, 2006 – як *C. n.*; Mikhailov, 2002; Mikhailov, 2002 (2003); Ковблюк, 2003 а).

Відомості про біотопічне поширення цього виду через зазначені причини, не повні. Степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: нагірна діброва (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (дані Н. Ю. Полчанинової); заплавний луг, різнотравний степ (Полчанинова, 2006); підзона типчакково-ковилових степів: парк (Полчанинова, 1995 б). У нашому матеріалі вид відомий з галофільної діброви в заплаві р. Оріль.

У заплаві степових рік може бути виявлений *Zelotes latreillei*. Територія його поширення охоплює Львівську, Волинську, Чернігівську, Сумську, Харківську, Луганську, Донецьку, Херсонську області (Кириленко, Леготай, 1981; Евтушенко, 1991 а, 1993 а, б; Царик, Гирна, 2000; Прокопенко, 2001 а, 2001 (2002); Полчанинова, 1988, 1990 б, 1992 б, 1993 б, 1996, 1997, 2003 а, 2004; Polchaninova, Prokopenko, 2007 б).

У лісовій зоні заселяє деревні масиви: сосновий (Евтушенко, 1993 б) і змішаний ліси (Евтушенко, 1991 а). У лісостеповій зоні – як лісові, так і відкриті трав'янисті ценози, включаючи агроценози: діброва (Полчанинова, 2003 а), луговий степ (Полчанинова, 1990 б, 2004), орні землі (Кириленко, Леготай, 1981). У степовій зоні вид характерний для лугових і різнотравно-типчакково-ковилових степів та інтразональних біотопів (очеретяні болота, луки, переліски) у підзоні південних степів (Полчанинова, 1990 б, 1996). У різнотравно-типчакково-ковилових степах центр біотопічних преферендумів виду зміщується у бік лугових та степових біотопів, заплавний ліс залишається єдиним деревним масивом, де знайдено вид. У підзоні типчакково-ковилових степів він знайдений у перелісках (Полчанинова, 1988), на очеретяному болоті, на лузі, солончаку (Полчанинова, 1997). Цікаво, що для цього виду була виявлена негативна кореляція між чисельністю та площею відкритої поверхні ґрунту та позитивна кореляція із числом видів трав'янистих рослин у біотопі (Bell, 1994). Ми ловили цей вид у галофільній діброві в заплаві р. Оріль.

*Hahnina nava* в Україні має диз'юнктивне поширення: Карпати, Львівська, Волинська, Чернігівська, Київська, Сумська, Харківська, Луганська, Дніпропетровська, Донецька області, Крим (Леготай, 1973, 1980 а, 1989; Кириленко, Леготай, 1981; Евтушенко, 1991 а, 1993 а, б; Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994; Прокопенко, 1998 – як *H. pusilla*, 2001 а, 2001 (2002); Ковблюк, 2003 а; Polchaninova, Prokopenko, 2007). Відмічений як у відкритих трав'янистих місцеперебуваннях, так і в деревних насадженнях. У Карпатах займає лісові біотопи (Леготай, 1973). Був численим на полях конюшини першого року вегетації (Леготай, 1980 а). Характерний для дубових лісів Східно-Європейської рівнини (Penev et al., 1994). У лісовій зоні живе в моху, підстилці та під камінням на відкритих вологих ділянках. У степовій зоні переходить під полог деревної рослинності (Миноранский и др., 1980). У лісовій зоні знайдений також у лісових масивах: березняки (Евтушенко, 1993 а), змішаний ліс (Евтушенко, 1991 а). Лісостепова зона: лісосмуги (Кириленко, Леготай, 1981); степова зона, підзона

різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий ліс, заплашний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007). У Ростовській області заселяє луги середнього зволоження (Пономарев, 2005). Ми знайшли вид у байрачному лісі (Яців Яр).

*Hahnia ononidum* реєструвався по всій території України, крім Криму. Мезофільний сільвант (Esjunin et al., 1994), живе в моху (Тыщенко, 1971). Відзначався в лісових насадженнях у долинах рік (Микитюк, 1984). Характерний для дубових лісів Східно-Європейської рівнини (Penev et al., 1994). Крім того, був знайдений у соснових лісах, заплашний та нагірній діброві, у березо-осикових перелісках, на лісових галявинах (Polchaninova, Prokopenko, 2007), у дубових і березових перелісках (Полчанинова, 1988), байрачних дібровах (Полчанинова, 1990 в). Хоч вид віддає перевагу лісовим і луговим угрупованням, може бути зустрінутий і в біогеоценозах на піщаних ґрунтах і в степу (Полчанинова, 1988; Пономарев, 2005), а також поблизу водойм (Polchaninova, Prokopenko, 2007) і в очеретяних болотах (Полчанинова, 1997). Ми знайшли вид у галофільній діброві в заплаві р. Оріль та у байрачній діброві (с. Військове).

Європейський *Centromerus capucinus* проникає в степову зону Східної Європи долиною Сіверського Дінця (Пономарев, 2005). Дніпропетровська область поки є єдиною реєстрацією виду в Україні. Цей рідкісний вид виявлений нами в урочищі Круглик на узліссі діброви, що на межі між третьою та четвертою терасами долини р. Самара.

Для демонстрації діапазону поширення *Ceratinella brevis* на території України наведемо літературні дані про реєстрацію: Закарпатська, Івано-Франківська, Чернівецька, Львівська, Волинська, Вінницька, Хмельницька, Черкаська, Кіровоградська, Чернігівська, Київська, Сумська, Полтавська, Харківська, Луганська, Дніпропетровська, Донецька, Херсонська, Одеська області та Крим (Strand, 1910 – *C. brewis* – sic!; Спаский, 1927 – *C. brewis* – sic!; Rosca, 1930; Харитонов, 1932; Balogh, 1940; Полчанинова 1988, 1990 в, 1995 б, 1997, 2003 а, 2005 а; Таланов, Назаренко, 1989; Гнелица, 1997, 1998 а, б, в, 2001 а, б; Гурьянова, Хоменко, 1991; Евтушенко, 1991 а, 1993 а, б; Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994; Михайлов, 1997; Царик, Гирна, 2000; Ковблюк, 2001, 2003 а; Чумак и др., 2007; Прокопенко, 1998 + як *C. brevipes*; 2001 а, 2001 (2002) + як *C. brevipes*; 2002, 2003 а, 2006; Polchaninova, 2004; Прокопенко, Чумак, 2006 (2007); Polchaninova, Prokopenko, 2007; Чумак, Прокопенко, Тимочко, 2007).

Біотопічне поширення виду демонструє переважання лісових та мезо- і гігрофільних стацій, хоч є дані про перебування виду в досить посушливих, із розрідженою рослинністю місцеперебуваннях. Вид характерний для дубових лісів Східно-Європейської рівнини (Penev et al., 1994). Лісова зона: заплашний змішаний ліс (Гнелица, 2000 б); листяний ліс (Евтушенко, 1991 а, 1993 б); лісостепова зона: змішаний ліс (Гнелица, 1997, 1998 а, в); дубовий ліс (Esjunin et al., 1993; Гнелица, 1997, 1998 а, в; Полчанинова, 2003 а); луг, болота (Гнелица, 1998 в); степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий ліс, нагірна діброва, галявини, заплашний луг, березо-осикові переліски (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в); разнотравний та петрофітний степ (Полчанинова, 1990 в); підзона типчакково-ковилових степів: переліски (Полчанинова, 1988, 1997); галявини в парку (Гурьянова, Хоменко, 1991; Полчанинова, 1995 б); очеретяне болото, солончак (Полчанинова, 1997); псамофітний степ (Полчанинова, 1988). У Середній Європі – значно поширений і численний вид, уникає дуже сирих або дуже сухих місцеперебувань (Heimer, Nentwig, 1991). Герпетобіонт, живе в моху та на поверхні ґрунту (Целлариус, 1993).

Павук-пігмей *Diplocephalus picinus* розповсюджений дуже широко: Закарпатська, Івано-Франківська, Чернівецька, Львівська, Волинська, Хмельницька, Кіровоградська, Київська, Чернігівська, Черкаська, Сумська, Полтавська, Харківська, Луганська, Дніпропетровська, Донецька, Херсонська, Одеська області та Крим (Харитонов, 1936 – *Plaesiocraerus p.*; Буковський, 1936 – *P. pilinus* – sic!; Charitonov, 1937 – *P. p.*; Тыщенко,



1971; Полчанинова, 1990а, в, 1994, 2003 а, б, 2005 а; Евтушенко, 1991 а, г, 1993 а; Гнелица, 1990 б, 1997 – *Chocorua picina*; 1998 а – *Ch. p-na*; 1998 б – *Ch. p-na*; 1998 в – *Ch. p-na*; 1998 г – *Ch. p-na*; 1999, 2000 б, 2001 а; Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994; Михайлов, 1997, 1999; Прокопенко, 2000а, б, 2001 а, б, 2001 (2002), 2002, 2003 а, в, 2006; Рибак, Федоряк, 2001; Гурьянова, 2003; Ковблюк, 2003 а; Polchaninova, 2004; Гірна, 2006 а, б; Polchaninova, Prokopenko, 2007; Прокопенко, Чумак, 2006 (2007)).

Його екологічний стандарт подібний до попереднього виду. Трагується як лісовий вид (Гнелица, 1997). Трапляється в дубових лісах як лісостепової зони, так і зони хвойно-широколистяних лісів. Максимальна чисельність спостерігається в межах лісостепової зони (Penev et al., 1994; Esjunin et al., 1994). Карпати: кам'янисті розсипи по берегах рік (Рибак, Федоряк, 2001; Евтушенко, Федоряк, 2003); лісова зона: листяний ліс, узлісся, лісорозплідники (Гурьянова, 2003); сосновий, заплавний змішаний ліс, осичняки (Гнелица, 2000 б); листяний ліс (Евтушенко, 1991 а); лісостепова зона: сосновий, змішаний ліс (Гнелица, 1997, 1998 а, в); заплавний дубовий ліс (Гнелица, 1999); осичняки (Гнелица, 1998г); дубовий ліс (Esjunin et al., 1993; Гнелица, 1997, 1998 а, в, 1999; Полчанинова, 2003 а); болота (Гнелица, 1997, 1998 а, в, 2001); прибережна рослинність (Гнелица, 1990 б); луг (Гнелица, 1997); луговий степ (Polchaninova, 2004); підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: заплавний, сосновий ліс, галявини, нагірна діброва, піщаний луг, березо-осикові переліски (Polchaninova, Prokopenko, 2007); дубовий ліс, тополеві переліски (Полчанинова, 2003 б); міські парки (Прокопенко, 2000 б); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в); штучні ліси (Прокопенко, 2006); морські наноси (Прокопенко, 2000а); підзона типчакково-ковилових степів: парк (Полчанинова, 1995 б). Численний у Середній Європі вид, в основному поширений у листяних лісах (Heimer, Nentwig, 1991). Живе в підстилці (Целлариус, 1993). Нами знайдений у галофільній діброві в заплаві р. Оріль, у байрачній діброві (с. Військове), в діброві центральної заплави р. Самара.

Поширення *Diplostyla concolor* в Україні виглядає так: Карпати, Львівська, Вінницька, Волинська, Черкаська, Хмельницька, Чернігівська, Київська, Сумська, Полтавська, Харківська, Луганська, Дніпропетровська, Донецька, Херсонська, Одеська області та Крим (Thorell, 1875 а – *Linyphia* с.; Харитонов, 1932 – *Bathyphantes* с.; Леготай, 1959, 1973 – *B. с.*; 1989 – *B. с.*; Евтушенко, 1991 а, г, 1993 а, б; Гнелица, 1990 б – *B. с.*; 1990 в, 1997, 1998 а, б, в, г, 1999, 2000 б, в, 2001 а, б; Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994; Полчанинова, 1990а, б, в, 1995 б, 1997, 2003 а, 2005 а, б, 2006; Михайлов, 1997; Микитюк, 1984 – *B. с. albomaculata*; 1998 – *B. с.*; Прокопенко, 1998, 2001 а, 2001 (2002), 2003 в; Царик, Гірна, 2000; Гірна, Леснік, 2002; Ковблюк, 2003 а; Гурьянова, 2003; Гірна, 2006 а, б; Polchaninova, Prokopenko, 2007; Полчанинова, Прокопенко, 2007; Прокопенко, Чумак, 2006 (2007)).

Вид тіньо- і вологолюбний (Полчанинова, 1990 б; Евтушенко, 1991 в). Характерний для дубових лісів Східно-Європейської рівнини (Penev et al., 1994), для цієї зони трагується як термо- і/або ксерофільний вид (Esjunin et al., 1994), що не збігається з нашими даними. Живе в підстилці листяних лісів (Евтушенко, 1991 в). Карпати: ясенева діброва, післялісовий заплавний різнотравний луг, підстилка (Гірна, 2006 а). Лісова зона: листяний ліс, узлісся, лісорозплідники (Гурьянова, 2003); заплавний змішаний ліс, вільшняк (Гнелица, 2000 б); березовий ліс (Евтушенко, 1993 б); сосновий, листяний ліс (Евтушенко, 1991 а); болота, заплавний луг (Гнелица, 2000 б). У Лісостепу найбільшу перевагу віддає сирий діброві, тоді як на лузі трапляється внаслідок міграції із прилеглого лісу (Гнелица, 1997). Відмічений у таких біотопах: змішаний ліс (Гнелица, 1997, 1998 а, в); дубовий ліс (Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994; Гнелица, 1997, 1998 а, в; Полчанинова, 2003 а); болота (Гнелица, 1990 б, 1997, 1998 а, в); прибережна рослинність (Гнелица, 1990 б, 1997, 1998 а, г, 1999); луговий степ (Гнелица, 1990 б, 1997, 1998 а, б); луг (Гнелица, 1990 б, 1997, 1998 а, б, в); стіг сіна (Гнелица, 1998 а, в); лугова рослинність біля будинку

(Гнелица, 1998 в). Степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий, заплашний ліс, нагірна діброва, галявини, березо-осикові переліски, заплашний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в); підзона типчакково-ковилових степів: парк (берег водойми) (Полчанинова, 1995 б); очеретяне болото (Полчанинова, 1997); лісові насадження у долинах рік (Микитюк, 1984). Нами знайдений на заплавному лузі (заплава р. Оріль), у прирусловій заплаві р. Самара та у байрачних лісах.

У бересто-чорнокленовій діброві в заплаві р. Оріль був виявлений *Nerience clathrata*. Вид відмічений практично у всіх областях України. Біотопічне поширення також досить широке – від лісових і лугових ценозів, навколоводних біотопів, де його чисельність найбільша, до екстремальних за показниками мікроклімату берегів солоних озер і синантропних місцеперебувань. Різними авторами трактується і як лісовий вид (Ажеганова, 1968 – *Linyphia* с.), і як політопний (Евтушенко, 1991 в). Відомо, що в Карпатах вид населяє кам'яністі осипи по берегах рік (Евтушенко, Федоряк, 2003), був знайдений у тріщинах заборів (Леготай, Тарасюк, 1964). Лісова зона: сосновий, заплашний змішаний ліс (Евтушенко, 1993 б; Гнелица, 2000 б); дубовий ліс, вологі місця (Евтушенко, 1993 б); листяний ліс, узлісся, лісорозплідники (Гурьянова, 2003); болота (Гнелица, 2000 б). Лісостепова зона: дубовий ліс (Гнелица, 1998 а, в; Полчанинова, 2003 а); посадки дерев на березі ріки (Гнелица, 1990 б); болота (Гнелица, 1990 б, 1998 а, в); прибережна рослинність (Гнелица, 1998 а, в); заплашний луг (Гнелица, 1990 б, 1998 а); сухий луг (Гнелица, 1998 а); луговий степ (Гнелица, 1990 б; Polchaninova, 2004); стіг сіна, лугова рослинність біля будинку, підвали (Гнелица, 1998 в). Степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий, заплашний ліс, галявини, нагірна діброва, березо-осикові переліски, заплашний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); прибережна рослинність, будинки (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); навколоводні біотопи (Полчанинова, 1984б – *L.* с.). Підзона типчакково-ковилових степів: парк (Полчанинова, 1995 б); береги солоних озер (Полчанинова, 1988). Нами знайдений у заплавному галофілії діброві.

Поширення *Walckenaeria atrotibialis* в Україні набагато вужче, ніж у більшості видів цієї групи, та охоплює територію від Карпат до Дніпропетровської й Донецької областей: Закарпатська, Івано-Франківська, Львівська, Хмельницька, Житомирська, Чернігівська, Київська, Черкаська, Сумська, Харківська, Луганська, Дніпропетровська, Донецька обл. (Евтушенко, 1991 а, 1992, 1993 б; Гнелица, 1993 – *W. melanocephala*; 1997 – *W. m.*; 1998 а – *W. m.*; 1998 б – *W. m.*, в; 2001 а; Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994; Гурьянова, 1989 – *W. m.*, 2003; Полчанинова, 2003 а; Прокопенко, 2001 а, 2001 (2002), 2003; Polchaninova, 2004; Гірна, 2006 а; Чумак, Прокопенко, Тимочко, 2007; Polchaninova, Prokopenko, 2007; Прокопенко, Чумак, 2006 (2007)).

Біотопічний розподіл виду демонструє перевагу лісових ценозів, крім того, серед преферентних присутні мезо- і гігрофітні відкриті біотопи. Лісова зона: сосновий ліс (Евтушенко, 1993 б); листяний ліс (Евтушенко, 1991 а; Гурьянова, 2003); лісові узлісся, лісорозплідники (Гурьянова, 2003); лісостепова зона: змішаний ліс (Гнелица, 1997; 1998 в); дубовий ліс (Гнелица, 1997, 1998 в; Полчанинова, 2003 а); болота (Гнелица, 1998 в); підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий, заплашний ліс (Polchaninova, Prokopenko, 2007); заплашний дубовий ліс (Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994); нагірна діброва, галявини, заплашний луг, березо-осикові переліски, берег ріки (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс. У Ростовській області віддає перевагу навколоводним місцеперебуванням та лугам середнього зволоження (Пономарев, 2005). На Дніпропетровщині цей вид виявлений у байраку Яців Яр у середній третині схилу.

*Agroeca brunnea* відомий повсюдно в Україні, крім Кримського півострова. Характерний для дубових лісів Східно-Європейської рівнини (Penev et al., 1994), для

цієї зони трактується як термо- і/або ксерофільний вид (Esjunin et al., 1994), що не збігається з нашими даними. Лісова зона: сосновий ліс (Евтушенко, 1993 б); змішаний, листяний ліс (Евтушенко, 1991 а); лісостепова зона: дубовий ліс (Полчанинова, 2003 а); листяний ліс, лісорозплідники (Гурьянова, 2003); підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий, заплавної дубовий ліс, березо-осикові переліски, прибережна рослинність (Polchaninova, Prokopenko, 2007); галявини, заплавної луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); підзона типчакково-ковилових степів: очеретяне болото, луг (Полчанинова, 1997). У Дніпропетровській області вид виявлений у заплаві р. Оріль.

Ще одним видом із вузькою областю поширення у межах України, що в цілому не характерно для видів цієї групи, є *Alopecosa striatipes*. Він відомий у Харківській, Луганській, Дніпропетровській і Донецькій областях (Кириленко, Леготай, 1981; Ярошенко, Рудникова, 1994 – *Tarentula s.*; Полчанинова, 1990 б, 1998 а; Прокопенко, 2001 а – *T. s.*; 2001 (2002) – *T. s.*; Polchaninova, Prokopenko, 2007). Причому реєстрація виду в Харківській області вимагає підтвердження (дані Н. Ю. Полчанинової). У різнотравно-типчакково-ковилових степах мешкає у лісових насадженнях: заплавної ліс, лісосмуги, узлісся, березо-осикові переліски. Крім того, трапляється в екстремальних за умовами зволоження угрупованнях – на псамофітному лузі (Polchaninova, Prokopenko, 2007), на териконниках вугільних шахт (Ярошенко, Рудникова, 1994). У Дніпропетровській області виявлений у байрачному лісі (Яців Яр).

Заплавної лісам віддає перевагу *Hysticus ulmi* (Пономарев, 2005), значно поширений на території України: від Карпат до Криму. Вид живе у трав'яному та деревному ярусі (Положенцев, Акимцева, 1980). У лісовій зоні зареєстрований у різних лісових та лугових ценозах: змішаний ліс (Евтушенко, 1991 а, 1993 б); березовий ліс, луг (Евтушенко, 1993 б); післялісовий заплавної різнотравний луг (Гірна, 2006 а). Лісостепова зона: лісорозплідники, степ (Гурьянова, 2003); лісосмуги (Кириленко, Леготай, 1981); луговий степ (Polchaninova, 2004); орні землі (Кириленко, Леготай, 1981). Характерний для лугових степів і по всій степовій зоні трапляється в нестепових біотопах (Полчанинова, 1990 б): заплавної ліс (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (дані Н. Ю. Полчанинової); прибережна рослинність (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); заплавної луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007). У підзоні типчакково-ковилових степів займає найчастіше мезофітні біотопи: переліски (дані Н. Ю. Полчанинової), очеретяні болота. У Дніпропетровській області вид виявлений у галофільній діброві в заплаві р. Оріль, а також в урочищі Круглик.

Таким чином, види даної групи на території України у більшості випадків поширені повсюдно. Більш вузькі області поширення одиничних видів пов'язані, швидше за все, з неповнотою фауністичних даних про них. Невелика кількість видів (близько 15 %), відзначених у північних і центральних областях, відсутні у найпівденніших регіонах країни.

#### **7.1.4. Пратанти**

Перш ніж перейти до характеристики поширення та біотопічної приуроченості видів-пратантів, відзначимо, що лугові угруповання належать до категорії азональних (Чернов, 1975). В умовах степового зонального оточення азональні комплекси майже ніколи не мають моноценотичного вигляду (у розумінні О. Л. Бельгарда (1948 а)). Тому представники лугових і болотних ценозів характеризуються значною екологічною пластичністю, що дозволяє їм існувати у широкому діапазоні умов при певній перевазі відповідного типу угруповання. Як наслідок такого динамізму виникає складність точного визначення екологічного стандарту виду, котрий зазнає зміни у межах його географічного та екологічного ареалу (правило зональної зміни стацій Бей-Бієнка). Для

видів, які в таблиці 33 позначені зірочкою, результати обробки наших даних не збігаються з літературними відомостями. Це пов'язано з браком матеріалу по ряду видів, зібраних у невеликій кількості екземплярів. Віднесення до групи пратантів для них, цілком ймовірно, буде переглянуто в наступних працях.

Група пратантів більше ніж удвічі поступається за видовим багатством сільвантам і степантам, включаючи 14 видів (майже 12 % аранеофауни) з 7 родин. Найбільше видове багатство у даній групі характерне для родин Gnaphosidae, Linyphiidae, Theridiidae. Рівні частки у видовому списку пратантів таких різних за гігропреферендами родин як Linyphiidae і Gnaphosidae відбивають як розмаїтість екологічних можливостей, надаваних тваринам луговим типом місцеперебувань, так і збірний і неоднозначний характер самої групи.

Таблиця 33

**Таксономічна структура лугових видів павуків (пратантів)**  
(у % наведено частку родини від загального видового багатства екологічної групи)

Родина	Рід	Вид
Theridiidae (21,4 %)	<i>Enoplognatha</i> Pavesi, 1880	<i>Enoplognatha thoracica</i>
	<i>Euryopsis</i> Menge, 1868	<i>Euryopsis flavomaculata</i>
	<i>Robertus</i> O. Pickard-Cambridge, 1879	<i>Robertus lividus</i>
Linyphiidae (21,4 %)	<i>Walckenaeria</i> Blackwall, 1833	<i>Walckenaeria furcillata</i>
	<i>Centromerus</i> F. Dahl, 1886	<i>Centromerus sylvaticus</i> *
	<i>Megalephyphantes</i> Wunderlich, 1991	<i>Megalephyphantes pseudocollinus</i>
Tetragnathidae (7,1 %)	<i>Pachygnatha</i> Sundevall, 1823	<i>Pachygnatha listeri</i> *
Lycosidae (14,3 %)	<i>Alopecosa</i> Simon, 1885	<i>Alopecosa pulverulenta</i>
	<i>Pirata</i> Sundevall, 1832	<i>Pirata hygrophilus</i> *
Liocranidae (7,1 %)	<i>Agroeca</i> Westring, 1861	<i>Agroeca</i> sp., juv
Corinnidae (7,1 %)	<i>Phrurolithus</i> C.L. Koch, 1839	<i>Phrurolithus festivus</i> *
		<i>Phrurolithus</i> sp., juv
Gnaphosidae (21,4)	<i>Drassyllus</i> Chamberlin, 1922	<i>Drassyllus pusillus</i>
	<i>Haplodrassus</i> Chamberlin, 1922	<i>Haplodrassus umbratilis</i> *
	<i>Zelotes</i> Gistel, 1848	<i>Zelotes kukushkini</i> *

Більшість видів, що входять до даної групи, мають значне поширення у всіх природно-кліматичних зонах України, як, наприклад, *Drassyllus pusillus*. Ці нічні мисливці часто трапляються у лісі під сухим листям та під камінням (Ажеганова, 1968). Однак спектр біотопів, де, хоча б одинично, був знайдений цей вид, надзвичайно широкий: від териконників вугільних шахт (Прокопенко, 1999 а) до торф'яних боліт (Литва, Фінляндія) (Relys et al., 2002). За даними О. В. Пономарьова (2005), цей вид здатний проникати у лісові угруповання, а також у псамофільні комплекси. У Карпатах відмічений у садах (Леготай, 1980 а). У лісовій зоні населяє лісові ценози: змішаний ліс (Евтушенко, 1991 а); березовий ліс (Евтушенко, 1993 б). У лісостеповій і степовій зонах список біотопів розширюється (можливо, це пов'язано не з розширенням екологічної валідності виду, а із кращою вивченістю території): дубовий ліс (Полчанинова, 2003 а); байрачний ліс (Полчанинова, 2005 б); лісосууги, луг, орні землі (Кириленко, Леготай, 1981); остепнені схили балок (Полчанинова, 2005 б); підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: нагірна діброва, заплашний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); тополеві переліски (Полчанинова, 2003 б); луг (Полчанинова, 2003 б, 2006); байрачний

ліс, штучні лісонасадження, заплавна галофільна діброва, піщаний берег ріки, засолений луг, пасовище, орні землі; підзона типчаково-ковилових степів: луг (Полчанинова, 1997). Вид знайдений у лісо-лугових угрупованнях (галофільна діброва на заплавних лісо-лугових ґрунтах у заплаві р. Оріль).

За своїми екологічними властивостями *Haplodrassus umbratilis*, повсюдно поширений на території України, дуже близький до групи пратантів-сильвантів. Він часто трапляється у лісових угрупованнях, таких як сосники (Евтушенко, 1993 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007), змішаний ліс (Евтушенко, 1993 б), листяний ліс (Евтушенко, 1991 а), заплавний дубовий ліс, нагірна діброва, лісові галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007), байрачні діброви (дані Н. Ю. Полчанинової). У Ростовській області частіше трапляється також у лісах (Пономарев, 2005). У степовій зоні України може бути також зустрінутий у лугових, болотних і маргінальних лісових місцезабудуваннях (переліски, галофільні діброви, чорнокленові діброви, лісосмуги) (Кириленко, Леготай, 1981; Полчанинова, 1988, 1997; Polchaninova, Prokopenko, 2007), відмічений навіть у типчаково-ковиловому степу (Гурьянова, Хоменко, 1991). У зазначених маргінальних лісових ценозах у тому або іншому ступені проявляє себе луговий процес, що в остаточному підсумку дозволяє віднести *Haplodrassus umbratilis* до пратантів. Вид знайдений у лісо-лугових угрупованнях (галофільна діброва на заплавних лісо-лугових ґрунтах у заплаві р. Оріль).

Поширення *Zelotes kukushkini* в Україні у цей час уточнюється. Він зареєстрований у Полтавській, Харківській, Луганській, Дніпропетровській, Донецькій, Херсонській областях та у Криму (Астахова, 1974; Овчаренко, 1982 – як *Z. apricorum*; Полчанинова, 1988 – як *Z. s.*; 1990 в – як *Z. subterraneus*; 1995 б – як *Z. s.*; 1997 – як *Z. s.*; 2003 б – як *Z. s.*; 2005 а – як *Z. s.*; 2006 – як *Z. s.*; Таланов, Назаренко, 1989 – як *Z. s.*; Гурьянова, Хоменко, 1991 – як *Z. s.*; Михайлов, 1999, 2000; Прокопенко, 1999 а – як *Z. s.*; 2000 в – як *Z. s.*; 2001 а – як *Z. s.*; 2001 (2002) – як *Z. s.*; 2006; Ковблюк, 2001 – як *Z. s.*; 2003 а – як *Z. s.*; 2006 а – як *Z. sp.*; 2006б; Polchaninova, Prokopenko, 2007; Полчанинова, Прокопенко, 2007).

Вид віддає перевагу луговим і болотним угрупованням, реєструється на узліссях лісів, а також у лісах, які мають острівний характер. Лісостепова зона: галявини у дубовому лісі (Полчанинова, 2005 а); степова зона, підзона різнотравно-типчаково-ковилових степів: сосновий, заплавний дубовий ліс (Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); змішаний, ліс, узлісся, тополеві переліски (Полчанинова, 2003 б); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в); нагірна діброва, галявини, березо-осикові переліски, заплавний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); лісосмуги, заплавний луг (Полчанинова, 2006); штучні ліси (Прокопенко, 2006); прибережна рослинність (Polchaninova, Prokopenko, 2007); різнотравний степ (Полчанинова, 2006); псамофітний степ (Polchaninova, Prokopenko, 2007); териконники (Прокопенко, 1999 а); підзона типчаково-ковилових степів: переліски, очеретяне болото, луг, солончак (Полчанинова, 1997); типчаково-ковиловий степ (Гурьянова, Хоменко, 1991; Полчанинова, 1995 б); псамофітний степ (Полчанинова, 1997). Вид знайдений у лісо-лугових угрупованнях (тальвег байраків, галофільна діброва на заплавних лісо-лугових ґрунтах у заплаві р. Оріль).

Поширення *Walckenaeria furcillata* в Україні характеризується диз'юнкцією, пов'язаною, скоріше за все, з недостатньою вивченістю ряду регіонів: Закарпатська, Івано-Франківська, Хмельницька, Луганська, Дніпропетровська, Донецька області (Леготай, 1959 – *Tigellinus furcillatus*; 1989; Полчанинова, 1990 в – *T. f.*; Esjunin et al., 1993; Renev et al., 1994; Прокопенко, 2000 б, 2001 а, 2001 (2002); Гурьянова, 2003; Прокопенко, Чумак, 2006 (2007); Polchaninova, Prokopenko, 2007).

Вид віддає перевагу лучно-лісовим (тальвеги байраків) і болотно-луговим лісовим (притерасна заплава степових рік) стаціям. Характерний для дубових лісів Східно-Європейської рівнини (Penev et al., 1994). Лісова зона: листяний ліс, лісорозплідники (Гурьянова, 2003); підзона різнотравно-типчаково-ковилових степів: сосновий ліс, галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); заплавної дубовий ліс (Esjunin et al., 1993; Penev et al., 1994); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в). Трапляється також на заплавних лугах. Вид знайдений у лісо-лугових угрупованнях (тальвег байраків, галофільна діброва на заплавних лісо-лугових ґрунтах у заплаві р. Оріль).

До ареалу поширення *Centromerus sylvaticus* входять такі регіони України: Карпати, Львівська, Волинська, Хмельницька, Вінницька, Черкаська, Чернігівська, Київська, Сумська, Харківська, Луганська, Дніпропетровська, Донецька, Херсонська, Одеська області та Крим (Леготай, 1973 – *C. sylvaticus* – sic!; 1989 – *C. sylvaticus* – sic!; Брагіна, 1984; Таланов, Назаренко, 1989; Полчанинова, 1990 б, 1990 в – *C. sylvaticus* – sic!; 1997, 2003 а, 2004, 2006; Гнелица, 1997, 1998 а, б, в – *C. sylvaticus* – sic!; 1998м – *C. sylvaticus* – sic!; 2000 б, в; Евтушенко, 1991 а, 1993 а, б; Esjunin et al., 1993 – *C. sylvaticus* – sic!; Penev et al., 1994; Микитюк, 1998; Царик, Гирна, 2000 – *C. sylvaticus* – sic!; Прокопенко, 1999 а, 2001 а, 2001 (2002), 2006; Гурьянова, 2003; Ковблюк, 2001, 2003 а; Галкин, Прокопенко, 2004; Гірна, 2006 а, б; Прокопенко, Чумак, 2006 (2007); Polchaninova, Prokopenko, 2007; Чумак, Прокопенко, Тимочко, 2007; Кунах та ін., 2008).

Вид численний у дібровах у межах лісової зони Південно-Східної Європи. Часто проникає у лісостеп через її центральні регіони (Klimes, Spicakova, 1984; Weiss, Andrei, 1989; Penev et al., 1994). Досить звичайний у широколистяних лісах, залісених заплавах рік, на заплавних лугах (Пономарев, 2005). Віддає перевагу потужному шару досить вологої підстилки, тому часто трапляється також у подібних умовах: річкових наносах, що перегнивають, приґрунтовому шарі рослинних залишків (Тыщенко, 1971; Гнелица, 1997). Карпати: лісові біотопи (підстилка, травостій) (Леготай, 1973). Лісова зона: ясеневі діброва, підстилка (Гірна, 2006 а); сосновий, змішаний ліс (Евтушенко, 1991 а, 1993 б; Гнелица, 2000 б); листяний ліс (Евтушенко, 1991 а); дубовий ліс, осичняки (Гнелица, 2000 б). Лісостепова зона: листяний ліс, лісорозплідники (Гурьянова, 2003); змішаний ліс (Гнелица, 1997, 1998 а, в); дубовий ліс (Гнелица, 1997, 1998 а, в; Полчанинова, 2003 а); болота (Гнелица, 1998 а); прибережна рослинність (Гнелица, 1997, 1998 в); луг, стоги сіна на заплавному лузі (Гнелица, 1997, 1998 а, в); луговий степ (Полчанинова, 1990 б, 2004); лугова рослинність біля будинку (Гнелица, 1998 в). У степовій зоні характерний для відкритих просторів у луговому степу та лісосузі і байрачних лісів у різнотравно-типчаково-ковиловому степу (Полчанинова, 1990 б); сосновий ліс, березо-осикові переліски, галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (Полчанинова, 1990 в); штучні ліси (Прокопенко, 2006); прибережна рослинність (Polchaninova, Prokopenko, 2007); різнотравний степ (Полчанинова, 2006). У підзоні типчаково-ковилових степів займає найбільше мезофітні або гігрофітні біотопи: дубові та березові переліски, очеретяне болото, луг (Полчанинова, 1997).

*Megalepthyphantes pseudocollinus* Saaristo, 1997 не відмічений у найпівденніших регіонах материкової України та у Криму, поширений у Закарпатській, Чернівецькій, Хмельницькій, Черкаській, Чернігівській, Київській, Сумській, Харківській, Луганській, Дніпропетровській та Донецькій областях (Rosca, 1936b – як *Lepthyphantes collinus*; Спасский, 1914 – як *L. c.*; Харитонов, 1932 – як *L. c.*; Леготай, 1989 – як *L. c.*; Евтушенко, 1993 б – як *L. c.*; Esjunin et al., 1993 – як *L. c.*; Полчанинова, 1990 в – як *L. nebulosus.*; 1995 – як *L. c.*; 2003 а – як *L. c.*; Гнелица, 1997 – як *L. c.*; 1998 а – як *L. c.*; 1998 в – як *L. c.*; 2000 в – як *L. c.*; 2001б – як *L. c.*; Прокопенко, 1998 – як *L. c.*; 1999 а – як *L. c.*; 2001 а, 2001 (2002); Polchaninova, Prokopenko, 2007; Кунах і др., 2008).

Тракується як типово лісовий вид (Гнелица, 1997): березовий ліс (Евтушенко, 1993 б), змішаний, дубовий ліс (Гнелица, 1997, 1998 а, в; Полчанинова, 2003 а), заплашний ліс, нагірна діброва (Polchaninova, Prokopenko, 2007), байрачна діброва. Крім лісових масивів знайдений у підвалах (Гнелица, 1998 а, в). Ми знайшли вид у пристінній діброві та в лісових і лучних ценозах центральної та притерасної заплави р. Самара. Визначення цього виду як пратанта надалі, можливо, буде відкоректовано.

Луговим біогеоценозам, які формуються на ґрунтах більш важкого механічного складу, віддає перевагу *Phrurolithus festivus*, який значно поширений в Україні. Однак вид може бути зустрінутий у лучно-лісових біотопах центральної заплави степових рік. Характерний для дубових лісів Східно-Європейської рівнини (Penev et al., 1994). Іноді тракується як термо- і ксерофільний вид (Esjunin et al., 1994).

У лісовій зоні відмічений у лісових ценозах: змішаний, листяний ліс (Евтушенко, 1993 б). У лісостеповій зоні даних про біотопічний розподіл виду значно більше: дубовий ліс (Полчанинова, 2003 а); лісорозплідники (Гурьянова, 2003); прибережна рослинність (Гнелица, 1990). У степовій зоні тракувався як гілобіонт (Полчанинова, 1996), хоча може бути зустрінутий у відкритих трав'янистих ценозах. Зареєстрований в таких місцеперебуваннях: сосновий, заплашний ліс, нагірна діброва, березо-осикові переліски, галявини, прибережна рослинність (Polchaninova, Prokopenko, 2007); заплашний луг (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); териконники (Прокопенко, 1999 а); переліски, очеретяне болото (Полчанинова, 1997). Ми знайшли вид у центральній заплаві р. Самара.

Широкий діапазон місцеперебувань із переважанням лугових і лісових стацій займає *Alopecosa pulverulenta*, відомий практично повсюдно в Україні. Цей павук-вовк може бути виявлений, крім того, у болотистих місцеперебуваннях та у степу. За літературними даними, вид можна зустріти під пологом лісу та на узліссях (Тыщенко, 1971), у лісовій підстилці (Положенцев, Акимцева, 1980). Лісова зона: сосновий, змішаний ліс, вологі місця (Евтушенко, 1991 а). Лісостепова зона: дубовий ліс (Полчанинова, 2003 а); узлісся (Полчанинова, 2005 б; Гурьянова, 2003); лісові лісорозплідники (Гурьянова, 2003); байрачний ліс, лісосмуги, орні землі (Кириленко, Леготай, 1981); сухий луг (Гнелица, 1990); луговий степ (Полчанинова, 1990 б). У полино-типчаково-ковилловому степу трапляється вкрай рідко та більш характерний для лугового степу (Полчанинова, 1990 б). У підзоні різнотравно-типчаково-ковиллових степів відмічений у сосниках, заплашних лісах, нагірній діброві, на галявинах, заплавному та піщаному лузі (Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); у тополевих перелісках (Полчанинова, 2003 б); у байрачній діброві (дані Н. Ю. Полчанинової); штучних лісах (Прокопенко, 2006); у лісосмугах, на прибережній рослинності, на лузі, у різнотравному (Полчанинова, 2006), псамофітному (Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007) і петрофітному степу (Полчанинова, 1998 а); на крейдових оголеннях (Полчанинова, 2006); териконниках вугільних шахт (Прокопенко, 1995в, 1999 а). У підзоні типчаково-ковиллових степів спектр біотопів також широкий: переліски (Полчанинова, 1988, 1997); парк (Полчанинова, 1995 б); очеретяне болото, луг, солончак (Полчанинова, 1997); типчаково-ковилловий степ (Полчанинова, 1995 б). У нашому матеріалі вид знайдений у заплашній галофільній діброві, на вологому заболоченому лузі, у байрачних лісах, степових ділянках, заростях чагарнику в степу.

Поблизу струмків, що протікають у тальвегах байраків, часто можна зустріти гігрофільного павука-вовка *Pirata hygrophilus*. Поширення виду охоплює значну територію від Карпат до Миколаївської області. Вид відзначався на торф'яних мохах (Тыщенко, 1971). Характерний для навколводних біотопів Лівобережної України

(Полчанинова, 1984 б). У лісовій зоні вид може зустрічатися в сосниках, на лугах (Евтушенко, 1993 б); у змішаному, листяному лісі, у зволжених місцеперебуваннях (Евтушенко, 1991 а). Лісостепова зона: дубовий ліс (Полчанинова, 2003 а); галявини, просіки (Гурьянова, 2003); заплашний луг, болота (Гнелица, 1990 б). Степова зона, підзона різнотравно-типчаково-ковилових степів: штучні ліси (Прокопенко, 2006); сосновий, заплашний ліс, галявини, заплашний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); рослинність на березі моря (Полчанинова, 1998 а); степова балка (Грезе, 1909); берег водойми (Polchaninova, Prokopenko, 2007); підзона типчаково-ковилових степів: очеретяне болото (Полчанинова, 1997). Ми знайшли вид у заплашних біотопах р. Самара, у тальвегах степових балок та в байрачних дібровах.

У лугових ценозах середнього та високого зволоження, а також в угрупованнях навколводної і болотної рослинності можна зустріти значно поширений в Україні *Pachygnatha listeri*. Крім того, він характерний для дубових лісів Східно-Європейської рівнини (Penev et al., 1994). У Середній Європі найчастіше трапляється у тінистих вологих лісах (Heimer, Nentwig, 1991). Цей колопряд живе у трав'яному ярусі (Положенцев, Акимцева, 1980; Гірна, 2006 а) і на поверхні ґрунту (Евтушенко, 1991 в), де плете невелику сітку. Лісова зона: березовий ліс (Евтушенко, 1993 б); сосновий, змішаний, листяний ліс, вологі місця (Евтушенко, 1991 а); ясеневі діброва (Гірна, 2006 а); Лісостепова зона: дубовий ліс (Полчанинова, 2003 а); листяний ліс, узлісся, лісорозплідники, сирі камені, щебінь (Гурьянова, 2003); степова зона, підзона різнотравно-типчаково-ковилових степів: сосновий ліс (Polchaninova, Prokopenko, 2007); заплашний дубовий ліс (Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); березо-осикові переліски, прибережна рослинність, лісові узлісся, заплашний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007). Ми знайшли вид у притерасній та прируслової частині заплави р. Самара.

*Enoplognatha thoracica* в умовах Дніпропетровської області віддає перевагу тальвегам байраків, переліскам та заплашним галофільним дібровам. Дані про поширення виду явно не повні: Закарпатська, Волинська, Хмельницька, Чернігівська, Київська, Луганська, Дніпропетровська, Донецька, Херсонська області та Крим (Леготай, 1959; 1989; Гурьянова, Хоменко, 1991; Евтушенко, 1991 а, 1993 а; Полчанинова, 1988, 1993 а, 1995 б, 1997, 2006; Прокопенко, 2001 а, 2001 (2002), 2003 в, 2006; Гурьянова, 2003; Ковблюк, 2003 а; Прокопенко, Чумак, 2006 (2007); Polchaninova, Prokopenko, 2007). Це герпетобіонт, який у підстилці або під камінням будує маленьку безформну сітку. У лісовій зоні заселяє ксерофітні місцеперебування: сухі оголення, камені, щебінь (Гурьянова, 2003), сосники (Евтушенко, 1991 а). У Степу має високу екологічну пластичність і значно поширений по всій зоні (Полчанинова, 1997). Підзона різнотравно-типчаково-ковилових степів: сосновий, заплашний ліс, нагірна діброва (Polchaninova, Prokopenko, 2007); грудова діброва (дані Н. Ю. Полчанинової); лісосмуги (Полчанинова, 1984 а, 2006); різнотравний степ, крейдові оголення (Полчанинова, 2006); підзона типчаково-ковилових степів: переліски (Полчанинова, 1988, 1997); очеретяне болото, луг, солончак (Полчанинова, 1997); типчаково-ковиловий степ (Гурьянова, Хоменко, 1991; Полчанинова, 1995 б); псамофітний степ (Полчанинова, 1997).

Заплавні лучно-лісові угруповання займає *Euryopsis flavomaculata*, поширений у Хмельницькій, Житомирській, Чернігівській, Київській, Харківській, Дніпропетровській, Донецькій, Херсонській областях та у Криму (Гурьянова, 1989, 2003; Гурьянова, Хоменко, 1991; Евтушенко, 1991 а, 1992 – *Euriopsis f. – sic!*; Ковблюк, 2001, 2003 а; Полчанинова, 2003 а; Polchaninova, Prokopenko, 2007).

Вид трактується як термо- і/або ксерофільний (Esjunin, Penev, Golovatch, 1994). У лісовій зоні живе на узліссях (Гурьянова, 2003); у листяних лісах (Евтушенко, 1991 а). Лісостепова зона: дубовий ліс (Полчанинова, 2003 а). Степова зона, підзона



різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий, заплавної ліс, галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); підзона типчакково-ковилових степів: типчакково-ковиловий степ (Гурьянова, Хоменко, 1991). У нашому матеріалі пійманий у заплавної галофільній діброві р. Оріль і центральній заплаві р. Самара.

Отже, для пратантів властиве, за деякими винятками, значне поширення на території України, що наближає їх до сильвантів та пратантів-сильвантів. Поряд з гігро- і мезофільними видами, які населяють лісові, лугові та навколоводні угруповання, ряд представників здатні проникати у ксерофітні ценози та трапляються у псамофітних і петрофітних степах, оголеннях порід тощо.

### 7.1.5. Палюданти

Ця невелика група включає 12 видів (близько 10 % аранеофауни), які належать до 5 родин. Найбагатшими у видовому відношенні серед палюдантів є павуки-вовки Lycosidae і представники Gnaphosidae (табл. 34).

Таблиця 34

**Таксономічна структура болотних видів павуків (палюдантів)**  
(у % наведено частку родини від загального видового багатства екологічної групи)

Родина	Рід	Вид
Lycosidae (41,7 %)	<i>Arctosa</i> C.L. Koch, 1847	<i>Arctosa leopardus</i>
	<i>Pardosa</i> C.L. Koch, 1847	<i>Pardosa paludicola</i>
		<i>Pardosa prativaga</i>
		<i>Pardosa agrestis</i>
	<i>Trochosa</i> C.L. Koch, 1847	<i>Trochosa ruricola</i>
Titanoecidae (8,3 %)	<i>Titanoeca</i> Thorell, 1869	<i>Titanoeca schineri</i> *
Gnaphosidae (25,0 %)	<i>Drassodes</i> Westring, 1851	<i>Drassodes pubescens</i>
	<i>Drassyllus</i> Chamberlin, 1922	<i>Drassyllus villicus</i>
		<i>Drassyllus lutetianus</i>
	<i>Zelotes</i> Gistel, 1848	<i>Zelotes caucasicus</i> *
Thomisidae (8,3 %)	<i>Ozyptila</i> Simon, 1864	<i>Ozyptila trux</i>
Salticidae (8,3 %)	<i>Talavera</i> Peckham et Peckham, 1909	<i>Talavera aequipes</i> *

\* – умовно віднесені до болотних видів у межах даного дослідження.

Це мисливці, які не будують ловчих сіток, перші – як з нічною, так і з денною активністю, другі – переважно активні вночі. Решта родин павуків представлена одиничними видами.

Деякі види, віднесені нами до палюдантів, були відмічені в одиничних екземплярах, що дозволяє висловити сумнів у правомірності такої характеристики (в табл. 34 відмічені зірочкою). Для демонстрації різноманітності місцеперебувань і складності визначення екологічного стандарту цілого ряду видів павуків нижче ми наводимо літературні дані про їх знахідки у різних регіонах України.

Ядро комплексу болотних видів становлять павуки-вовки, серед яких особливо численні представники роду *Pardosa* – *P. prativaga* і *P. paludicola*.

Фотофільний гігробіонт *P. prativaga*, поширений в Україні повсюдно, віддає перевагу лугам підвищеного зволоження (Тыщенко, 1971; Гнелица, 1989; Евтушенко, 1991 в; Пономарев, 2005), навколоводним (Гнелица, 1989; Полчанинова, Астахова,

1984; Полчанинова, 1984б; Зюзин, 1985) і заболоченим біогеоценозам (Зюзин, 1985; Евтушенко, 1991 в). Мешкає на водяних рослинах і на поверхні води (Тыщенко, 1971).

Лісова зона: листяний ліс, вологі місця (Евтушенко, 1991 а); луг (Евтушенко, 1993 б); вирубка, підстилка (Гірна, 2006 а). Лісостепова зона: прибережна рослинність (Полчанинова, Астахова, 1984); заплавний луг (Гнелица, 1990 б); луговий степ (Полчанинова, 1987, 1990 б, 2004). Вид характерний для лугових і різнотравно-типчакково-ковиливих степів та інтразональних біотопів у підзоні південних степів (Полчанинова, 1990 б). Підзона різнотравно-типчакково-ковиливих степів: заплавний ліс (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); лісосмуги (Полчанинова, 2006); штучні ліси (Прокопенко, 2006); прибережна рослинність (Зюзин, 1978, 1985; Полчанинова, 1990 в; Polchaninova, Prokopenko, 2007); галявини, заплавний луг (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); підзона типчакково-ковиливих степів: парк (Полчанинова, 1995 б); переліски, очеретяне болото (Полчанинова, 1997). Масовий в агроценозах (Московська обл.) (Сейфуліна, Чернышов, 2001), відмічений на пасовищах (Федоряк, Руденко, Евтушенко, 2008). Нами знайдений у заплавних галофільних дібровах, переліску, заплавних заболочених лугах.

*P. paludicola* відмічений від Закарпаття до південного сходу України (Донецька та Луганська області). Звичайний в угрупованнях навколоводної, болотної та лугової рослинності (Кургужанович et al., 1998; Пономарев, 2005). Трапляється по берегах стоячих водойм і на солончаках (Ажеганова, 1968). Відзначався у лісовій підстилці (Закарпатська обл.) (Положенцев, Акимцева, 1980).

Список займаних видом біотопів виглядає у так. Лісова зона: луг (Евтушенко, 1993 б); вологі місця (Евтушенко, 1991 а); лісорозплідники (Гурьянова, 2003). Лісостепова зона: орні землі (Кириленко, Леготай, 1981). Степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковиливих степів: заплавний ліс, галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); прибережна рослинність (Зюзин, 1976, 1985; Polchaninova, Prokopenko, 2007); заплавний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); заплавна галофільна діброва. Знахідка у такому екстремальному за умовами зволоження місцеперебуванні, як териконник вугільної шахти, може бути пояснений тим, що у безпосередній близькості до нього розташувалось невелике заросле очеретом водоймище (Прокопенко, 1999 а). Нами знайдений у заплавній галофільній діброві та на заплавних заболочених лугах.

Часто у болотних стаціях може бути зустрінутий павук-вовк *Trochosa ruricola*. Його характеризує значне поширення в Україні. Цей вид населяє значний діапазон біотопів з перевагою вологих і відкритих, добре освітлених місцеперебувань. У Карпатах знайдений на пасовищі (Федоряк, Руденко, Евтушенко, 2008), сухих світлих ділянках (Бублик, 1981). Лісова зона: березовий ліс (Евтушенко, 1991 а); листяний ліс, вологі місця (Евтушенко, 1993 б). Лісостепова зона: дубовий ліс (Полчанинова, 2003 а); прибережна рослинність (Гнелица, 1990 б); луговий степ (Гнелица, 1990 б); луг, орні землі (Кириленко, Леготай, 1981); навколоводні біогеоценози (Полчанинова, Астахова, 1984). Степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковиливих степів: сосновий ліс, галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (дані Н. Ю. Полчанинової); лісосмуги (Полчанинова, 2006); штучні ліси (Прокопенко, 2006); міські парки (Прокопенко, 2000 б); берег водойми, заплавний луг; прибережна рослинність (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); різнотравний степ (Полчанинова, 1998 а, 2006); псамофітний степ (Полчанинова, 2003 б). Степова зона, підзона типчакково-ковиливих степів: переліски (Полчанинова, 1998 а, 1997); галявини в парку (Гурьянова, Хоменко, 1991; Полчанинова, 1995 б); зарості грецького горіха (власні дані); луг (Полчанинова, 1997); очеретяне болото, солончак (Полчанинова, 1997); береги солоних озер (Полчанинова, 1988). У нашому матеріалі вид представлений екземплярами, зібраними в заплавних галофільних дібровах, на узліссях, заплавному лузі, байрачних дібровах.

Політопним видом є павук-вовк *Pardosa agrestis*. Це світло- і теплолюбний вид. Але може бути зустрінутий у діапазоні умов від болотних до степових і техногенних біогеоценозів, численний в агроценозах (Зюзин, 1985; Сейфуліна, Чернышов, 1999; Samu, Szinetar, 2002; Полчанинова, 1996). У Карпатах знайдений винятково у відкритих місцях перебування, часто перезволожений: кам'янисті розсипи по берегах рік (с. Долишний Шепіт) (Рибак, Федоряк, 2001; Евтушенко, Федоряк, 2003; Fedoryak, Evtushenko, 2004); поля конюшини першого року вегетації, пшеничні поля, поля капусти, виноградники (Леготай, 1980); пасовище (Федоряк, Руденко, Евтушенко, 2008). Лісова зона: вологі місця (Евтушенко, 1991 а, 1993 б). У лісостеповій зоні трапляється у лісових масивах, також у відкритих ценозах: лісорозплідники, степ (Гурьянова, 2003), байрачне узлісся, лісосмуги (Кириленко, Леготай, 1981); остепнені схили балок, орні землі (Кириленко, Леготай, 1981; Кириленко, 1984; Полчанинова, 2005 а). Трапляється в лугових і різнотравно-типчакково-ковиливих степах, у підзоні південних степів – інтразональні біотопи (Полчанинова, 1990 б). Степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковиливих степів: галявини (Polchaninova, Prokopenko, 2007); лісосмуги (Полчанинова, 2006); байрачний ліс (дані Н. Ю. Полчанинової); штучні ліси (Прокопенко, 2006); прибережна рослинність (Полчанинова, 2003 б); заплавний луг (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2007); степова балка (Грезе, 1909; Полчанинова, 2006); різнотравний степ (Полчанинова, 2006; Прокопенко, 2000 в); псамофітний степ (Прокопенко, 2000а); крейдові оголення (Полчанинова, 2006); «відкриті місця», агроценоз (Зюзин, 1985); орні землі (Полчанинова, 1990 в); будинки (Polchaninova, Prokopenko, 2007); териконники (Прокопенко, 1995в, 1997 а, 1999 а); підзона типчакково-ковиливих степів: парк (Pereleshina, 1927; Полчанинова, 1995 б); переліски (Полчанинова, 1997); галявини (Гурьянова, Хоменко, 1991); луг, солончак (Полчанинова, 1997); типчакково-ковиливий степ (Pereleshina, 1927; Гурьянова, Хоменко, 1991); згорілий ліс (Дели, 2009); зарості грецького горіха. У Молдові – луговий епігеобіонт. Живе на лугах, полях і в лісах. Відмічений на городніх культурах (Карпенко, Леготай, 1980). Нами знайдений на заплавних заболочених лугах, у байрачних дібровах, на степових ділянках.

Луговим та болотним стадіям віддає перевагу *Arctosa leopardus*, дуже поширений в Україні. Живе по берегах водойм на піску, у детриті (Тыщенко, 1971). У Карпатах знайдений на кам'янистих розсипах по берегах рік (Рибак, Федоряк, 2001). Лісова зона: листяний ліс (Евтушенко, 1991 а); луг (Евтушенко, 1993 б); У Лісостепу крім берегів водойм знайдений в агроценозах (Кириленко, Леготай, 1981). Степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковиливих степів: прибережна рослинність (Полчанинова, 1990 в; Fomichev, 2007; Polchaninova, Prokopenko, 2007); заплавний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); очеретяне болото, річкові наноси, заплавний, засолений, вологий луг, солончак; підзона типчакково-ковиливих степів: переліски (Полчанинова, 1988, 1997); солоне болото (Fomichev, 2007); очеретяне болото, солончак (Полчанинова, 1997). У Молдові відмічений по берегах рік і на городніх культурах (Карпенко, Леготай, 1980). Нами знайдений на заплавних заболочених лугах.

Наступною за значущістю родиною павуків-палюдантів є Gnaphosidae, серед яких численні є *Drassylus lutetianus* і *D. villicus*. Підлегле значення в цій екологічній групі мають Salticidae (*Talavera aequipes*), Thomisidae (*Ozyptila trux*) і Titanoecidae (*Titanoeca schineri*).

*Drassylus lutetianus* не відомий у Карпатах і Криму. Поширення: Житомирська, Чернігівська, Київська, Черкаська, Харківська, Дніпропетровська, Донецька, Херсонська області (Пичка, 1974 – *Zelotes l.*; Овчаренко, 1982 – *Z. l.*; Гурьянова, 1989 – *Z. l.*; Евтушенко, 1991 а – *Z. l.*, 1991б – *Z. l.*, 1991г – *Z. l.*, 1993 б; Рудникова, Ярошенко, 1994; Прокопенко, 2001 (2002); Polchaninova, Prokopenko, 2007). У лісовій зоні заселяє зволожені місцях перебування (Евтушенко, 1991 а). У підзоні різнотравно-типчакково-ковиливих степів відмічений у заплаві р. Сіверський Донець: заплавний ліс, берег ріки, заплавний луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); у підзоні типчакково-ковиливих степів живе у відкритих трав'янистих

ценозах – на лузі (дані Н. Ю. Полчанинової), у заростях чагарників у степу. Ми знайшли вид на заплавному заболоченому лузі, у байрачному лісі та у галофільній заплавної діброві. Одиначо зареєстрований у заростях степових чагарників.

Ще більш обмежене поширення в Україні має *D. villicus*: Хмельницька, Харківська, Дніпропетровська, Донецька області (Гурьянова, 2003; Polchaninova, Prokopenko, 2007). Вид відмічений у комплексі біотопів заплави р. Сіверський Донець: у заплавному лісі, соснику, нагірній діброві, на лісових галявинах, заплавному лузі, прибережній рослинності (Polchaninova, Prokopenko, 2007). Ми знайшли вид на болотистому лузі.

*Zelotes caucasicus* поширений у південно-східних і південних регіонах: Донецькій, Херсонській, Миколаївських областях і в Криму (Thorell, 1875 a; Полчанинова, 1988, 1993 a, 1997, 1998 a; 2001, 2006; Микитюк, 1998; Прокопенко, 2001 (2002), 2003 в; Polchaninova, Prokopenko, 2003; Ковблюк, 2003 а, б). У підзоні різнотравно-типчакково-ковилових степів вид трапляється у найксерофітніших умовах: сосниках, лісосмугах, петрофітному степу; оголеннях порід (Полчанинова, 2006; Polchaninova, Prokopenko, 2003); солончаках. У типчакково-ковилових степах починають проявлятися більше мезофітні преференції: переліски, очеретяні болота, лугова рослинність, піщаний степ (Полчанинова, 1997); берег моря (Полчанинова, 1988). Нами вид знайдений на заболоченому лузі, тому у межах даного дослідження від віднесений до групи палюдантів.

*Talavera aequipes* живе на трав'янистих рослинах і під камінням (Тыщенко, 1971 – *Euophrys a.*). У лісовій зоні трапляється в листяних лісах (Евтушенко, 1991 а) і на лугах (Евтушенко, 1993 б). У лісостепу та степу віддає перевагу відкритим ценозам: прибережна рослинність (дані Н. Ю. Полчанинової); луговий степ (Polchaninova, 2004). Лісові масиви, у яких вид трапляється, мають невелику площу, як, наприклад, лісосмуги (Полчанинова, 1990 б). Ми знайшли вид на болотистому лузі.

Наземний павук-краб *Ozyptila trux* відзначений в Україні від Івано-Франківської до Херсонської області. Характерний для відкритих просторів у луговому степу та лісосмуг і байрачних лісів у різнотравно-типчакково-ковиловому степу (Полчанинова, 1990 б). Лісова зона: листяний ліс (Евтушенко, 1991 а); луг (Евтушенко, 1993 б). Лісостепова зона: лісосмуги (Полчанинова, 1990 б); прибережна рослинність (дані Н. Ю. Полчанинової); луговий степ (Polchaninova, 2004); степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: заплавної ліс, прибережна рослинність, заплавної луг (Polchaninova, Prokopenko, 2007); сухий, засолений луг, піщаний берег ріки, очеретяне болото, різнотравний степ, псамофітний степ, солончак, орні землі (власні дані); Степова зона, підзона типчакково-ковилових степів: берег озера, солончак (дані Н. Ю. Полчанинової). Ми знайшли вид на болотистому лузі.

*Titanoeca schineri* поширений від Київської області до Криму. Оскільки результати наших знахідок виду суперечать наявним літературним даним, наведемо їх у найбільш докладній формі. Вид живе під камінням, у лісовій підстилці (Дунин, 1988). Часто трапляється як у природних ценозах, так і в людських житлах (Миноранский и др., 1977). У невеликій кількості відмічений під карнизми будинків, балконами. У південній зоні європейської частини колишнього СРСР – гемісінантроп. У природних умовах поселяється в різних укриттях на деревах і під камінням (Миноранский и др., 1981).

Лісова зона: сосновий, змішаний, листяний ліс (Евтушенко, 1991 а); березовий ліс (Евтушенко, 1993 б). Лісостепова зона: сосновий ліс, парк, сухий луг, остепнені схили балок (дані Н. Ю. Полчанинової). Степова зона, підзона різнотравно-типчакково-ковилових степів: сосновий ліс (Полчанинова, 2003 б, Polchaninova, Prokopenko, 2007); нагірна діброва (Polchaninova, Prokopenko, 2007); галявини (Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); байрачний ліс (Прокопенко, 1996г); штучні ліси (Прокопенко, 2006); різнотравний степ (Полчанинова, 1990 в, 2006); псамофітний степ (Полчанинова, 2003 б; Polchaninova, Prokopenko, 2007); оголення порід (Полчанинова, Прокопенко, 2003); гранітні

оголення (Полчанинова, 1990 в); териконники (Прокопенко, 1995в, 1999 а); підзона типчакково-ковилових степів: переліски (Полчанинова, 1988, 1997); степ зі штучними лісонасадженнями (Fomichev, 2007); луг, солончак (Полчанинова, 1997); типчакково-ковиловий степ (Гурьянова, Хоменко, 1991; Полчанинова, 1995 б); псамофітний степ (Полчанинова, 1988, 1997); Степова зона, підзона полино-типчаккових степів: будинки (Fomichev, 2007). Ми знайшли вид на болотистому лузі. Цей факт, поряд з тим, що вид не був знайдений у байрачних і заплавних лісах, де проходили наші дослідження, дозволив віднести вид до групи палюдантів. Хоч, як можна переконатися з наведеного списку біотопів, де вид був знайдений (за літературними джерелами), його екологічний стандарт розташовується десь між сільвантами та степантами. Подальші дослідження дадуть можливість уточнити ценотичний статус виду.

Таким чином, група палюдантів найбільш різноманітна за поширенням та біотопічними перевагами видів, які належать до її складу. Віднесення до даної групи ряду видів спірне та, імовірно, зазнає подальшої корекції.

Порівняння часток різних родин у виділених групах показує, що постійно високим видовим багатством характеризуються Gnaphosidae (табл. 35).

Таблиця 35

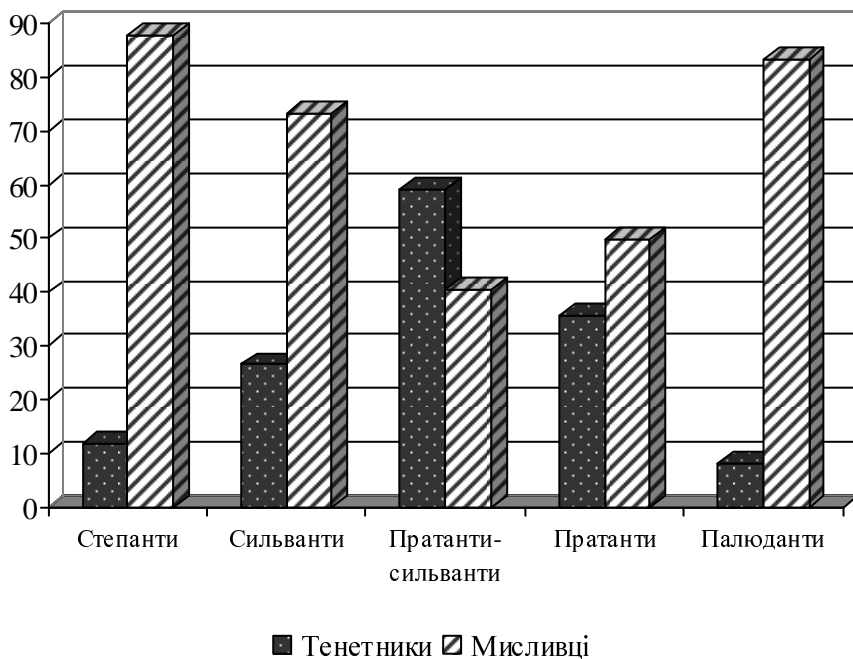
#### Співвідношення видового багатства (%) основних родин павуків за ценоморфами

Родина	Степанти	Сільванти	Пратанти-сільванти	Пратанти	Палюданти	Усього
Atypidae	3,0	–	–	–	–	0,9
Dysderidae	3,0	3,3	–	–	–	1,9
Eresidae	3,0	–	–	–	–	0,9
Theridiidae	3,0	–	–	21,4	–	3,8
Linyphiidae	–	23,3	43,5	7,1	–	16,9
Tetragnathidae	–	–	–	7,1	–	0,9
Lycosidae	12,1	13,3	4,3	14,3	41,7	15,1
Pisauridae	–	3,3	–	–	–	0,9
Zoridae	–	3,3	4,3	–	–	1,9
Agelenidae	–	3,3	–	–	–	0,9
Hahniidae	–	–	8,6	–	–	1,9
Dictynidae	3,0	–	–	–	–	0,9
Titanoecidae	–	–	4,3	–	8,3	0,9
Miturgidae	3,0	–	–	–	–	0,9
Anyphaenidae	–	3,3	–	–	–	0,9
Liocranidae	–	3,3	4,3	7,1	–	1,9
Clubionidae	–	3,3	13,0	–	–	3,8
Corinnidae	–	3,3	–	7,1	–	1,9
Gnaphosidae	36,4	16,7	8,6	21,4	25,0	24,5
Philodromidae	3,0	–	–	–	–	0,9
Thomisidae	24,2	10,0	8,6	–	8,3	12,3
Salticidae	6,1	10,0	–	–	8,3	4,7

Найбагатше вони представлені у групі степантів. Таку ж тенденцію демонструють павуки-краби Thomisidae. Для Linyphiidae визначальним фактором, очевидно, є наявність значного шару підстилки: представники цієї родини переважають у групі сільвантів і сільвантів-пратантів. Павуки-вовки Lycosidae становлять більшу частину

палюдантів, одну з домінуючих – у групі пратантів і сільвантів. Тільки серед степантів відзначені представники *Atypidae*, *Eresidae*, *Philodromidae*, *Miturgidae*, *Dictynidae*. Такі родини як *Anyphaenidae*, *Pisauridae*, *Agelenidae* представлені тільки у групі сільвантів. Найменш своєрідні у таксономічному відношенні палюданти – жодна родина павуків не є для них специфічною.

Цікаво, що частка видів, що плетуть ловчі сітки (тенетники) і полюють без тенет (мисливці) у складі дослідженої аранеофауни змінюється різноспрямовано (рис. 38).



**Рис. 38.** Співвідношення часток видів-тенетників і мисливців серед ценоморф аранеофауни

Оскільки матеріал зібраний за допомогою ґрунтових пасток, то однозначне пояснення подібної картини дати неможливо. Однак можна припустити, що для павуків, які мешкають у біотопах із близькими до лімітуючих значень рівня зволоження (нестача – у степових ценозах, надлишок – у болотних), перевагу мають рухливі, позбавлені ловчих тенет форми (мисливці). У стабільних умовах лісових і лугових ценозів збільшується частка тенетників.

## 7.2. Гігроморфи павуків

Ценотичне оточення формус загальний фон, у межах якого формується угруповання павуків. Характер кругообігу речовин і потоку енергії тісно пов'язаний із типом ценозу. Роль павуків в угрупованнях наземних екосистем дуже велика та визначається тим, що, будучи хижаками-генералістами, вони посідають важливе місце у трофічних ланцюгах. Однак якісна визначеність кругообігу речовин угруповання істотно може змінюватися кількісно залежно від ряду факторів середовища, серед яких дуже важливим є режим вологості едафотопу.

Режим вологості едафотопу знаходить своє відбиття в понятті *гігротоп*. Гігротоп може бути встановлений за допомогою фітоіндикаційних оцінок. Відповідно до типології лісів степової зони О. Л. Бельгарда (1950) можна виділити такі рівні вологості едафотопів: сухі (ксерофільні 0–1, *Ks*), сухуваті (мезоксерофільні 1, *MsKs*), свіжуваті (ксеромезофільні 1–2, *KsMs*), свіжі (мезофільні 2, *Ms*), вологуваті (гігромезофільні 2–3, *HgMs*), вологі (мезогігрофільні 3, *MsHg*), сирі (гігрофільні 4, *Hg*) і мокрі (ультрагігрофільні 5, *UHg*). Для кожного гігротопу характерні свої рослинні асоціації (Бельгард, 1971) і комплекси ґрунтових безхребетних (Жуков та ін., 2007).

Індикаторні змінні можуть бути застосовані для шифру гігротопів (табл. 36). Відносно гігротопів індикаторні змінні є переважно альтернативними, тобто більше нуля має значення тільки одна з можливих змінних. Однак у випадку труднощів точної індикації режиму вологості едафотопу від принципу альтернативності можна відійти. Тоді більше нуля може бути не одна, а декілька з індикаторних змінних.

Таблиця 36

**Індикаторні змінні, що вказують на рівні зволоження едафотопів**

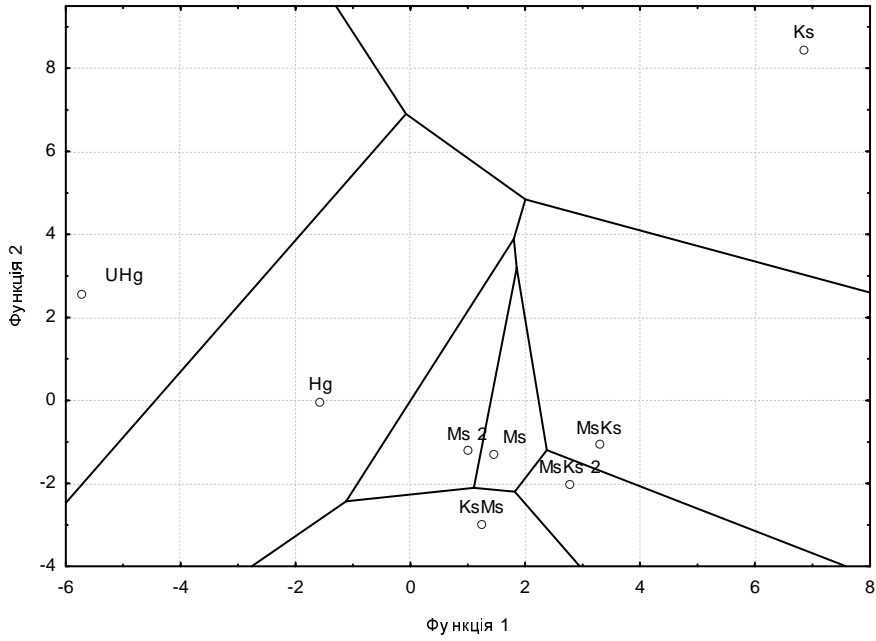
№	Рівні зволоження							
	Ксерофільний <i>Ks</i>	мезоксерофільний <i>MsKs</i>	ксеромезофільний <i>KsMs</i>	мезофільний <i>Ms</i>	гігромезофільний <i>HgMs</i>	мезогігрофільний <i>MsHg</i>	гігрофільний <i>Hg</i>	ультрагігрофільний <i>Uhg</i>
1	0	0	10	0	0	0	0	0
2	0	10	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	10	0
4	0	0	0	0	0	0	0	10
5	0	0	0	0	0	0	10	0

Результати аналізу відповідностей розподілу павуків за біотопами за участю індикаторних змінних можна піддати кластерному аналізу. Для процедури *k-середніх* було задане число кластерів, що дорівнює числу гігротопів – 8. Кожна градація зволоження може бути співвіднесена з певним кластером, за винятком гігротопів *HgMs*, *MsHg* і *Hg*, які виявилися в одному кластері. Крім того, два кластери на даному етапі аналізу не можуть бути співвіднесені з яким-небудь рівнем зволоження.

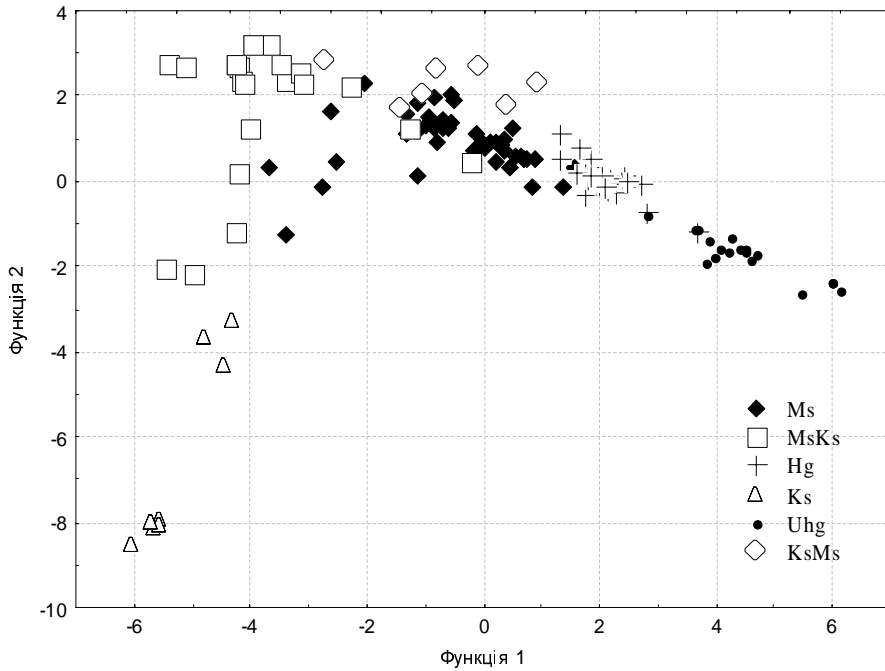
Розташування центроїдів отриманих кластерів зручно розглянути у просторі дискримінантних функцій (рис. 39).

Розташування центроїдів невизначених кластерів стосовно тих, які співвіднесені з рівнями зволоження, дозволяє інтерпретувати їх екологічні властивості. Так, кластер (на рис. 39 позначений як *MsKs* 2) найближчий до групи мезоксерофілів, тому цей кластер варто віднести до цієї ж групи. Аналогічно кластер *Ms* 2 дуже близький до мезофілів, до яких його варто віднести.

Таким чином, стосовно фактора зволоження серед павуків можна виділити такі екологічні групи: ксерофіли, мезоксерофіли, ксеромезофіли, мезофіли, гігрофіли та ультрагігрофіли. Мезофільні стації в екологічному просторі населення павуків мають відносно мале покриття; це свідчить про те, що представники сусідніх екологічних груп активно освоюють мезофільні стації. Ця особливість характерна як для більш ксерофільних, так і для більш гігрофільних форм. Діапазон умов вологості від гігромезофільних до гігрофільних стацій (три градації зволоження) займає одна відносно однорідна екологічна група павуків – гігрофіли (рис. 40).



**Рис. 39.** Екологічні групи павуків, установлені за їх гігропреферендум у просторі перших двох дискримінантних функцій



**Рис. 40.** Екологічний простір гігроморф павуків



### 7.2.1. Ксерофіли

Ксерофільні стації висувають дуже жорсткі вимоги до тварин, що живуть у них, тому групу ксерофільних павуків складає відносно мала кількість видів – 9 (близько 8 % від загальної кількості видів), що належать до 7 родин. Усі ксерофіли належать до ценотичної групи степантів (табл. 37).

Таблиця 37

**Таксономічна структура ксерофільних видів павуків**  
(у % наведено частку родини від загального видового багатства екологічної групи)

Родина	Рід	Вид
Dysderidae (11,1 %)	<i>Harpactea</i>	<i>Harpactea azowensis</i>
Theridiidae (11,1 %)	<i>Steatoda</i>	<i>Steatoda phalerata</i>
Lycosidae (11,1 %)	<i>Alopecosa</i>	<i>Alopecosa accentuata</i>
Miturgidae (11,1 %)	<i>Cheiracanthium</i>	<i>Cheiracanthium erraticum</i>
Gnaphosidae (33,3 %)	<i>Gnaphosa</i>	<i>Gnaphosa licenti</i>
	<i>Haplodrassus</i>	<i>Haplodrassus bohemicus</i>
		<i>Haplodrassus signifer</i>
Thomisidae (11,1 %)	<i>Ozyptila</i>	<i>Ozyptila pullata</i>
Salticidae (11,1 %)	<i>Asianellus</i>	<i>Asianellus festivus</i>

Найбагатшу видами родину групи ксерофілів складають нічні мисливці Gnaphosidae. Решта родин представлена одиничними видами. Облігатно денною активністю характеризуються павуки-стрибунчики Salticidae та, вірогідно, *Ozyptila* (Прокопенко та ін., 2008). Решта активні винятково вночі (Gnaphosidae, Miturgidae, вірогідно, Dysderidae, *Steatoda*), або удень і вночі (*Alopecosa*). Таким чином, для групи у цілому більш характерний нічний період активності, коли відбувається зниження температури та посилюється активність багатьох видів комах – потенційних жертв. Відзначимо малу «наповненість» родин павуків-ксерофілів родами та видами – тільки Gnaphosidae включає більше ніж єдиний рід і вид.

### 7.2.2. Мезоксерофіли

Більш різноманітну (15 видів, 9 родин) порівняно із ксерофілами групу складають мезоксерофіли (табл. 38). Вони становлять понад 16 % від загальної кількості видів. Ядро цієї групи формують степанти, тільки один вид (*Microneta viaria*) належить до сільвантів. Мезоксерофільний преферендум свідчить про те, що вид віддає перевагу помірно вологим місцеперебуванням, але здатний існувати в умовах значного дефіциту вологи.

У групі мезоксерофілів, як і серед ксерофілів, переважають Gnaphosidae. Зрівнялися з ними за видовим багатством павуки-краби Thomisidae. Значно розширюють свою представленість порівняно із ксерофільною групою й павуки-вовки Lycosidae. Збільшується число родин, представлених більше ніж одним родом і видом (але більше половини родин залишаються «монотипними»).

Таблиця 38

**Таксономічна структура мезоксерофільних видів павуків**  
(у % наведено частку родини від загального видового багатства екологічної групи)

Родина	Рід	Вид
Atypidae (6,7 % мезоксерофілов)	<i>Atypus</i>	<i>Atypus muralis</i>
Eresidae (6,7 %)	<i>Eresus</i>	<i>Eresus kollari</i>
Linyphiidae (6,7 %)	<i>Microneta</i>	<i>Microneta viaria</i>
Lycosidae (20,0 %)	<i>Alopecosa</i>	<i>Alopecosa taeniopus</i>
		<i>Alopecosa trabalis</i>
	<i>Xerolycosa</i>	<i>Xerolycosa miniata</i>
Dictynidae (6,7 %)	<i>Lathys</i>	<i>Lathys stigmatisata</i>
Gnaphosidae (26,7 %)	<i>Berlandina</i>	<i>Berlandina cinerea</i>
	<i>Drassyllus</i>	<i>Drassyllus pumilus</i>
	<i>Haplodrassus</i>	<i>Haplodrassus kulczynskii</i>
	<i>Zelotes</i>	<i>Zelotes electus</i>
Thomisidae (20,0 %)	<i>Ozyptila</i>	<i>Ozyptila claveata</i>
	<i>Xysticus</i>	<i>Xysticus cristatus</i>
		<i>Xysticus robustus</i>
Salticidae (6,7 %)	<i>Aelurillus</i>	<i>Aelurillus v-insignitus</i>

### 7.2.3. Ксеромезофіли

Таксономічне різноманіття ксеромезофільних павуків порівняно з іншими гігроморфами мінімальне (6 видів із 4 родин). Це група видів, що у цілому віддає перевагу степовим стаціям, але здатна заселяти більш мезофітні місцеперебування. Тому до неї входять лісові (*Clubiona pallidula*) і лучно-лісові види (*Walckenaeria atrotibialis*). Крім того, ксеромезофільні види демонструють здатність проникати в екстремальні з погляду гідротермічного режиму місцеперебування (наприклад, оголення порід).

Основну частину ксеромезофілів, як і двох попередніх груп, становлять Gnaphosidae і Thomisidae (табл. 39). Дві інші родини з цієї екологічної групи включають кожна єдиний вид. Причому, якщо більша частина гнафозид і павуків-крабів може бути віднесена до світло- і теплолюбних форм, то Linyphiidae і Clubionidae тяжіють до набагато більш мезофітних умов, трапляючись переважно у деревних масивах.

Таблиця 39

**Таксономічна структура ксеромезофільних видів павуків**  
(у % наведено частку родини від загального видового багатства екологічної групи)

Родина	Рід	Вид
Linyphiidae (16,7 %)	<i>Walckenaeria</i>	<i>Walckenaeria atrotibialis</i>
Clubionidae (16,7 %)	<i>Clubiona</i>	<i>Clubiona pallidula</i>
Gnaphosidae (33,3 %)	<i>Drassyllus</i>	<i>Drassyllus praeficus</i>
	<i>Micaria</i>	<i>Micaria</i> sp. juv
Thomisidae (33,3 %)	<i>Ozyptila</i>	<i>Ozyptila scabricula</i>
	<i>Xysticus</i>	<i>Xysticus britcheri</i>

Таким чином, ксеромезофіли не є однорідною екологічною групою. Вони мають різні за шириною спектри преференцій умов вологості. Крім того, спектри преференцій часто асиметричні зі зрушенням у більш ксерофільну або мезофільну область.

### 7.2.4. Мезофіли

Мезофільна група павуків – найрізноманітніша у таксономічному відношенні (майже 37 % від загальної кількості видів) – 36 видів з 15 родин. Мезофіли трапляються серед лісових (понад 69 % видів), степових (майже 17 %), лугових (понад 5 %) і лучно-лісових (понад 8 %) видів павуків. Крім того, до мезофілів належить один палюдантний вид (*Pardosa agrestis*).

Домінуючою за чисельністю й досить різноманітною групою серед мезофілів є представники родин Gnaphosidae, Linyphiidae, Thomisidae і Lycosidae (табл. 40). Дев'ять родин (60 %) представлено єдиним видом.

Таблиця 40

**Таксономічна структура мезофільних видів павуків**  
(у % наведено частку родини від загального видового багатства екологічної групи)

Родина	Рід	Вид
1	2	3
Dysderidae (2,8 %)	<i>Harpactea</i>	<i>Harpactea rubicunda</i>
Theridiidae (2,8 %)	<i>Robertus</i>	<i>Robertus lividus</i>
Linyphiidae (19,4 %)	<i>Abacoproeces</i>	<i>Abacoproeces saltuum</i>
	<i>Anguliphantes</i>	<i>Anguliphantes angulipalpis</i>
	<i>Diplostyla</i>	<i>Diplostyla concolor</i>
	<i>Meioneta</i>	<i>Meioneta rurestris</i>
	<i>Panamomops</i>	<i>Panamomops mengei</i>
	<i>Tenuiphantes</i>	<i>Tenuiphantes flavipes</i>
	<i>Walckenaeria</i>	<i>Walckenaeria antica</i>
Lycosidae (16,7 %)	<i>Alopecosa</i>	<i>Alopecosa pulverulenta</i>
		<i>Alopecosa sulzeri</i>
	<i>Arctosa</i>	<i>Arctosa lutetiana</i>
	<i>Pardosa</i>	<i>Pardosa lugubris</i>
		<i>Pardosa agrestis</i>
<i>Trochosa</i>	<i>Trochosa terricola</i>	
Pisauridae (2,8 %)	<i>Pisaura</i>	<i>Pisaura mirabilis</i>
Zoridae (2,8 %)	<i>Zora</i>	<i>Zora spinimana</i>
Agelenidae (2,8 %)	<i>Tegenaria</i>	<i>Tegenaria lapicidinarum</i>
Anyphaenidae (2,8 %)	<i>Anyphaena</i>	<i>Anyphaena accentuata</i>
Liocranidae (2,8 %)	<i>Agroeca</i>	<i>Agroeca cuprea</i>
Corinnidae (2,8 %)	<i>Phrurolithus</i>	<i>Phrurolithus minimus</i>
Gnaphosidae (16,7 %)	<i>Drassodes</i>	<i>Drassodes lapidosus</i>
	<i>Gnaphosa</i>	<i>Gnaphosa lucifuga</i>
	<i>Haplodrassus</i>	<i>Haplodrassus cognatus</i>

Закінчення таблиці 40

1	2	3
Gnaphosidae (16,7 %)	<i>Haplodrassus</i>	<i>Haplodrassus dalmatensis</i>
		<i>Haplodrassus silvestris</i>
	<i>Zelotes</i>	<i>Zelotes aurantiacus</i>
Philodromidae (2,8 %)	<i>Thanatus</i>	<i>Thanatus arenarius</i>
Thomisidae (16,7 %)	<i>Ozyptila</i>	<i>Ozyptila cf. arctica</i>
		<i>Ozyptila atomaria</i>
		<i>Ozyptila praticola</i>
	<i>Xysticus</i>	<i>Xysticus kochi</i>
		<i>Xysticus luctator</i>
		<i>Xysticus sp.</i>
Salticidae (5,6 %)	<i>Ballus</i>	<i>Ballus cinnaberinus</i>
	<i>Marpissa</i>	<i>Marpissa muscosa</i>

### 7.2.5. Гігрофіли

Гігрофіли дещо поступаються за видовим багатством мезофілам, включаючи 31 вид із 12 родин, що становить близько 28 % видового списку. У даній групі порівняно з іншими гігроморфами найменша кількість родин представлена єдиним видом (50,0 %). Подібне співвідношення «наповнених» і збіднених видами родин відзначено ще у ксеромезофілів, але у цій групі кількість видів у 5 разів менша, ніж у гігрофільній групі.

Гігрофільні павуки трапляються серед лугових (майже 26 %), лісових (майже 10 %) і лучно-лісових видів (понад 61 %). Група болотних видів представлена *Ozyptila trux*.

Найрізноманітнішими у таксономічному відношенні родинами є Linyphiidae, Gnaphosidae і Clubionidae (табл. 41). У даній групі частка лінійфій уперше перевищила частку гнафозид, що переважали у попередньо розглянутих гігроморфах, або дорівнювали їм за видовим багатством.

Відзначимо, що для багатьох локальних фаун різнотравно-типчаково-ковилових степів більше характерна перевага саме гнафозид (Полчанинова, 1998 б; 2006). А Linyphiidae більш багаті у фаунах заплав рік (наприклад, Polchaninova, Prokopenko, 2007).

Таблиця 41

**Таксономічна структура гігрофільних видів павуків**  
(у % наведено частку родини від загального видового багатства екологічної групи)

Родина	Рід	Вид
1	2	3
Theridiidae (6,5 %)	<i>Enoplognatha</i>	<i>Enoplognatha thoracica</i>
	<i>Euryopis</i>	<i>Euryopis flavomaculata</i>
Linyphiidae (25,8 %)	<i>Centromerus</i>	<i>Centromerus capucinus</i>
	<i>Ceratinella</i>	<i>Ceratinella brevis</i>
	<i>Diplocephalus</i>	<i>Diplocephalus picinus</i>
	<i>Gonatium</i>	<i>Gonatium rubellum</i>
	<i>Macrargus</i>	<i>Macrargus rufus</i>
	<i>Neriene</i>	<i>Neriene clathrata</i>
	<i>Walckenaeria</i>	<i>Walckenaeria alticeps</i>
	<i>Walckenaeria furcillata</i>	

Закінчення таблиці 41

1	2	3
Lycosidae (3,2 %)	<i>Alopecosa</i>	<i>Alopecosa striatipes</i>
Zoridae (3,2 %)	<i>Zora</i>	<i>Zora nemoralis</i>
Hahniidae (6,5 %)	<i>Hahnia</i>	<i>Hahnia nava</i>
		<i>Hahnia ononidum</i>
Titanoecidae (3,2 %)	<i>Titanoeca</i>	<i>Titanoeca</i> sp., juv
Liocranidae (6,5 %)	<i>Agroeca</i>	<i>Agroeca brunnea</i>
		<i>Agroeca</i> sp., juv
Clubionidae (9,7 %)	<i>Clubiona</i>	<i>Clubiona caerulescens</i>
		<i>Clubiona lutescens</i>
		<i>Clubiona pseudoneglecta</i>
Corinnidae (3,2 %)	<i>Phrurolithus</i>	<i>Phrurolithus festivus</i>
Gnaphosidae (22,6 %)	<i>Drassyllus</i>	<i>Drassyllus pusillus</i>
	<i>Haplodrassus</i>	<i>Haplodrassus minor</i>
		<i>Haplodrassus umbratilis</i>
	<i>Scotophaesus</i>	<i>Scotophaeus quadripunctatus</i>
	<i>Trachyzelotes</i>	<i>Trachyzelotes pedestris</i>
<i>Zelotes</i>	<i>Zelotes kukushkini</i>	
	<i>Zelotes latreillei</i>	
Thomisidae (6,5 %)	<i>Xysticus</i>	<i>Xysticus ulmi</i>
	<i>Ozyptila</i>	<i>Ozyptila trux</i>
Salticidae (3,2 %)	<i>Heliophanus</i>	<i>Heliophanus</i> sp., juv

### 7.2.6. Ультрагігрофіли

Ультрагігрофільні види становлять близько 15 % від загального числа проаналізованих видів і включають 15 видів з 8 родин. Основну частину ультрагігрофілів становлять болотні види (67%), решту цієї гігроморфи заповнюють пратанти.

Домінантами у цій екологічній групі є павуки-вовки (Lycosidae), крім того, багато представлені Gnaphosidae і Linyphiidae (табл. 42).

Відзначимо, що склад даної гігроморфи, як і групи палюдантів, найбільш спірний. Відносно ряду видів (наприклад, *Zelotes caucasicus*, *Titanoeca schineri*) визначення «ультрагігрофіл» ґрунтується на одиничних знахідках. Повторимо ще раз фразу, що звучала у даній роботі неодноразово: у міру розширення спектра біотопів, строків збирання, загального обсягу колекції багато екологічних характеристик будуть переглянуті.

### 7.3. Трофоценоморфи павуків

Тип лісу визначається сполученням гігrotопу та трофотопу (Бельґард, 1950). Умови вологості впливають на рослин і на тварин, що дозволяє виділяти подібні екологічні групи стосовно умов вологості як серед рослин, так і серед тварин. Екологічні групи, виділені на підставі гігропреферендуму, О. Л. Бельґард (1950) позначив терміном *гігроморфи*. Стосовно мінералізації ґрунтового розчину серед рослин також можуть бути

виділені екологічні групи, які позначаються терміном *трофоморфи*. Сполучення у біогеоценозі рослинних гігроморф і трофоморф визначає його екологічну структуру та істотно впливає на інші його компоненти, у тому числі також на зооценоз. Безпосередній вплив мінералізації ґрунтового розчину на тварин може спостерігатися тільки при крайніх рівнях засолення ґрунту та для деяких груп ґрунтових тварин. У цілому мінералізація ґрунтового розчину впливає на тварин опосередковано через комплекс внутрішньоекосистемних взаємозв'язків. Тому можна припустити, що екологічні групи, які виділяються стосовно рівнів мінерального харчування едафотопу, існують не тільки в рослин, а й у тварин. Термін «трофоморфи» для тварин зайнятий (Акимов, 1948) і позначає трофічні групи – хижаки, фітофаги, паразити, сапрофаги. Тому для того, щоб підкреслити опосередкований характер впливу фактора трофності едафотопу через ценотичні взаємодії, був запропонований термін *трофоценоморфи* (Жуков, 2007).

Таблиця 42

### Таксономічна структура ультрагігрофільних видів павуків

(у % наведено частку родини від загального видового багатства екологічної групи)

Родина	Рід	Вид
Linyphiidae (13,3 %)	<i>Centromerus</i>	<i>Centromerus sylvaticus</i>
	<i>Megalephyphantes</i>	<i>Megalephyphantes pseudocollinus</i>
Tetragnathidae (6,7 %)	<i>Pachygnatha</i>	<i>Pachygnatha listeri</i>
Lycosidae (33,3 %)	<i>Arctosa</i>	<i>Arctosa leopardus</i>
	<i>Pardosa</i>	<i>Pardosa paludicola</i>
		<i>Pardosa prativaga</i>
	<i>Pirata</i>	<i>Pirata hygrophilus</i>
<i>Trochosa</i>	<i>Trochosa ruricola</i>	
Titanoecidae (6,7 %)	<i>Titanoeca</i>	<i>Titanoeca schineri</i>
Corinnidae (6,7 %)	<i>Phrurolithus</i>	<i>Phrurolithus</i> sp., juv
Gnaphosidae (26,7 %)	<i>Drassodes</i>	<i>Drassodes pubescens</i>
	<i>Drassyllus</i>	<i>Drassyllus villicus</i>
		<i>Drassyllus lutetianus</i>
<i>Zelotes</i>	<i>Zelotes caucasicus</i>	
Salticidae (6,7 %)	<i>Talavera</i>	<i>Talavera aequipes</i>

Для того, щоб виділити трофоценоморфи павуків, необхідно провести аналіз розподілу видів у градієнті умов мінералізації ґрунтового розчину. Далі необхідно показати значення трофоценоморф як не випадкового способу розбивки тваринного населення як цілого та продемонструвати закономірний характер зміни трофоценоморфічної структури населення павуків.

Біотопи, у яких зібраний матеріал, розташовані у такому діапазоні умов мінералізації ґрунтового розчину: D<sub>c</sub>, D<sub>ac</sub>, D<sub>n</sub>, E і F. Трофотоп D<sub>c</sub> трапляється на більш вилужених ґрунтах і відрізняється наявністю в деревному ярусі дуба і липи та відсутністю такого ультрамегатрофа як ясен; D<sub>ac</sub> – характеризує найсприятливіші лісорослинні умови, що сприяють формуванню складних лісових ценозів. Тут характерне сполучення у деревостані такого ацидофільного пермезотрофа як липа і кальцифільного ультрамегатрофа як ясен. Трофотоп D<sub>n</sub> тягнє до ґрунтів, що відрізняються певною карбонатністю та у більш вологих гігротопах – розвитком верифікаційних процесів. Цей варіант можна було б назвати кальцифільно-нітрофільним. У деревинно-чагарниковому ярусі випадають аци-

дофіли (у першу чергу – липа); широко розповсюджений ясен. До цієї групи типів можна віднести також ольси. У трав'янистому ярусі помітні також деякі відмінності порівняно з  $D_{ac}$ , незважаючи на присутність загального ядра специфічних для діброви мегатрофних видів. Якщо в  $D_c$  і  $D_{ac}$  поширені такі ацидофіли як зірочник лісовий, медунка неясна, просянка розлога, то в  $D_n$  зростає питома вага нітрофілів (розхідник звичайний, буги́ла лісова, кропива дводомна, гадючник в'язолистий і багато інших). Трофотоп Е включає типи лісу, що формуються на фізіологічно відносно бідних ґрунтах, які характеризуються у заплавах ознаками засолення, а в умовах ярво-балкових систем – карбонатністю. Тут спостерігаються певні ознаки пригнічення деревинно-чагарникових порід. У деревному ярусі специфічна наявність солестійких мезо- і мегатрофних видів (дуб, берест, чорноклен, паклен). У трав'янистому покриві кальцифіли та нітрофіли (фіалка шершава, розхідник звичайний і т. д.). Дібровне широкотрав'я представлене скудно, найчастіше однією конвалією, що починає утворювати чітко виражену самостійну синузю. Трофотоп F в основному пов'язаний із родючими чорноземними ґрунтами і, звичайно, його варто було б віднести до групи трофотопів, що відрізняються найбільшим багатством, яке сприяє оптимальному розвитку рослин. Але якщо це справедливо відносно степової трав'янистої рослинності, то деревинно-чагарникові види тут знижують свій бонітет і подібні трофотопи для природного лісу є фізіологічно збідненими. Тут можна говорити про чагарникові ценози, представлені такими мега- і мезотрофними видами як терен, глід, степова вишня, рокитники тощо. У трав'янистому покриві панують мегатрофні степові та лучно-степові види (Бельгард, 1950).

Для аналізу відповідностей матрицю, що містить відомості про видовий склад павуків та їх розподіл за біотопами, необхідно доповнити індикаторними змінними, які містять інформацію про рівні мінерального харчування едафотопу (табл. 43).

Таблиця 43

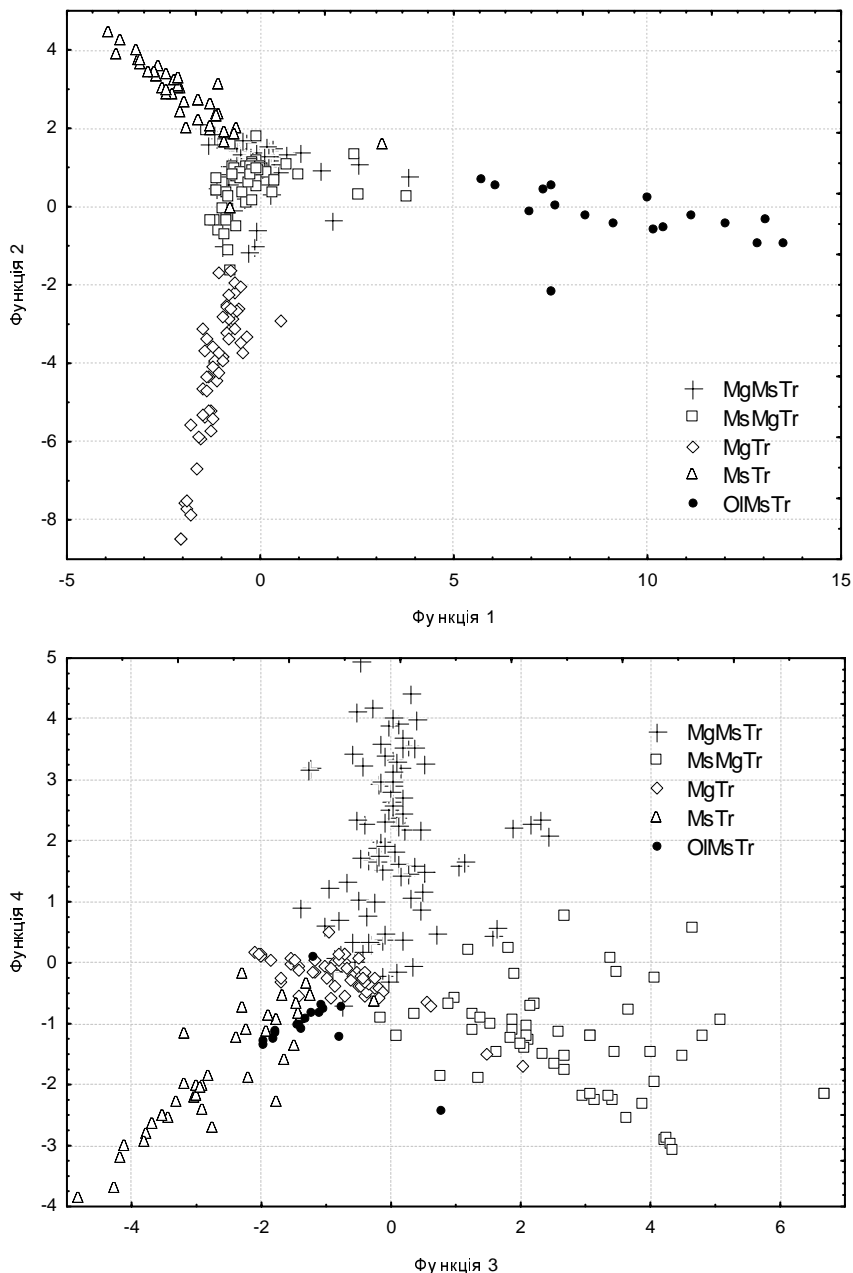
**Індикаторні змінні, що вказують на рівні  
мінерального харчування едафотопів**

№	Рівні мінерального харчування (трофотопи)				
	$D_c$	$D_{ac}$	$D_n$	Е	F
1	0	0	10	0	0
2	0	0	0	0	10
3	0	0	10	0	0
4	0	0	10	0	0
5	0	0	0	10	0

**Умовні позначки:** див. табл. 31.

Отримані результати аналізу відповідностей були піддані кластерному аналізу методом *k-середніх*. У результаті виділено 5 кластерів, кожний з яких відповідав певному рівню мінералізації трофотопу. Отже, павуки регіону можуть бути розподілені на такі трофоценоморфи. Олігомезотрофи (OIMsTr) віддають перевагу трофотопам  $D_c$ ; мезотрофи (MsTr) – трофотопам  $D_{ac}$ , мегамезотрофи (MgMsTr) найчастіше трапляються у біогеоценозах з рівнем мінерального харчування  $D_n$ , а мезомегатрофи (MsMgTr) – Е; найбагатшим трофотопам віддають перевагу мегатрофи (MgTr).

Розташування трофоценоморф в екологічному просторі показано на рисунку 41. Структура, яку формують трофоценоморфи, має зірчастий характер.



**Рис. 41. Екологічний простір трофоценоморф павуків, визначений дискримінантними функціями**

Необхідно відзначити, що в основі аналізу відповідностей як статистичної процедури лежить припущення про лінійний характер взаємозв'язку досліджуваних явищ. Однак вплив екологічних факторів описується відомою дзвоноподібною кривою, тобто є нелінійною залежністю. Як результат виникає *арковий* ефект (у факторному аналізі він називається *ефектом підкови*). У результаті цього ефекту дія одного екологічного фактора відображається двома або декількома вимірами (факторами або головними компонентами). З іншого боку, фактор мінералізації не є прямим стосовно тварин, у



тому числі до павуків. Тому цілком закономірний більш складний відгук тваринного населення на градієнтну зміну умов трофності едафотопу.

### 7.3.1. Олігомезотрофи

Олігомезотрофи віддають перевагу дібровам, які формуються у найбільш вилужених позиціях. Такі типи лісу в степу формуються в умовах більшого рівня випадіння опадів. Цю групу утворюють лісові та лучно-лісові види.

Олігомезотрофи – нечисленна група, що включає всього 5 видів із 3 родин: Gnaphosidae, Linyphiidae і Corinnidae (табл. 44). Їх частка становить 4,6 % зібраних за час досліджень видів. Найчисленнішими видами є *Nerienne clathrata*, *Ceratinella brevis* і *Haplodrassus minor*.

Таблиця 44

**Таксономічна структура олігомезотрофних видів павуків**  
(у % наведено частку родини від загального видового багатства екологічної групи)

Родина	Рід	Вид
Linyphiidae (40 %)	<i>Ceratinella</i>	<i>Ceratinella brevis</i>
	<i>Nerienne</i>	<i>Nerienne clathrata</i>
Corinnidae (20 %)	<i>Phrurolithus</i>	<i>Phrurolithus minimus</i>
Gnaphosidae (40 %)	<i>Haplodrassus</i>	<i>Haplodrassus minor</i>
	<i>Trachyzelotes</i>	<i>Trachyzelotes pedestris</i>

### 7.3.2. Мезотрофи

Більшість мезотрофів представлена лучно-лісовими видами; менша частина – лісовими. Основу комплексу мезотрофних павуків формують представники родин Linyphiidae і Clubionidae (табл. 45).

Видовий склад розширюється більше ніж удвічі порівняно з олігомезотрофами (11 видів із 6 родин, близько 11 % аранеофауни досліджених біотопів).

Таблиця 45

**Таксономічна структура мезотрофних видів павуків**  
(у % наведено частку родини від загального видового багатства екологічної групи)

Родина	Рід	Вид
Linyphiidae (36,4 %)	<i>Anguliphantes</i>	<i>Anguliphantes angulipalpis</i>
	<i>Macrargus</i>	<i>Macrargus rufus</i>
	<i>Walckenaeria</i>	<i>Walckenaeria alticeps</i>
<i>Walckenaeria atrotibialis</i>		
Zoridae (9,1 %)	<i>Zora</i>	<i>Zora nemoralis</i>
Liocranidae (9,1 %)	<i>Agroeca</i>	<i>Agroeca brunnea</i>
Clubionidae (27,2 %)	<i>Clubiona</i>	<i>Clubiona caeruleascens</i>
		<i>Clubiona lutescens</i>
		<i>Clubiona pallidula</i>
Corinnidae (9,1 %)	<i>Phrurolithus</i>	<i>Phrurolithus festivus</i>
Salticidae (9,1 %)	<i>Marpissa</i>	<i>Marpissa muscosa</i>

### 7.3.3. Мегамезотрофи

Мегамезотрофи представлені лісовими, луговими та лісо-луговими видами. Це досить різноманітна у видовому відношенні група (36 видів з 15 родин, близько 36 % від загальної кількості видів). Ядро комплексу становлять Linyphiidae, Lycosidae і Thomisidae (табл. 46).

Таблиця 46

**Таксономічна структура мегамезотрофних видів павуків**  
(у % наведено частку родини від загального видового багатства екологічної групи)

Родина	Рід	Вид
Dysderidae (5,6)	<i>Harpactea</i>	<i>Harpactea rubicunda</i>
Theridiidae (2,8 %)	<i>Robertus</i>	<i>Robertus lividus</i>
Linyphiidae (30,6 %)	<i>Abacoproeces</i>	<i>Abacoproeces saltuum</i>
	<i>Centromerus</i>	<i>Centromerus capucinus</i>
		<i>Centromerus sylvaticus</i>
	<i>Diplostyla</i>	<i>Diplostyla concolor</i>
	<i>Megalephyphantes</i>	<i>Megalephyphantes pseudocollinus</i>
	<i>Meioneta</i>	<i>Meioneta rurestris</i>
	<i>Microneta</i>	<i>Microneta viaria</i>
	<i>Panamomops</i>	<i>Panamomops mengei</i>
	<i>Tenuiphantes</i>	<i>Tenuiphantes flavipes</i>
<i>Walckenaeria</i>	<i>Walckenaeria antica</i>	
	<i>Walckenaeria furcillata</i>	
Tetragnathidae (2,8 %)	<i>Pachygnatha</i>	<i>Pachygnatha listeri</i>
Lycosidae (16,7 %)	<i>Alopecosa</i>	<i>Alopecosa striatipes</i>
		<i>Alopecosa sulzeri</i>
	<i>Arctosa</i>	<i>Arctosa lutetiana</i>
	<i>Pardosa</i>	<i>Pardosa lugubris</i>
	<i>Pirata</i>	<i>Pirata hygrophilus</i>
<i>Trochosa</i>	<i>Trochosa terricola</i>	
Pisauridae (2,8 %)	<i>Pisaura</i>	<i>Pisaura mirabilis</i>
Zoridae (2,8 %)	<i>Zora</i>	<i>Zora spinimana</i>
Agelenidae (2,8 %)	<i>Tegenaria</i>	<i>Tegenaria lapicidarum</i>
Hahniidae (2,8 %)	<i>Hahnia</i>	<i>Hahnia nava</i>
Anyphaenidae (2,8 %)	<i>Anyphaena</i>	<i>Anyphaena accentuata</i>
Liocranidae (2,8 %)	<i>Agroeca</i>	<i>Agroeca</i> sp., juv
Corinnidae (2,8 %)	<i>Phrurolithus</i>	<i>Phrurolithus</i> sp., juv
Gnaphosidae (5,6 %)	<i>Haplodrassus</i>	<i>Haplodrassus cognatus</i>
		<i>Haplodrassus silvestris</i>
Thomisidae (13,9 %)	<i>Ozyptila</i>	<i>Ozyptila</i> cf. <i>arctica</i>
		<i>Ozyptila atomaria</i>
		<i>Ozyptila praticola</i>
	<i>Xysticus</i>	<i>Xysticus luctator</i>
<i>Xysticus ulmi</i>		
Salticidae (5,6 %)	<i>Ballus</i>	<i>Ballus chalybeius</i>
	<i>Heliophanus</i>	<i>Heliophanus</i> sp., juv

### 7.3.4. Мезомегатрофи

Представники мезомегатрофної групи (27 видів із 10 родин, 24,8 % видового переліку) представлені у всіх ценотичних елементах, але найчастіше трапляються серед болотних і лугових форм. Переважними за кількістю видів родинами серед мезомегатрофів є Gnaphosidae, а за чисельністю – Lycosidae. Мезомегатрофи віддають перевагу трофотопу *E*, що є крайнім пунктом екологічного діапазону лісів. Подальше збільшення фізичної (позазаплавні місцеперебування) або фізіологічної (засолення у заплаві) сухості обмежує можливість існування лісу в степовій зоні. Домінуючими видами цієї екологічної групи є *Alopecosa pulverulenta*, *Pardosa prativaga*, *P. paludicola*, *Zelotes kukushkini* і *Haplodrassus dalmatensis* (табл. 47).

Таблиця 47

**Таксономічна структура мезомегатрофних видів павуків**  
(у % наведено частку родини від загального видового багатства екологічної групи)

Родина	Рід	Вид	
Theridiidae (7,4 %)	<i>Enoplognatha</i>	<i>Enoplognatha thoracica</i>	
	<i>Euryopis</i>	<i>Euryopis flavomaculata</i>	
Linyphiidae (3,7 %)	<i>Diplocephalus</i>	<i>Diplocephalus picinus</i>	
Lycosidae (22,2 %)	<i>Alopecosa</i>	<i>Alopecosa pulverulenta</i>	
	<i>Arctosa</i>	<i>Arctosa leopardus</i>	
	<i>Pardosa</i>		<i>Pardosa agrestis</i>
			<i>Pardosa paludicola</i>
			<i>Pardosa prativaga</i>
<i>Trochosa</i>	<i>Trochosa ruricola</i>		
Hahniidae (3,7 %)	<i>Hahnia</i>	<i>Hahnia ononidum</i>	
Titanoecidae (3,7 %)	<i>Titanoeca</i>	<i>Titanoeca schineri</i>	
Liocranidae (3,7 %)	<i>Agroeca</i>	<i>Agroeca cuprea</i>	
Clubionidae (3,7 %)	<i>Clubiona</i>	<i>Clubiona pseudoneglecta</i>	
Gnaphosidae (37,0 %)	<i>Drassodes</i>	<i>Drassodes pubescens</i>	
	<i>Drassyllus</i>		<i>Drassyllus villicus</i>
			<i>Drassyllus lutetianus</i>
			<i>Drassyllus pusillus</i>
	<i>Haplodrassus</i>		<i>Haplodrassus dalmatensis</i>
			<i>Haplodrassus umbratilis</i>
	<i>Scotophaeus</i>	<i>Scotophaeus quadripunctatus</i>	
	<i>Zelotes</i>		<i>Zelotes aurantiacus</i>
			<i>Zelotes caucasicus</i>
			<i>Zelotes kukushkini</i>
		<i>Zelotes latreillei</i>	
Thomisidae (7,4 %)	<i>Ozyptila</i>	<i>Ozyptila trux</i>	
	<i>Xysticus</i>	<i>Xysticus britcheri</i>	
Salticidae (3,7 %)	<i>Talavera</i>	<i>Talavera aequipes</i>	

### 7.3.5. Мегатрофи

Мегатрофи є мешканцями степових зональних угруповань. Представлені 30 видами з 11 родин (близько 28 % аранеофауни) (табл. 48). Ядро комплексу становлять павуки родини Gnaphosidae, важливу роль у комплексі відіграють Lycosidae, Thomisidae, Philodromidae і Salticidae. Домінантними видами є *Gnaphosa lucifuga*, *Berlandina cinerea*, *Alopecosa trabalis*, *Aelurillus v-insignitus* і *Asianellus festivus*.

Таблиця 48

**Таксономічна структура мегатрофних видів павуків**  
(у % наведено частку родини від загального видового багатства екологічної групи)

Родина	Рід	Вид
Atypidae (3,3 %)	<i>Atypus</i>	<i>Atypus muralis</i>
Dysderidae (3,3 %)	<i>Harpactea</i>	<i>Harpactea azowensis</i>
Eresidae (3,3 %)	<i>Eresus</i>	<i>Eresus kollari</i>
Theridiidae (3,3 %)	<i>Steatoda</i>	<i>Steatoda phalerata</i>
Lycosidae (13,3 %)	<i>Alopecosa</i>	<i>Alopecosa accentuata</i>
		<i>Alopecosa taeniopus</i>
		<i>Alopecosa trabalis</i>
	<i>Xerolycosa</i>	<i>Xerolycosa miniata</i>
Dictynidae (3,3 %)	<i>Lathys</i>	<i>Lathys stigmatisata</i>
Miturgidae (3,3 %)	<i>Cheiracanthium</i>	<i>Cheiracanthium erraticum</i>
Gnaphosidae (36,7 %)	<i>Berlandina</i>	<i>Berlandina cinerea</i>
	<i>Drassodes</i>	<i>Drassodes lapidosus</i>
	<i>Drassyllus</i>	<i>Drassyllus pumilus</i>
		<i>Drassyllus praeficus</i>
	<i>Gnaphosa</i>	<i>Gnaphosa licenti</i>
		<i>Gnaphosa lucifuga</i>
	<i>Haplodrassus</i>	<i>Haplodrassus bohemicus</i>
		<i>Haplodrassus kulczynskii</i>
<i>Haplodrassus signifer</i>		
<i>Micaria</i>	<i>Micaria</i> sp., juv	
<i>Zelotes</i>	<i>Zelotes electus</i>	
Philodromidae (3,3 %)	<i>Thanatus</i>	<i>Thanatus arenarius</i>
Thomisidae (20,0 %)	<i>Ozyptila</i>	<i>Ozyptila claveata</i>
		<i>Ozyptila pullata</i>
		<i>Ozyptila scabricula</i>
	<i>Xysticus</i>	<i>Xysticus cristatus</i>
		<i>Xysticus kochi</i>
		<i>Xysticus robustus</i>
Salticidae (6,6 %)	<i>Aelurillus</i>	<i>Aelurillus v-insignitus</i>
	<i>Asianellus</i>	<i>Asianellus festivus</i>

## 7.4. Екологічна структура населення павуків

Екологічні групи тварин є наслідком різних способів розбивки цілого, яким є тваринне населення, на компоненти. Кожний із цих способів відбиває певний аспект екологічних особливостей угруповання. Ценотичні угруповання (ценоморфи) указують на переважання тваринами та, відповідно, на участь у функціонуванні тих або інших типів живого покриву – степового, лісового, лугового або болотного. За кожним із цих ценотичних комплексів існує певний тип кругообігу речовин із властивими йому особливостями трансформації речовини та потоку енергії. Павуки є численною групою тварин із високим функціональним потенціалом. Тому здійснення кругообігу речовин і потоку енергії у наземних біогеоценозах відбувається за активної участі представників цього таксона. Особливості функціонування екосистем впливають на вигляд населення павуків як екологічного угруповання. Цей вплив відбивається у ценоморфічній структурі населення.

Кожна ценоморфа займає певний діапазон екологічних умов, особливо важливими з яких варто визнати умови вологості та трофності едафотопів.

Степанти представлені чотирма гігроморфами: ксерофілами, мезоксерофілами, ксеромезофілами та мезофілами (табл. 49). У цілому степові види є переважно мезоксерофільними або ксерофільними. Необхідно відзначити, що ксерофільні види є винятково степантами, а з досліджених видів 15 є мезоксерофілами, з яких 14 – степанти. Таким чином, види павуків, здатні існувати та активно виконувати свою функціональну роль у посушливому діапазоні умов вологості, належать до степового комплексу.

Таблиця 49

Гігроморфічна структура ценоморф павуків

		Гігроморфи						Усього
		Ks	MsKs	KsMs	Ms	Hg	Uhg	
Ценоморфи	St	9	14	4	6	–	–	33
	Sil	–	1	1	25	3	–	30
	PrSil	–	–	1	3	19	–	23
	Pr	–	–	–	2	8	5	15
	Pal	–	–	–	1	1	10	12
Усього		9	15	6	37	31	15	113

**Умовні позначки:** Ks – ксерофіли, MsKs – мезоксерофіли, KsMs – ксеромезофіли, Ms – мезофіли, Hg – гігрофіли, Uhg – ультрагігрофіли, St – степанти, Sil – сільванти, PrSil – пратанти-сільванти, Pr – пратанти, Pal – палюданти.

Лісові види є переважно мезофілами, однак серед сільвантів трапляються також мезоксерофіли, ксеромезофіли або гігрофіли. Широкий гігропреферендум лісової групи видів в умовах степових лісів є важливою адаптивною особливістю сільвантів. Ліси у степовій зоні перебувають в умовах своєї географічної невідповідності (Бельгард, 1971), що проявляється в екстремальних умовах їх існування. Умови фізичної (позазаплавні місцез перебування) і фізіологічної (заплавні місцез перебування) сухості є постійно діючими факторами, які обмежують поширення лісової рослинності у степу. Крім того, важливими екологічними факторами, що діють в умовах заплавного лісу, є заплавність і алювіальність. Як наслідок – висока мінливість умов вологості у заплав-

них лісах від перезволоження відразу після повені до значного висушення наприкінці літа. Природно, що при всьому мезофільному характері сільвантів для стійкого функціонування ця екологічна група повинна включати гігоморфи, здатні існувати як у більш сухих, так і в більш вологих порівняно з мезофільними умовах.

Лучно-лісові види відрізняються від лісових зрушенням гігропреферendumу в більш вологу область. Серед них переважають гігрофільні види. У свою чергу, лугові види ще більшою мірою віддають перевагу вологій частині гігротичного діапазону. Пратанти в основному представлені гігрофілами та ультрагігрофілами. Болотні види є майже винятково ультрагігрофілами (у групі присутній один гігрофільний і один мезофільний вид).

Степові види є переважно мегатрофоценоморфами (табл. 50). Мезомега- і мегамезотрофоценоморфи серед мешканців степових зональних угруповань одиничні. Для степових чорноземних ґрунтів характерна висока потенційна родючість, а для степових угруповань рослин і тварин – потенційна продуктивність. Це виражається у тому, що за сприятливих умов зростання життєвості степових угруповань може бути дуже інтенсивним. Така ситуація спостерігається навесні, коли ґрунтовий покрив ще зберігає вологу після танення снігу та швидко нагрівається, досягаючи оптимальних температур для життєдіяльності біоти. В інший час вегетаційного періоду, і особливо наприкінці літа, існують значні розбіжності між потенціалом угруповання і його реальною продуктивністю.

Таблиця 50

### Трофоценоморфічна структура ценоморф павуків

		Трофоценоморфи					Усього
		OIMsTr	MsTr	MgMsTr	MsMgTr	MgTr	
Ценоморфи	St	–	–	1	2	30	33
	Sil	2	3	22	3	–	30
	PrSil	3	11	5	4	–	23
	Pr	–	1	8	6	–	15
	Pal	–	–	–	12	–	12
Усього		5	15	36	27	30	113

**Умовні позначки:** OIMsTr – олігомезотрофоценоморфи, MsTr – мезотрофоценоморфи, MgMsTr – мегамезотрофоценоморфи, MsMgTr – мезомегатрофоценоморфи, MgTr – мегатрофоценоморфи, St – степанти, Sil – сільванти, PrSil – пратанти-сільванти, Pr – пратанти, Pal – палюданти.

Сільванти є переважно мегамезотрофоценоморфами, пратанти – мегамезо- і мезомегатрофоценоморфами, а палюданти – мезомегатрофоценоморфами. Олігомезотрофів можна зустріти тільки серед сільвантів і пратантів-сільвантів. Близькі ценотичні групи досить добре диференціюються за переважанням трофічного режиму едафотопу. Як було вказано вище, степанти – це переважно мегатрофоценоморфи. Сільванти відрізняються від пратантів-сільвантів тим, що серед них більше мегатрофоценоморф, тоді як серед пратантів-сільвантів більше мезотрофоценоморф. Пратанти відрізняються від пратантів-сільвантів перевагою мегамезо- і мезомегатрофоценоморф. Для палюдантів властива істотна перевага мезомегатрофоценоморф.

Для трофоценоморф характерний закономірний преферendum умов вологості, що відбивається структурою гігоморф (табл. 51).

Так, олігомезотрофоценоморфи є переважно гігрофілами. Мезотрофоценоморфи також частіше належать до гігрофілів, однак преферendum цієї групи зміщений у більш посушливу частину діапазону умов вологості. Основна частина мегамезотрофоценоморф є мезофілами, мезомегатрофоценоморф – гігрофілами або ультрагігрофіла-

ми, однак діапазон умов вологості цієї групи дуже широкий: серед них зареєстровані навіть мезоксерофіли. Мегатрофоценоморфи – це ксеро- або мезоксерофіли, однак трапляються також ксеромезо- і мезофіли.

Таблиця 51

**Трофоценоморфічна структура гігроморф павуків**

		Трофоценоморфи					Усього
		OIMsTr	MsTr	MgMsTr	MsMgTr	MgTr	
Гігроморфи	Ks	–	–	–	–	9	9
	MsKs	–	–	–	1	14	15
	KsMs	–	2	–	1	3	6
	Ms	1	2	24	6	4	37
	Hg	4	6	5	16	–	31
	Uhg	–	–	–	15	–	15
Усього		5	10	29	39	30	113

**Умовні позначки:** OIMsTr – олігомезотрофоценоморфи, MsTr – мезотрофоценоморфи, MgMsTr – мегамезотрофоценоморфи, MsMgTr – мезомегатрофоценоморфи, MgTr – мегатрофоценоморфи, Ks – ксерофіли, MsKs – мезоксерофіли, KsMs – ксеромезофіли, Ms – мезофіли, Hg – гігрофіли, Uhg – ультрагігрофіли.

Приналежність видів павуків екологічним групам формує екологічний вигляд тваринного населення (табл. 52).

Таблиця 52

**Екологічний вигляд населення герпетобіонтних павуків**

			Трофоценоморфи					Усього	
			OIMsTr	MsTr	MgMsTr	MsMgTr	MgTr		
Ценоморфи	St	Гігроморфи	Ks	–	–	–	–	9	9
			MsKs	–	–	–	–	14	14
			KsMs	–	–	–	1	3	5
			Ms	–	–	1	1	4	6
	Sil		KsMs	–	1	–	–	–	1
			Ms	1	2	20	2	–	25
			MsKs	–	–	1	–	–	1
			Hg	1	–	1	1	–	3
	PrSil		KsMs	–	1	–	–	–	–
			Ms	–	–	3	–	–	3
			Hg	3	6	5	4	–	19
	Pr		Ms	–	–	1	1	–	2
			Hg	–	1	2	5	–	7
			Uhg	–	–	5	–	–	5
	Pal		Uhg	–	–	–	10	–	10
			Ms	–	–	–	1	–	1
Hg		–	–	–	1	–	1		
Усього			5	10	29	39	30	113	

**Умовні позначки:** див. табл. 49–51.

Кожна ценоморфа характеризується специфічним спектром гігроморф і трофоценоморф. Таким чином інтерпретується екологічний зміст того або іншого ценотичного угруповання.

Чітко видно, що ядро степантів становлять мезоксерофільні мегатрофоценоморфи, ядро сільвантів – мезофільні мегамезотрофоценоморфи, пратантів-сільвантів – гігрофільні мезотрофоценоморфи, пратантів – ультрагігрофільні мегамезотрофоценоморфи або гігрофільні мезомегатрофоценоморфи, палюдантів – ультрагігрофільні мезомегатрофоценоморфи. Кожна ценоморфа має свій оптимум у градієнті умов вологості та трофності едафотопу і відповідно до цього у вона складається з адаптованих до цих умов гігроморф і трофоценоморф.

## 7.5. Синекологічні характеристики угруповань павуків

Угруповання тварин має сукупність властивостей, відсутніх у складових його компонентів. Такі властивості називаються емерджентними, а стосовно комплексів тварин – синекологічними. Перелік синекологічних характеристик угруповання павуків наведений нижче, а опис індексів розглянутий у роботі О. В. Жукова зі співавторами (Жуков та ін., 2007).

**Log N – чисельність угруповання (у логарифмічному масштабі).**

**Структура ценоморф (частка від сумарної чисельності угруповання):**

St – степанти;

Pr – пратанти;

Sil – сільванти;

Pal – палюданти;

PrSil – пратанти-сільванти.

**Структура гігро- і трофоморф (частка від сумарної чисельності угруповання):**

Ks – ксерофіли;

MsKs – мезоксерофіли;

KsMs – ксеромезофіли;

Ms – мезофіли;

Hg – гігрофіли;

Ugh – ультрагігрофіли;

OIMsTr – олігомезотрофи (олігомезотрофоценоморфи);

MsTr – мезотрофи (мезотрофоценоморфи);

MgMsTr – мегамезотрофи (мегамезотрофоценоморфи);

MsMgTr – мезомегатрофи (мезомегатрофоценоморфи);

MgTr – мегатрофи (мегатрофоценоморфи).

**Індекси видового різноманіття**

SP – кількість видів;

H – індекс Шеннона;

Chao – індекс Шеннона з урахуванням не знайдених видів (за Чао);

ChaoSp – очікувана кількість видів (за Чао);

S<sub>Simp</sub> – індекс Сімпсона;

BP – індекс Бергера – Паркера;

AC – алгоритмічна складність;

AC-H – різниця AC та індексу Шеннона;

Fract<sub>Angl</sub> – кут нахилу прямої до максимуму мультифрактального спектра, проведеної з початку координат;



$Fract_{Vect}$  – абсциса максимуму мультифрактального спектра;

$Fract_{StDev}$  – дисперсія мультифрактального спектра;

$Fract_{Skew}$  – асиметрія мультифрактального спектра;

$E_1$  – вирівняність 1-го порядку (за Пілоу);

$E_2$  – вирівняність 2-го порядку.

#### Індекси таксономічної й екологічної розмаїтості:

$H_{EmEco}$  – індекс екологічної складності за Ємельяновим – Загороднюком – Хоменком;

$H_{EmTax}$  – індекс таксономічної складності за Ємельяновим – Загороднюком – Хоменком;

$V_{eco}$  – фактор балансу квадратичної ентропії (екологічний аспект);

$V_{tax}$  – фактор балансу квадратичної ентропії (таксономічний аспект);

$N_{Entr}$  – ентропія екологічних відстаней;

$Org_{Eco}$  – екологічна організація;

$Org_{Tax}$  – таксономічна організація;

$DT_{eco}$  – середня екологічна відстань;

$VarDT_{eco}$  – варіація екологічної відстані;

$SKW_{eco}$  – асиметрія екологічної відстані;

$DT_{tax}$  – середня таксономічна відстань;

$VarDT_{tax}$  – варіація таксономічної відстані;

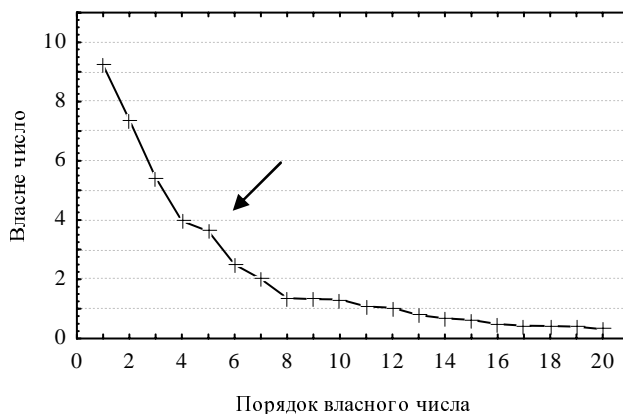
$SKW_{tax}$  – асиметрія таксономічної відстані;

$Div_{Eco}$  – розмаїття екологічне;

$Div_{Tax}$  – розмаїття таксономічне.

## 7.6. Факторний аналіз екологічної матриці угруповань павуків

Матриця синекологічних характеристик павуків досліджених ценозів була піддана багатовимірному факторному аналізу. Показники власних значень кореляційної матриці показані на рисунку 41.



**Рис. 41.** Власні числа у порядку зменшення

Стрілка вказує місце стрімкого перегину лінії

Одним із критеріїв визначення числа факторів, важливих для подальшого аналізу, є перегин кривої, утвореної послідовністю власних чисел у порядку убутання. З рисунка 41 видно, що різкий перегин кривої відбувається після 7-го власного значення, після чого крива монотонно наближається до осі абсцис. Таким чином, для подальшого аналізу були відібрані 7 факторів.

Інформація, наведена у таблиці 53, може бути використана для інтерпретації виділених факторів.

Таблиця 53

**Результати факторного аналізу синекологічних характеристик угруповань павуків**

Змінна	Фактор 1	Фактор 2	Фактор 3	Фактор 4	Фактор 5	Фактор 6	Фактор 7
1	2	3	4	5	6	7	8
Log N	-0,40	-	-0,63	-	-0,40	-	-
St	-	-	-	-	0,93	-	-
Pr	-	-	-	-	-	-	-0,75
Sil	-	-0,37	-	-	-0,53	-	0,65
Pal	-	-	-	-	-	-0,77	-0,40
PrSil	-	-	-	0,81	-	-	-
Ks	-	-	-	-	0,67	-	-
MsKs	-	-	-	-	0,60	-	-
KsMs	-	-	-	-	0,39	-	-
Ms	-	-0,38	-	-	-0,30	-	0,77
Hg	-	0,35	-	0,80	-	-	-
Ugh	-	-	-	-	-	-0,37	-0,86
OIMsTr	-	-	-	-	-	-	-
MsTr	-	-	-	0,82	-	-	-
MgMsTr	-	-0,40	-	-	-0,70	0,36	-
MsMgTr	-	0,31	-	-	-	-0,74	-0,38
MgTr	-	-	-	-	0,92	-	-
SP	-	-	-0,89	-	-	-	-
H	0,89	-	-0,41	-	-	-	-
Chao	0,83	-	-	-	-	-	-
ChaoSp	-	-	-0,72	-	-	-	-
S Simp	0,90	-	-	-	-	-	-
BP	0,90	-	-	-	-	-	-
AC	0,87	-	-0,46	-	-	-	-
AC-H	-0,56	-	-	-	-	-	-
Fract Angl	0,86	-	0,34	-	-	-	-
Fract Vect	-0,33	-	-0,61	-	0,32	-	-
Fract StDev	-	-	-	-0,31	-0,47	-	-
Fract Skew	0,61	-	0,60	-	-	-	-
HEmEco	-	0,70	0,49	-	-	-	-
HEmTax	-	-	0,92	-	-	-	-
E 1	0,88	-	0,35	-	-	-	-
E 2	0,88	-	0,39	-	-	-	-
Beco	-	-	0,33	0,42	-	-	-0,34
Btax	-	-	-	-	-	0,43	-0,38

## Закінчення таблиці 53

1	2	3	4	5	6	7	8
NEntr	0,47	0,76	–	–	–	–	–
OrgEco	–	0,89	–	–	–	–	–
OrgTax	–	–	0,55	–	–	0,61	–
DTeco	–	0,92	–	–	–	–	–
VarDTeco	–	0,68	–	–	–	–	–
SKWeco	–	–0,59	–	–	–	–	–
DTtax	–	–	–	–	–	0,82	–
VarDTtax	–	0,38	–	–0,59	–	–	–
SKWtax	–	–	0,40	–0,39	–	–	–
Div Eco	–	0,7	–	–	–	–	–
Div Tax	0,47	–	–	–	–	0,53	–
Пояснена дисперсія, % від загальної	8,20	5,40	5,69	3,51	4,66	3,36	3,30

**Примітка:** рішення після варімакс-обертання осей, показані факторні навантаження за модулем більші 0,3.

Фактор 1 має високі навантаження таких змінних як вирівняність, індекси розмаїтості Шеннона, Сімпсона, Бергера – Паркера, кут нахилу дотичної до фрактальної кривої та асиметрія фрактальної кривої. Фактор 1 можна інтерпретувати як *вирівняність* кількісного розподілу видів в угрупованні. Виходячи з особливостей фактора 1 можна стверджувати, що вирівняність негативно корелює із чисельністю угруповання. Екологічна структура угруповання павуків інваріантна до вирівняності.

Фактор 2 має високі навантаження таких змінних як DTeco, VarDTeco, SKWeco і OrgEco. Цей фактор можна інтерпретувати як *екологічну розмаїтість* угруповання павуків. Екологічна розмаїтість негативно корелює з чисельністю сільвантів і мезофілів (сільванти та мезофіли – дуже близькі екологічні групи). Така ситуація спостерігається в екологічній структурі лісових моноценозів. Навпаки, чисельність гігрофілів позитивно корелює з екологічною розмаїтістю, що спостерігається у навколводних амфіценозах. З індексів таксономічного різноманіття з екологічною розмаїтістю пов'язана тільки VarDTtax – варіація таксономічної відстані. Цей індекс указує на складність і розгалуженість ієрархічної структури, у цьому випадку в таксономічному аспекті.

Фактор 3 має високе навантаження таких змінних як кількість видів і кількість видів за Чао. Цей фактор може бути інтерпретований як *видове багатство*. Видове багатство позитивно корелює із загальною чисельністю угруповання. З видовим багатством пов'язаний також індекс Шеннона, а індекс Сімпсона не має істотного зв'язку із цією властивістю угруповання. Зменшення видового багатства угруповання викликає компенсаторне збільшення таксономічної організації. За визначенням, таксономічна організація являє собою різницю між максимально можливою таксономічною розмаїтістю та спостережуваною таксономічною розмаїтістю. Фактор 3 не пов'язаний з мінливістю таксономічної розмаїтості (змінна DTtax), тобто відбувається зниження видового багатства та пов'язаної із цим максимально можливої таксономічної розмаїтості, але

саме таксономічна розмаїтість виявляється інваріантною до кількості видів. Видове багатство інваріантне також до екологічної структури угруповання.

Фактор 4 в окремий аспект мінливості виділяє динаміку пратантів-сильвантів, які є гігрофільними мезотрофами. Цей фактор пов'язаний із фактором балансу екологічної структури та характеристиками складності ієрархії таксономічної структури –  $VarDT_{tax}$  і  $SKW_{tax}$ . Це зумовлено тим, що група пратантів-сильвантів відносно однорідна з погляду таксономічної структури (значну частку цієї екологічної групи становлять *Linyphiidae*). Тому збільшення частки пратантів-сильвантів в угрупованні призводить до зниження ієрархічної складності угруповання.

Фактор 5 указує на протилежні тенденції мінливості чисельності степантів і сильвантів в угрупованні. Цей фактор можна інтерпретувати як індикатор дії *степового зонального оточення*. Населення павуків степових зональних угруповань звичайно менш чисельне, ніж населення інтразональних лісових комплексів. Збільшення частки степантів природно супроводжується збільшенням ролі ксеро-, мезоксеро- і ксеромезофілів. Збільшення частки сильвантів супроводжується збільшенням ролі мезофілів. Із трофоценоморф із чисельністю степантів позитивно корелює чисельність мегатрофів, а із сильвантами – чисельність мегамезотрофів.

Фактор 6 – це динаміка чисельності палюдантів і пов'язаних із цією екоморфою екологічних властивостей угруповання – частки ультрагігрофілів і мезомегатрофів. Збільшення чисельності палюдантів пов'язане зі зниженням таксономічного різноманіття, тому що ця група представлена переважно *Gnaphosidae* і *Lycosidae*.

Фактор 7 протиставляє динаміку чисельності сильвантів динаміці пратантів і палюдантів. Зі збільшенням частки пратантів і палюдантів збільшуються фактори балансу ієрархічної структури угруповання у таксономічному й екологічному аспектах. Фактор балансу збільшується у випадку, якщо домінуючий вид таксономічно (або екологічно) відмінний від інших (Жуков та ін., 2007).

## 7.7. Ієрархічний факторний аналіз екологічної матриці

Синекологічна динаміка угруповань павуків має складний характер. Факторний аналіз дозволив виділити та інтерпретувати сім складових динаміки. Косокутне обертання факторного рішення дозволяє одержати більш близьку до реальності картину. Можливо припускати, що виділені фактори, як відносно відособлені тенденції мінливості структури угруповання, мають певні відносини між собою, внаслідок чого виникає цілісність угруповання. Знаходження факторної структури більш високого порядку може бути вирішене засобами ієрархічного аналізу косокутних факторів (Thompson, 1951; Schmid, Leiman, 1957). Відповідно зі стратегією ієрархічного факторного аналізу, спочатку визначаються кластери та відбувається обертання осей у межах кластерів, а потім обчислюються кореляції між знайденими (*косокутними*) факторами. Отримана кореляційна матриця для косокутних факторів потім піддається подальшому аналізу для того, щоб виділити безліч ортогональних факторів, що розділяють мінливість у змінній на ту, яка належить до розподіленої або загальної дисперсії (вторинні фактори), і на приватні дисперсії, які належать до кластерів або вихідних змінних в аналізі (первинні фактори) (Wherry, 1959, 1975, 1984).

До косокутного обертання фактори є ортогональними, тобто незалежними, однак ця умова не завжди відповідає природі досліджуваного явища. Косокутне обертання пропонує більш коректний варіант факторного вирішення, але між отриманими факторами існує певний кореляційний зв'язок. У розширеній матриці факторних наванта-



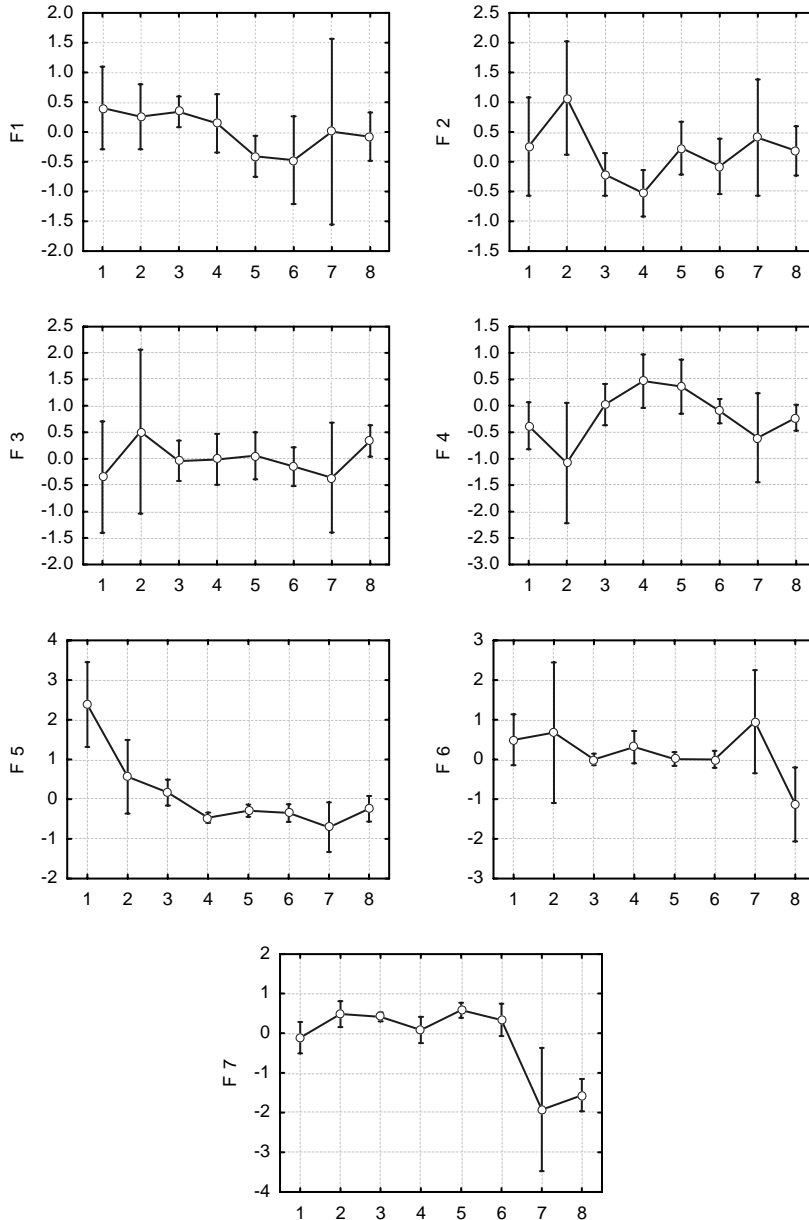
## Закінчення таблиці 55

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
MsTr	–	0,34	–	–	–	–0,76	–	–	–
MgMsTr	–0,58	–	–	–	–	–	0,57	0,34	–
MsMgTr	0,41	–0,36	–	–	–	–	–	–0,62	–
MgTr	0,35	–	–	–	–	–	–0,83	–	–
SP	–	–	–	–	–0,85	–	–	–	–
H	–	–	0,87	–	–0,43	–	–	–	–
Chao	–	–	0,79	–	–0,32	–	–	–	–
ChaoSp	–	–	–	–	–0,71	–	–	–	–
S Simp	–	–	0,87	–	–0,32	–	–	–	–
BP	–	–	0,86	–	–	–	–	–	–
AC	–	–	0,85	–	–0,47	–	–	–	–
AC–H	–	–	–0,54	–	–	–	–	–	–
Fract Angl	–	0,37	0,79	–	–	–	–	–	–
Fract Vect	–	–	–0,31	–	–0,60	–	–0,33	–	–
Fract StDev	–	–	–	–	–	–	0,41	–	–
Fract Skew	–	–	0,57	–	0,56	–	–	–	–
HEmEco	0,52	–	–	0,54	0,42	–	–	–	–
HEmTax	–	–	–	–	0,87	–	–	–	–
E 1	–	0,37	0,82	–	–	–	–	–	–
E 2	–	0,34	0,82	–	0,34	–	–	–	–
Beco	–	0,33	–	–	–	–0,36	–	–	–0,32
Btax	–	0,35	–	–	–	–	–	0,37	–0,33
NEntr	0,42	–	0,45	0,63	–0,32	–	–	–	–
OrgEco	0,47	–	–	0,74	–	–	–	–	–
OrgTax	–	0,32	–	–	0,49	–	–	0,55	–
DTeco	0,57	–	–	0,74	–	–	–	–	–
VarDTeco	0,35	–	–	0,57	–	–	–	–	–
SKWeco	–0,42	–	–	–0,47	–	–	–	–	–
DTtax	–	0,33	–	–	–	–	–	0,73	–
VarDTtax	–	–	–	–	–	0,59	–	–	–
SKWtax	–	–	–	–	0,38	0,39	–	–	–
Div Eco	0,60	–	–	0,51	–	–	–	–	–
Div Tax	–	0,48	0,40	–	–	–	–	0,42	–

Степові угруповання мають моноценотичний характер та існують в екстремальних стеногопних умовах. Лісові угруповання частіше мають амфіценотичний (псевдомоноценотичний) характер і формуються у відносно ширшому екологічному діапазоні умов вологості та трюфності біогеоценозів. Тому лісові комплекси мають більш різноманітну екологічну структуру.

Важливим аспектом мінливості розмаїтості угруповання є таксономічне розмаїття і вирівняність розподілу чисельності видів (S2). Для угруповань із домінуванням пратантів-

сильвантів і палюдантів характерне зниження таксономічного різноманіття та вирівняності. У градієнті умов вологості виділені фактори мінливості синекологічної структури населення павуків закономірно змінюються (рис. 42) і ці тенденції статистично достовірні для багатьох із них (табл. 56).



**Рис. 42.** Динаміка факторів мінливості структури угруповань павуків у градієнті умов вологості

Умовні позначки: 1 – Ks (0); 2 – MsKs (1); 3– KsMs (1–2); 4 – Ms (2); 5 – HgMs (2–3); 6 – MsHg (3); 7 – Hg (4); 8 – UHg (5); F1 – F7 – фактори

Фактор 1 (вирівняність) має мінімальні значення у діапазоні умов вологості від гігромезофільних (2–3) до мезогідрофільних (3). Місцеперебування із таким режимом зволоження характеризуються угрупованнями павуків з найбільшим домінуванням (найменшою вирівняністю). Фактор 2 (екологічна розмаїтість) має максимальні значення в ксерофільних (0) і мезоксерофільних умовах (1), а мінімальні – у мезофільних. Фактор 3 (видове багатство) вірогідно не залежить від умов вологості. Фактор 4 (динаміки пратантів-сильвантів) характеризується дзвоноподібною формою залежності від умов вологості з оптимумом в області мезофільних і гігромезофільних стацій. Фактор 5 (динаміка степантів) має максимум у ксерофільній області з монотонним зниженням у градієнті умов вологості. Фактор 6 (палюданти) характеризується монотонним плато з різко відмінною динамікою в ультрагідрофільних стаціях. Фактор 7 (співвідношення сильвантів з одного боку та пратантів і палюдантів – з іншого) має два рівні значень: область від ксерофільних до мезогідрофільних стацій відповідає перевазі сильвантів і області гідрофільних-ультрагідрофільних стацій, де переважають пратанти та палюданти.

Важливим результатом є інваріантність кількості видів стосовно умов вологості. Ця особливість є результатом високої екологічної пластичності павуків як таксономічної групи, яка представлена у всіх вивчених біотопах високою розмаїтістю видів. Така інваріантність створює передумови для високої діагностичної цінності павуків як групи відносно рівнопредставленої у широкому діапазоні екологічних умов.

Таблиця 56

**Дисперсійний аналіз впливу умов вологості (гігروتопи) на фактори мінливості структури населення павуків**

Фактор	Сума квадратів ефекту	Ступені свободи ефекту	Середній квадрат ефекту	Сума квадратів помилок	Ступені свободи помилок	Середній квадрат помилок	F-значення	p-рівень
F 1	14,49	7	2,07	117,51	125	0,94	2,20	0,04
F 2	15,92	7	2,27	116,08	125	0,93	2,45	0,02
F 3	5,61	7	0,80	126,39	125	1,01	0,79	0,59
F 4	17,46	7	2,49	114,54	125	0,92	2,72	0,01
F 5	65,79	7	9,40	66,21	125	0,53	17,74	0,0
F 6	33,41	7	4,77	98,59	125	0,79	6,05	0,0
F 7	81,26	7	11,61	50,74	125	0,41	28,60	0,0

Поряд з умовами вологості фактор трофності також значною мірою впливає на динаміку синекологічних властивостей угруповання павуків (рис. 43, табл. 57).

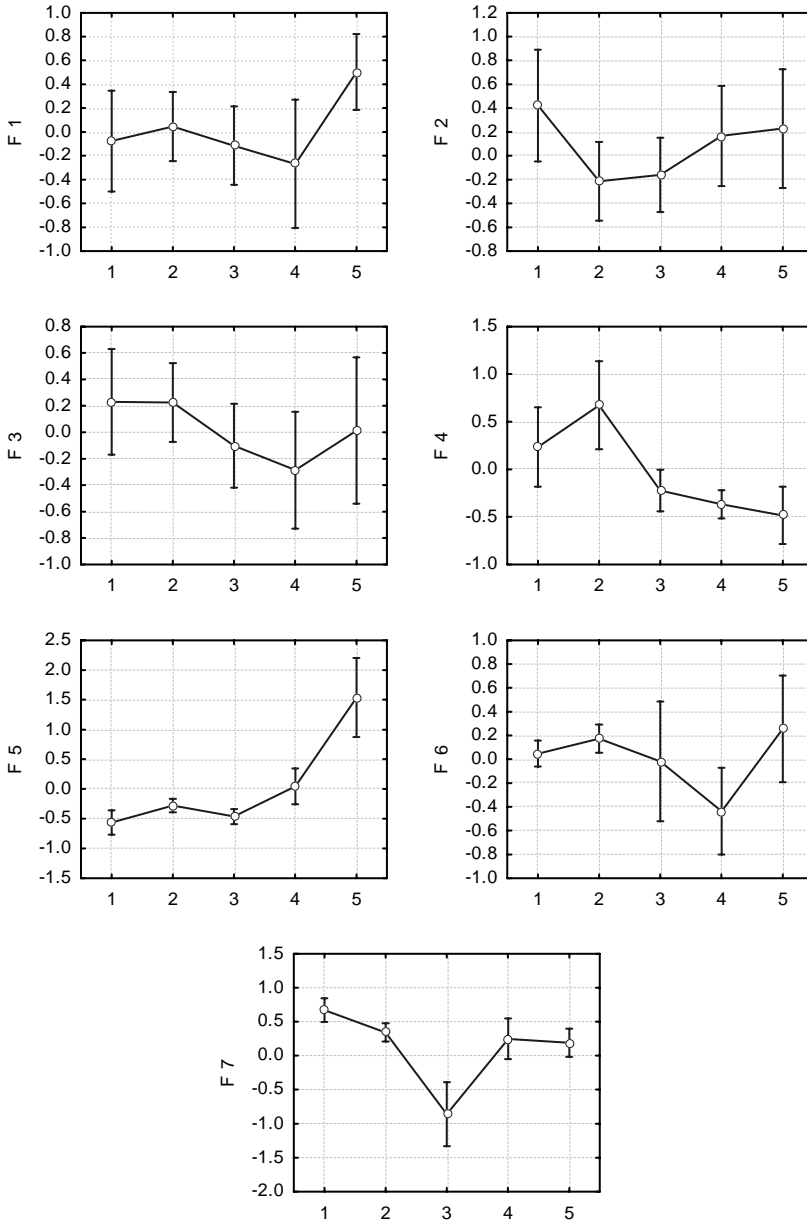
Як сильно виражену тенденцію, однак статистично не достовірну, можна розглядати вплив трофності едафотопу на динаміку факторів 1 і 6. Достовірним є вплив трофності на фактори 4, 5 і 7. Недостовірним є вплив на фактори 2 і 3.

Для фактора 1 (вирівняність) істотно відмінними є умови у трофотопі F. Цей трофотоп відповідає степовим біогеоценозам із високою мінералізацією ґрунтового розчину. У цьому випадку не варто привласнювати мінералізації роль провідного модулятора вирівняності розподілу чисельності видів в угрупованні павуків. Імовірно, більш важливою є загальна ценотична обстановка в цій категорії біотопів.

Екологічна розмаїтість (фактор 2) не відчуває достовірного впливу фактора трофності едафотопу (табл. 26), однак у градієнті умов ґрунтового живлення спостерігається закономірна нелінійна залежність мінливості екологічної розмаїтості з мініму-



мом в області трюфотопів  $D_{ac}$  і  $D_n$ . Необхідно відзначити, що в зазначених трюфотобах формуються найбільш продуктивні лісові насадження. Таким чином, зростання продуктивності лісових біогеоценозів супроводжується зниженням екологічної розмаїтості угруповань павуків.



**Рис. 43.** Динаміка факторів мінливості структури угруповань павуків у градієнті трюфотоба

Умовні позначки: 1 –  $D_c$ ; 2 –  $D_{ac}$ ; 3 –  $D_n$ ; 4 – E; 5 – F; F1 – F7 – фактори

Видове багатство (фактор 3) є інваріантним стосовно умов трофності едафотопів.

Для пратантів-сильвантів (фактор 4) оптимальними є умови трофотопу  $D_{ac}$ , для степантів (фактор 5) – F, для палюдантів (фактор 6) –  $D_n$ ; 4 – E. Очевидно, перевага трофотопу E більшою мірою зумовлена впливом вологості, ніж трофності, тому що в заплавних біогеоценозах трофотоп E виникає в умовах близького стояння ґрунтових вод до поверхні землі. Для сильвантів оптимальними є умови трофотопу  $D_n$ .

Таблиця 57

**Дисперсійний аналіз впливу умов ґрунтового живлення (трофотопи)  
на фактори мінливості структури населення павуків**

Фактор	Сума квадратів ефекту	Ступені свободи ефекту	Середній квадрат ефекту	Сума квадратів помилок	Ступені свободи помилок	Середній квадрат помилок	F-значення	p-рівень
F 1	7,89	4	1,97	124,11	128	0,97	2,03	0,09
F 2	6,47	4	1,62	125,53	128	0,98	1,65	0,17
F 3	5,10	4	1,28	126,90	128	0,99	1,29	0,28
F 4	28,12	4	7,03	103,88	128	0,81	8,66	0,0
F 5	63,78	4	15,95	68,22	128	0,53	29,92	0,0
F 6	7,71	4	1,93	124,29	128	0,97	1,98	0,10
F 7	38,46	4	9,61	93,54	128	0,73	13,16	0,0

Умови вологості та трофності є типологічними ознаками для диференціації рослинного покриву степової зони України (Бельгард, 1950). Ці ж фактори впливають на структуру населення павуків. Найважливішими синекологічними характеристиками угруповань павуків є чисельність, видове багатство та вирівняність, співвідношення ценотичних угруповань, гігморф, трофоморф, а також індекси екологічного і таксономічного різноманіття.

# 8

## ОРДИНАЦІЯ ТА СІТЬОВИЙ АНАЛІЗ УГРУПОВАНЬ ПАВУКІВ

### 8.1. Сітка як засіб відображення структури угруповання

У генетичних дослідженнях широко використовуються технології побудови філогенетичних сіток і дерев на основі відомостей про послідовності структурних компонентів біомолекул (ДНК, РНК, білки). Подібні підходи застосовуються в лінгвістичних дослідженнях. Характерною рисою сітьового аналізу є побудова сітки, що найбільш вірогідно відбивала б послідовність розвитку досліджуваного явища.

Сітьовий підхід не є новим в екології. Видатні екологи Р. Лінденман і Г. Одум були першими, хто застосував сітки для відображення та описання трофічних взаємозв'язків в угрупованнях (Lindenman, 1942; Odum, 1956).

Широко використовується сітьовий підхід для візуалізації трофічних сіток (Pimm, 1984; Berlow et al., 2004), а також нетрофічних екологічних взаємодій (Paine, 1984; Memmott, 1999; Brose et al., 2005). Сітки із прямими ребрами (так звані плексусні діаграми) давно використовуються як основа вивчення відносин між видами та взаємин видів із навколишнім середовищем (Whittaker, Fairbanks, 1958; McIntosh, 1973; Gillison, 1978; Matthews, 1978; Dale, 2000), однак такий підхід не є поширеним, замість нього віддають перевагу класифікаційним та ординаційним технікам (Raymond, Hosiea, 2009).

Важливим аспектом застосування сіток в екології є просторові сітки (Bascompte, 2007). Теорія графів, що лежить в основі сітьового підходу, може бути привнесена у ландшафтну екологію як спосіб узагальнення процесу фрагментації територіальних комплексів і його роль у функціонуванні угруповань. Класичною роботою у цьому напрямку є дослідження Д. Урбана й Т. Кейта (Urban, Keitt, 2001).

Сітка – це структурований граф, що складається із сукупності вузлів, з'єднаних між собою ребрами.

Побудова сітки в цьому дослідженні виконувалася за алгоритмом медіанних сіток (Bandelt, 1999). З метою досягти максимальної парсимонії вводяться додаткові вузли – медіанні вектори, або Штейнерові точки. Медіанні вектори з біологічної точки зору можуть бути інтерпретовані як існуючі, але не враховані при збиранні даних, об'єкти.

Усяке дослідження виконується у рамках тих або інших допущень про властивості досліджуваного об'єкта та «дозволених» методів дослідження його властивостей. На ці допущення накладаються обмеження певного роду, що відповідають умові конструктивності. Вони формулюються принципом економії (парсимонії – від англ. *parsimony*; також простоти), який має загальнонаукове значення (Павлинов, 2005).

Епістемологічний зміст принципу економії базується на ідеях середньовічного теолога У. Оккама, який проголосив гасло «відтинати все понад необхідне» при поясненні пізнаваних сутностей. Звідси алегорична назва принципу – «лезо Оккама». Уже в наш час це було названо «економією мислення», що означає мінімізацію допущень про причини, які породжують досліджуване явище – наприклад, біологічне розмаїття. Іншими словами, чим простіше пояснення, тим більше йому довіри. Із цього погляду, наприклад, із двох моделей, що однаково ефективно описують об'єкт, більш спроможна та, котра включає менше параметрів: вона більш «економна».

Онтологічний зміст ґрунтується на тезі одного із ранніх філософів-позитивістів Д. Юма про «простоту Природи». Пізніше це вилилося у формулу розвиненого позитивізму: «світ простий і тому допускає прості описи» (Р. Карнап). Є серйозні підстави сумніватися у розумності цього твердження: насправді світ не настільки простий, щоб його можна було описати простими формулами (Павлинов, 2005).

У філогенетиці два загальні розуміння принципу економії (парсимонії) реалізовані у двох концепціях. Він або вводиться в явному вигляді як частина онтологічного базису: певний (економний) характер приписується власне еволюційному процесу. Це – еволюційна парсимонія. Або він неявно присутній в алгоритмах, орієнтованих на мінімізацію вихідних допущень про еволюцію: це – методологічна парсимонія (Kluge, 1984).

Наслідком еволюційної парсимонії є модель мінімальної еволюції: вона припускає найменше число подій філогенезу, які призвели до спостережуваної розмаїтості організмів. Такими подіями є, у першу чергу, окремі зміни властивостей організмів. Відповідно, чим більш рідкісні повтори цих подій в еволюції, тобто чим менше в ній паралелізмів, що викликають гомопластичну подібність, тим більш вона «економна» (Павлинов, 2005).

З погляду принципу максимальної парсимонії в кладистиці віддають перевагу такі філогенетичні дерева, які відповідають найменшим еволюційним змінам. У біогеографії принцип парсимонії використовується для визначення міграції видів і популяцій виходячи з їх географічного поширення. За найімовірніші приймаються такі міграційні процеси, які вимагають найменших витрат для переміщення.

При методологічному трактуванні принципу економії сам характер еволюційного процесу, строго говорячи, не зачіпається: історичному розвитку не приписується неодмінно «ощадливий» характер. У цьому випадку «економною» є сукупність суджень про еволюцію: ключовою стає вимога мінімізації обсягу апріорних тверджень про властивості цього процесу. Виходячи із цього приймається, що з філогенетичних гіпотез, при інших рівних, переважніша та, котра отримана при найменшій кількості апріорних допущень про характер еволюції. Відповідно до даного критерію, за допомогою «леза Оккама» у першу чергу відтинаються (як мало обґрунтовані) властиві класичній філогенетиці міркування про адаптивний і спрямований характер еволюції, про ймовірності паралелізмів і реверсій (Павлинов, 2005).

## 8.2. Сітьова структура угруповань павуків

Для проведення сітьового аналізу ми використали програму Network 4.5.1.0 (<http://www.fluxus-technology.com/>). Ця програма призначена для реконструкції усіх можливих найпростіших філогенетичних дерев на основі наявних відомостей. Нами був використаний алгоритм побудови медіанних сіток. За основу були застосовані бінарні дані. Дані про чисельність тварин попередньо логарифмували та стандартизува-

ли. Кожна континуальна змінна була замінена трьома бінарними змінними. Перша бінарна змінна набуває значення «0», якщо значення континуальної змінної дорівнює нулю або «1» – якщо більше нуля. Друга бінарна змінна набуває значення «0», якщо значення континуальної змінної не більше 0,33 стандартного відхилення ( $\sigma < 1/3$ ) і «1» – у протилежному випадку ( $1/3 < \sigma$ ). Третя бінарна змінна набуває значення «0», якщо значення континуальної змінної не більше 0,66 стандартного відхилення ( $\sigma < 2/3$ ) і «1» – у протилежному випадку.

Для аналізу таксономічної структури угруповань павуків були відібрані види, які в наших збираннях були зустрінуті не менше ніж у шести біогеоценозах. Таких видів виявилось 32. Отримана сітьова структура показана на рисунку 44.

Аналізу були піддані дані про структуру населення павуків із таких місцеперебувань:

**Байрак Військовий:** північна експозиція, верхня третина: 1000 – степова цілинка, 1001 – бересто-пакленова діброва з грястицею; 1002 – північна експозиція, середня третина, липо-ясенєва діброва із зірочником; 1003 – північна експозиція, нижня третина, липо-ясенєва діброва із широколистяним; 1004 – тальвег, пакленова діброва з яглицею; 1005 – південна експозиція нижня третина, бересто-ясенєва діброва з келерією ліськовою; 1006 – південна експозиція середня третина, бересто-ясенєва діброва з фіалкою шершавою; 1007 – південна експозиція, верхня третина, бересто-чорнокленовий дубняк із грястицею.

**Байрак Яців Яр:** північна експозиція, верхня третина: 1008 – бересто-пакленова діброва з грястицею, 1009 – степова цілинка; 1010 – північна експозиція, середня третина, липо-ясенєва діброва з зірочником; 1011 – північна експозиція, нижня третина, липо-ясенєва діброва із широколистяним; 1012 – тальвег, пакленова діброва з яглицею; 1013 – південна експозиція нижня третина, бересто-ясенєва діброва з келерією ліськовою, 1014 – південна експозиція, середня третина, степова цілинка.

**Балка Бандурка:** 1015 – тальвег, пакленова діброва з яглицею; 1016 – південна експозиція, нижня третина, пакленова діброва з яглицею; 1017 – степова цілинка, 1018 – південна експозиція, верхня третина, степова цілинка.

**Балка поблизу с. Нововоронцівка (урочище Осокорівка, Херсонська область):** 1019 – північна експозиція, нижня третина, лісьове насадження; 1020 – тальвег, зарості грецького горіха; 1021 – південна експозиція, нижня третина, лісьове насадження, чагарник, 1022 – південна експозиція, середня третина, чагарник у степу, 1023 – петрофільний степ, 1024 – південна експозиція, верхня третина, петрофільний степ.

**Заплава р. Оріль:** 1025 – бересто-чорнокленовий дубняк з розхідником звичайним; 1026 – бересто-чорнокленовий дубняк із конвалією; 1027 – болотистий луг.

**Заплава р. Самара:** прируслова заплава: 1028 – липова діброва діброва із широколистяним; 1029 – липова діброва із грястицею збірною; 1030 – липова діброва із зірочником; притерасна заплава: 1031 – в'язо-ясенєва діброва з яглицею; 1032 – ольс із болотним великолистяним, 1033 – ольс із сирим великолистяним; центральна заплава: 1034 – липо-ясенєва діброва з пухнатою осокою, 1035 – липо-ясенєва діброва із широколистяним, 1036 – липо-ясенєва діброва із зірочником.

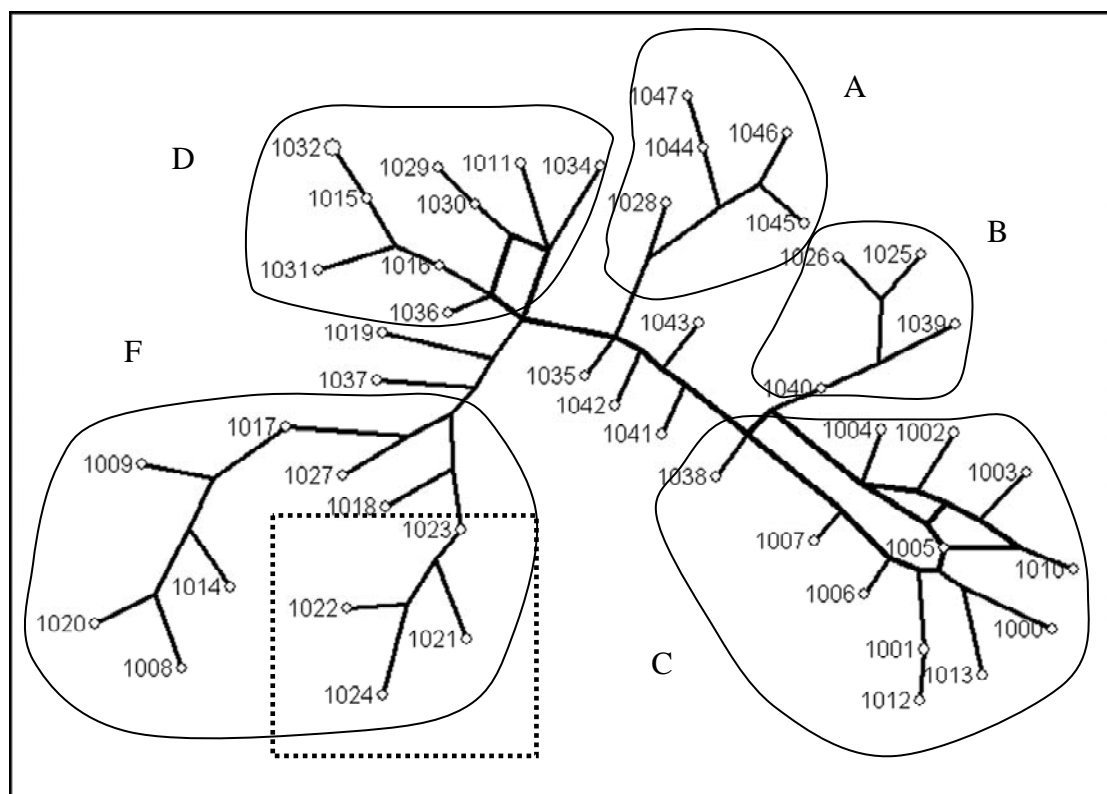
**Урочище Круглик:** 1037 – 100 м на схід від урочища, заплавної луг; 1038 – 200 м від східного узлісся, липо-ільмова діброва з яглицею, 1039 – східне узлісся урочища, паклено-ясенєва діброва із широколистяним, 1040 – центр урочища, липо-ільмова діброва з яглицею.

**Правий берег р. Самара, пристін:** 1041 – верхня третина схилу берега, бересто-чорнокленовий дубняк із грястицею; 1042 – середня третина, бересто-чорнокленовий дубняк із грястицею.

**Чорний ліс (Кіровоградська область):** 1043 – північна експозиція, верхня третина, липо-грабова діброва із широколистяним; 1044 – північна експозиція, середня

третина, липо-ясеневі дубова із широколистяними; 1045 – північна експозиція, нижня третина, липо-ясеневі дубова з яглицею; 1046 – тальвег, в'язо-ясеневі дубова із сірим великотрав'ям; 1047 – плакор, бересто-пакленова дубова з грестицею.

На рисунку 44 можна чітко виділити кілька гілок-кластерів (позначені А–F). Медіанна сітка складається з вузлів і зв'язків між ними. Вузлами є досліджувані об'єкти або медіанні вектори. Медіанний вектор – це гіпотетичний об'єкт (вузол), необхідний для об'єднання реальних об'єктів у сітку з найбільшою точністю (збільшена область рис. 44 – рис. 45). Зв'язки між об'єктами встановлюються за ключовими розбіжностями, які виникають у результаті мутацій (за аналогією з вивченням генетичних даних). У випадку з екологічними даними зв'язки відповідають індикаторним видам, які визначають специфіку вузлів.



**Рис. 44.** Сітьовий аналіз структури угруповань павуків на основі даних про чисельність домінуючих видів

**Умовні позначки:** А–F – кластери; нумерація БГЦ – див. у тексті; прямокутник, позначений штрих-пунктиром – див. рис. 45

Так, на рисунку 45 як приклад детально показана природа зв'язку між вузлом 1022 і медіанним вектором mv3. Як видно із рисунка, цей зв'язок утворюють мутації чисельності *Asianellus festivus*, які можна інтерпретувати як зменшення чисельності цього виду від вузла 1022 до медіанного вектора mv3. Крім того, у формуванні ребра бере участь вид *Harpactea rubicunda*: мутація чисельності цього виду  $2/3 = \sigma$  є важливою в

розмежуванні 1022 і mv3. З міркувань наочності така інформація не представлена на рисунку 45, однак вона є дуже важливою для інтерпретації отриманої конфігурації сітки.

На рисунку 44 центральну область займає кластер, складений із біогеоценозів Чорного лісу (кластер А). Характерною рисою цього комплексу видів є *Agroeca brunnea*. З іншими біогеоценозами степового Придніпров'я угруповання павуків Чорного лісу пов'язані через місцеперебування в долині р. Самара (заплава ріки та правий берег). Перехід до інших угруповань пов'язаний із появою високої чисельності *Arctosa lutetiana*, що не характерний для угруповань у Чорному лісі та у заплаві р. Самара. До групи угруповань Чорного лісу за складом домінуючих видів павуків близькі угруповання прируслової заплави р. Самара (1028).

Можна виділити два напрямки трансформації таксономічної структури угруповань павуків від кореневого комплексу видів у Чорному лісі. Це комплекси лісових угруповань байраків Військовий і Яців Яр (кластер С), а також урочища Круглик і заплави р. Оріль (кластер В) – з одного боку, та інші угруповання – з іншого (кластери D, F).

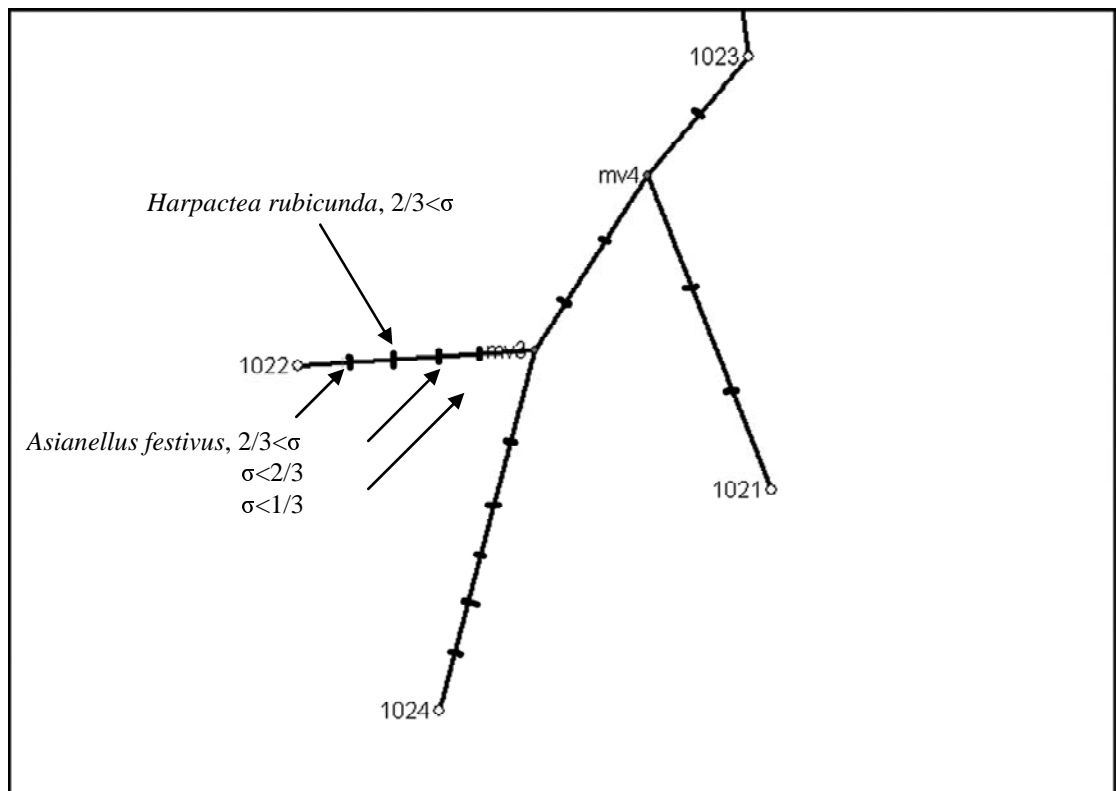


Рис. 45. Збільшена область, позначена на рис. 45 штрих-пунктиром.

Умовні позначки: 1021–1024 – див. текст; mv3, mv4 – медіанні вектори; штрихи на ребрах – позиції мутацій

Індикатором комплексу видів байраку Військовий, байраку Яців Яр (в останньому випадку – це біогеоценози, наближені до тальвегу), урочища Круглик і заплави р. Оріль (кластери В и С) є *Pisaura mirabilis*. Для заплави р. Оріль (кластер В) характерний павук-вовк *Alopecosa pulverulenta*, де він демонструє високу чисельність. Трапля-

ється *Zora spinimana*, однак його чисельність нижча, ніж у байраку Військовий. Також для заплави р. Оріль характерний *Diplocephalus picinus*, який з більш високою чисельністю трапляється також у Чорному лісі. За складом видів-домінантів угруповання урочища Круглик близькі до угруповань павуків у заплаві р. Оріль. Як для заплави р. Оріль, так і для урочища Круглик, характерними є висока чисельність *Trochosa terricola* і *T. ruricola*.

Для біотопів південної експозиції байраку Військовий особливо характерні *Agroeca cuprea* і *Zelotes electus*. У байраку Військовий і почасти у байраку Яців Яр, а також у біогеоценозах заплави р. Оріль, часто можна зустріти *Zora spinimana*. Типовим для байрачних лісів є *Harpactea rubicunda*.

Важливим кластером у протилежному напрямку є угруповання заплави р. Самара та її правий берег (кластер D). До цього кластера примикають балкові угруповання урочища Яців Яр (переважно верхні третини схилів – 1008, 1009, 1014), а також балки Бандурка (1017) й урочища Осокорівка (1020) (кластер F).

Кластер F відрізняється від інших угруповань відносно більш низьким рівнем чисельності *Ozyptila praticola* або його відсутністю. У свою чергу, угруповання заплави р. Самара від байрачних комплексів відрізняються відносно низькою чисельністю *Pardosa lugubris* і *Trochosa terricola* і більш високою чисельністю *Ozyptila praticola*.

Таким чином, джерелом формування інтразональних фауністичних елементів степової зони є лісові угруповання лісостепу, які в нашому дослідженні представлені комплексами Чорного лісу. Значну близькість за видовою структурою до лісостепових комплексів демонструють угруповання байраку Військового та деяких угруповань заплави р. Самара. Необхідно відзначити, що байрак Військовий має тісний контакт із пристінними комплексами р. Дніпро. Очевидно, що проникнення інтразональних елементів у межі степової зони здійснювалося заплавними системами степових рік. Цілком імовірно, що процес розселення складався з декількох етапів, що зумовило фауністичні особливості екологічно подібних комплексів.

### 8.3. TWINSPAN-ординація угруповань павуків

Сітьове відображення структури угруповання дозволяє одержати інформацію про склад і взаємне положення основних компонентів, які цю структуру формують. Доцільним можна вважати порівняння сітьової структури з результатами більш звичної ординаційної процедури, що має ієрархічну організацію, як, наприклад, TWINSPAN-аналіз.

TWINSPAN – це програма для класифікації видів і зразків, у результаті якої може бути отримана таблиця з упорядкованим (ординованим) розташуванням як видів, так і зразків (місць добору проб), що апроксимує результати ординаційної техніки Браун-Бланке. Процес класифікації є ієрархічним, зразки послідовно розбиваються на нові категорії, а види потім розбиваються на групи на основі класифікації зразків (Hill, 1979). Традиційно місцеперебування розбиваються на дві групи залежно від знаку на головну вісь, що отримана в результаті аналізу відповідностей. Подальша розбивка виконується аналогічним способом. На кожному кроці розбивки кожний вид одержує кількісну оцінку переваги однієї з виникаючих груп місцеперебувань. Ці оцінки надалі використовуються для побудови уточненої ординації місцеперебувань і для віднесення видів у відповідні групи. Для моделювання концепції *диференціальних видів*, тобто таких, які мають чіткі екологічні переваги, програма TWINSPAN створює псевдовиди. Псевдовиди дозволяють оцінити індикаторне значення виду на основі їх відносної чисель-



ності. Ідея диференціальних видів має більшою мірою якісне наповнення, і для того, щоб бути ефективною з кількісними даними, повинна бути перетворена у кількісному вигляді. Псевдовиди служать для такого перетворення. Конструювання псевдовидів ґрунтується на тому, що основна частина кількісної інформації може бути відтворена за допомогою порівняно грубої шкали, як наприклад, шкала у системі Браун-Бланке «покриття – чисельність». Можуть бути встановлені рівні відносної чисельності видів, при яких виділяються псевдовиди. При перевищенні 1-го, 2-го і т. д. рівня чисельності вид буде заміненний на 2-й, 3-й і т. д. псевдовид.

Процедура TWINSPAN-аналізу широко застосовується в екологічних дослідженнях, але деякі особливості алгоритму були піддані критиці Л. Белбіном і К. Макдональдом (Belbin, McDonald, 1993). Ці автори виділяють дві особливості. По-перше, TWINSPAN припускає існування сильного градієнта, який в основному визначає структуру даних і тому не здатний виділити другий градієнт або відобразити більш складну структуру. По-друге, місце розбивки градієнта уздовж головної осі вибирається досить довільно, тому замість виділення більших пробілів у даних, місцеперебування, які мають дуже близьку видову композицію, можуть бути віднесені до різних груп.

Критику доповнюють М. Дюфрен і П. Лежандр (Dufrene, Legendre, 1997), які відзначають таке. Для класифікації місцеперебувань у програмі не можуть використовуватися інші процедури, крім аналізу відповідностей і безтрендового аналізу відповідностей. Крім того, концепція псевдовидів ґрунтується на обчисленні відносної чисельності виду, на що сильно впливає абсолютна чисельність інших видів в угрупованні. Відносна чисельність може бути сильно перекичена, особливо у випадку методів збирання матеріалів за допомогою пасток, тому що рухливість у різних видів різна.

Результати TWINSPAN-аналізу списку видів наведені в таблиці 58. Необхідно відзначити, що наочність подання ординації як видів, так і угруповань, більш очевидна у випадку TWINSPAN-аналізу, що, власне, і мали на меті розробники цієї процедури. Сітьове відображення більш наочно показує взаємне розташування угруповань, а значення видів для формування структури може бути з'ясоване під час додаткового вивчення результатів аналізу. Крім того, у випадку сітьового відображення виділяються найбільш інформативно важливі ознаки (у нашому випадку – види) для формування зв'язку (у цьому випадку реальний зміст зв'язку має протилежне значення – він указує на максимальну розбіжність). На протигагу цьому, TWINSPAN-аналіз виділяє близькі плеяди видів.

У цілому можна стверджувати, що сітьове відображення дає більш структуроване уявлення про організацію угруповання, тоді як результати TWINSPAN-аналізу видових списків павуків дають часто досить аморфні результати.

Так, структурно відособленою за результатами TWINSPAN-аналізу можна розглядати тільки одну групу угруповань (правий нижній кут у таблиці нижче позиції 1016). Інші угруповання з погляду видового складу не мають чітких меж. Їх своєрідність виражається, насамперед, у специфічному наборі структурних блоків видів (плеяд), які, необхідно відзначити, у TWINSPAN-аналізі виділяються досить добре.

Сітьовий підхід ціною деякого зайвого спрощення дає нам структуровану картину організації угруповання павуків.

Для побудови сітьової структури, крім інформації про склад домінуючих видів павуків, нами була використана інформація про екологічну структуру угруповань. Дані про екоморфічну структуру також були наведені у вигляді бінарних змінних. Результати аналізу показані на рисунку 46.

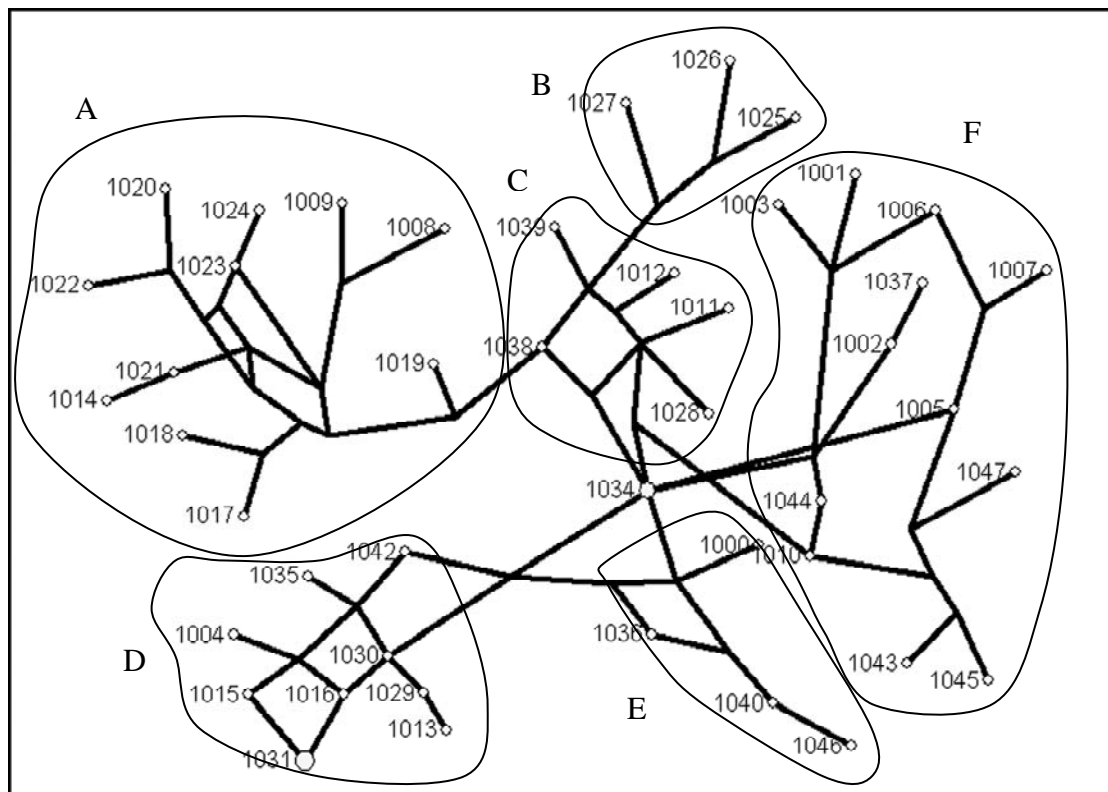
Дані, наведені на рисунку 46, дозволяють виділити декілька екологічно подібних комплексів угруповань. Так, відносно відособлений кластер формують угруповання степового ряду (кластер А). Екологічною особливістю цієї групи є висока роль представників степантів мезоксерофілів мегатрофів.



Закінчення таблиці 58

БГЦ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	Угру- повення		
1038	-	-	-	-	2	4	-	4	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	5	4	5	-	3	-	-	-	-	-	-	*011010	
1039	-	2	-	-	-	1	-	3	3	-	-	-	-	-	-	3	-	-	2	-	-	-	5	5	5	1	2	-	-	1	-	-	-	*011010	
1040	-	-	-	-	-	2	1	-	3	3	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	5	4	5	-	3	-	-	-	-	-	-	*011010	
1008	-	1	-	-	2	1	-	3	3	2	-	1	2	2	-	3	3	3	1	1	1	1	5	4	5	2	2	-	-	1	-	-	-	*011011	
1009	-	-	-	-	-	-	-	2	4	-	1	1	3	-	-	4	-	2	-	-	-	1	5	4	5	-	-	-	-	-	-	-	-	*011011	
1034	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	3	2	-	1	-	-	1	-	-	-	*011110	
1035	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	2	-	2	-	2	-	-	-	-	*011110	
1041	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	4	-	2	-	-	-	-	-	-	*011110	
1042	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	3	-	2	-	-	-	-	-	-	*011110	
1043	-	-	-	4	3	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	3	5	-	3	-	-	-	-	-	-	*011110	
1044	-	-	2	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	3	3	-	3	-	-	-	-	-	-	*011110	
1046	1	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	4	4	-	3	5	-	-	-	-	-	*011110	
1047	-	-	3	3	3	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	4	2	-	-	-	2	-	-	-	-	*011110	
1028	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	2	3	-	2	-	2	-	-	-	-	*011111	
1016	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	4	-	1	1	-	-	-	-	-	*100	
1029	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	3	3	-	3	-	2	-	1	2	-	-	*100
1030	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	3	3	-	2	-	-	-	1	2	-	-	*100
1036	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4	3	1	1	-	-	-	-	-	-	-	*100
1015	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2	-	2	3	-	-	-	-	-	-	*101
1031	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	2	4	-	2	-	-	-	-	*11
1032	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4	-	1	3	1	-	-	*11
1033	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4	-	1	2	2	-	-	*11

Умовні позначки: Види та класифікатори угруповань: \*0000: 1 – Z. spinimana; 2 – T. flavipes; \*00010: 3 – C. saevulescens; 4 – D. picinus; 5 – A. brunnea; 6 – X. lucator; 7 – H. silvestris; 8 – T. lapicidantur; \*00011: 9 – A. luteitana; 10 – P. mirabilis; 11 – A. cuprea; \*001: 12 – Xysticus sp.; 13 – Agelenidae sp.; 14 – Z. electus; 15 – A. pulverulenta; 16 – T. ruficola; 17 – A. sulzeri; 18 – A. trabalis; \*0011: 19 – H. rubicunda; 20 – G. lucifuga; 21 – D. lapidosus; 22 – A. festivus; \*01: 23 – T. terricola; 24 – Lycosidae gen. sp.; 25 – P. lugubris; 26 – A. saltuum; \*10: 27 – O. praticola; 28 – P. hygrophilus; 29 – D. concolor; 30 – M. pseudocollinus; \*11: 31 – Linyphiidae gen. sp.; 32 – P. listeri. Нумерація БГЦ – див. текст.



**Рис. 46.** Сітвовий аналіз структури угруповань павуків на основі даних про екологічну структуру

**Умовні позначки:** див. текст.

Екологічною своєрідністю характеризується комплекс видів павуків заплави р. Оріль (кластер В). Його відмінною рисою є перевага лугових мезофільних мезомегатрофів.

В екологічному центрі перебувають угруповання, які зазнають впливу від степових, лісових, лугових і болотних ценогічних елементів і є свого роду загальним знаменником усього екологічного комплексу. Центральний кластер (С) представлений угрупованнями урочища Круглик (1038, 1039), байраку Яців Яр (1011, 1012), прируслової (1028) і центральної (1034) заплави р. Самара.

Збільшення ролі лугових ультрагірофільних мезомезотрофів, а також гірофільних мезомегатрофів зумовлює формування екологічного комплексу угруповань, пов'язаних із луговими ґрунтами (кластер D).

Екологічно подібний комплекс формують угруповання Чорного лісу та байраку Військовий (кластер F). Своєрідність цього комплексу визначається перевагою гірофільних мезомегатрофних пратантів-сильвантів, що особливо характерно для угруповань Чорного лісу. Угруповання байраку Військовий відрізняються від близьких до них за екологічною структурою угруповань центральної заплави перевагою мезофільних мезотрофних сильвантів.

Кластер E поєднує угруповання центральної заплави р. Самара (1036), центральної частини урочища Круглик (1046) і тальвегу байраку у Чорному лісі. Екологічною особливістю цього комплексу є перевага гірофільних мезомегатрофних лугових видів.

# 9

## ВІЗУАЛІЗАЦІЯ ФОРМИ УГРУПОВАННЯ ПАВУКІВ

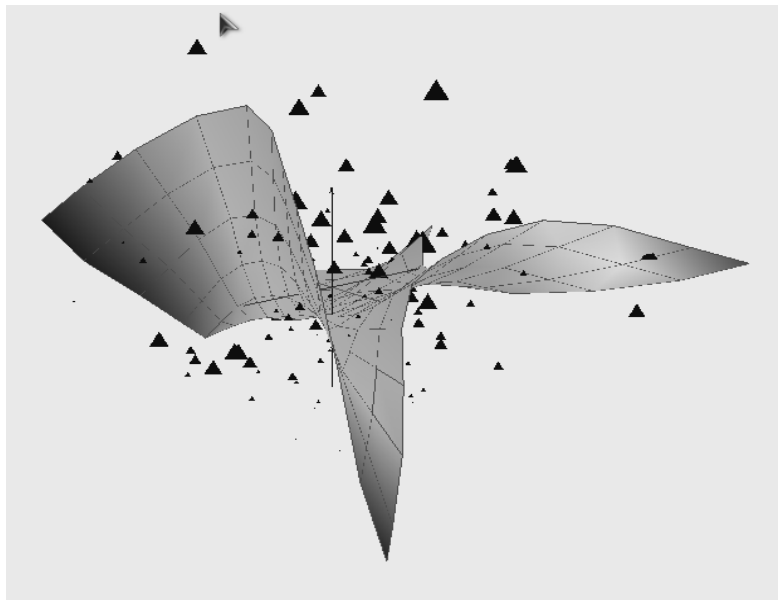
Угрупування павуків є багатовимірним об'єктом, який може бути охарактеризований низкою екологічних показників. Візуалізація багатовимірних даних є нетривіальним завданням, тому що воно має на меті відображення простору великої кількості розмірностей у вигляді дво- або тривимірного об'єкта при мінімальних втратах істотної інформації. Для виконання поставленого завдання були запропоновані процедури пружних карт (Зинов'єв, 2000). Практичне виконання зазначених процедур можливе за допомогою програми ViDaExpert 1.0 (<http://www.ihes.fr/~zinovyev/vida/vidaexpert.htm>).

Екологічна матриця угруповання павуків, розглянута у попередньому розділі, може бути візуалізована за допомогою методу пружних карт. Пружна карта виникає як результат проєкції вихідних даних на деяку поверхню, що найкраще з погляду деякого критерію відображає ці дані. Ця поверхня повинна бути досить еластичною, щоб відобразити особливості простору ознак, а, з іншого боку, повинна бути досить пружною, щоб не повторювати мінливість, пов'язану із шумом.

Така пружна поверхня у просторі перших трьох головних компонентів показана на рисунку 47.

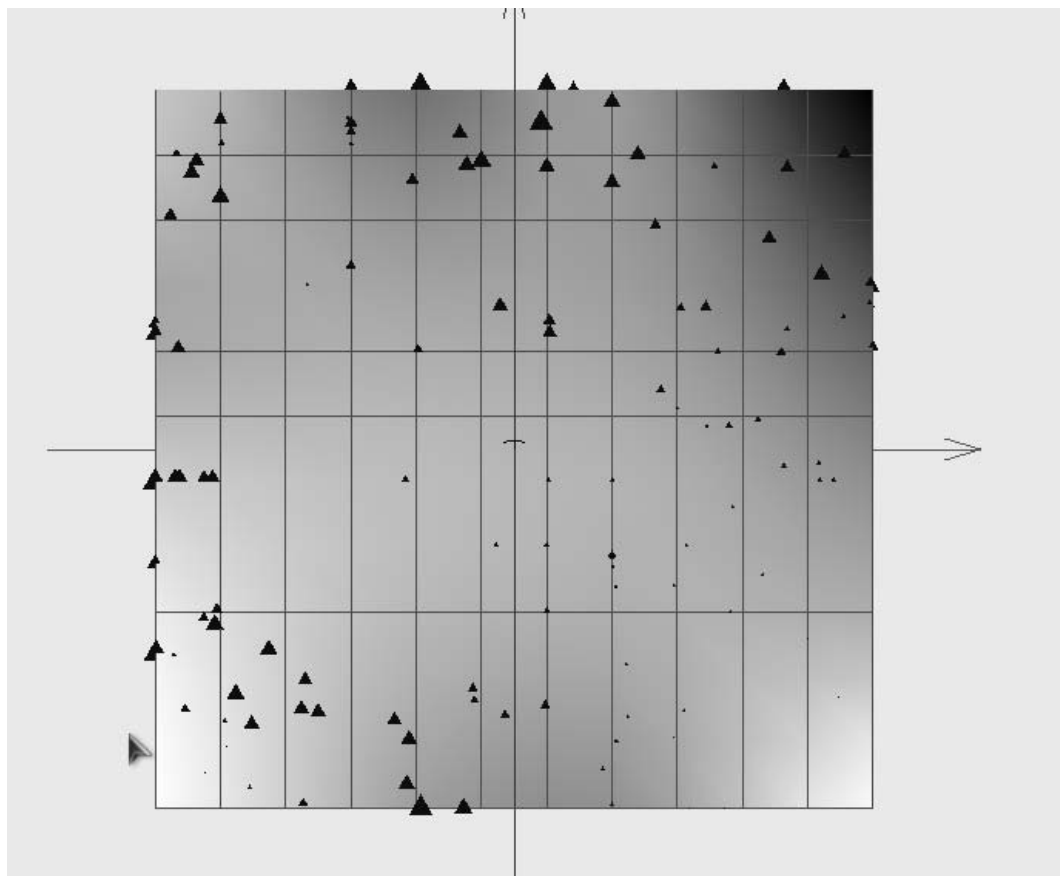
**Рис. 47.** Пружна карта угруповання павуків у просторі перших трьох головних компонентів.

Розмір трикутників пропорційний індексу екологічної організації угруповання ( $Org_{Eco}$ )



Як видно з рисунка 47, пружна поверхня, на яку здійснюється проекція вихідних даних, має досить складну геометрію. Ця властивість відбиває нелінійний характер вихідних даних. На рисунку вихідні дані показані трикутниками. Чим ближче проходить поверхня до точок, тим краще вона описує вихідні дані. Однак необхідно враховувати, що мінливість розташування точок може бути зумовлена як закономірними, так і випадковими причинами. Тому пружність поверхні до деякої міри сприяє відділенню випадкової компоненти мінливості від закономірної.

У внутрішніх координатах така пружна карта матиме форму квадрата (рис. 48).



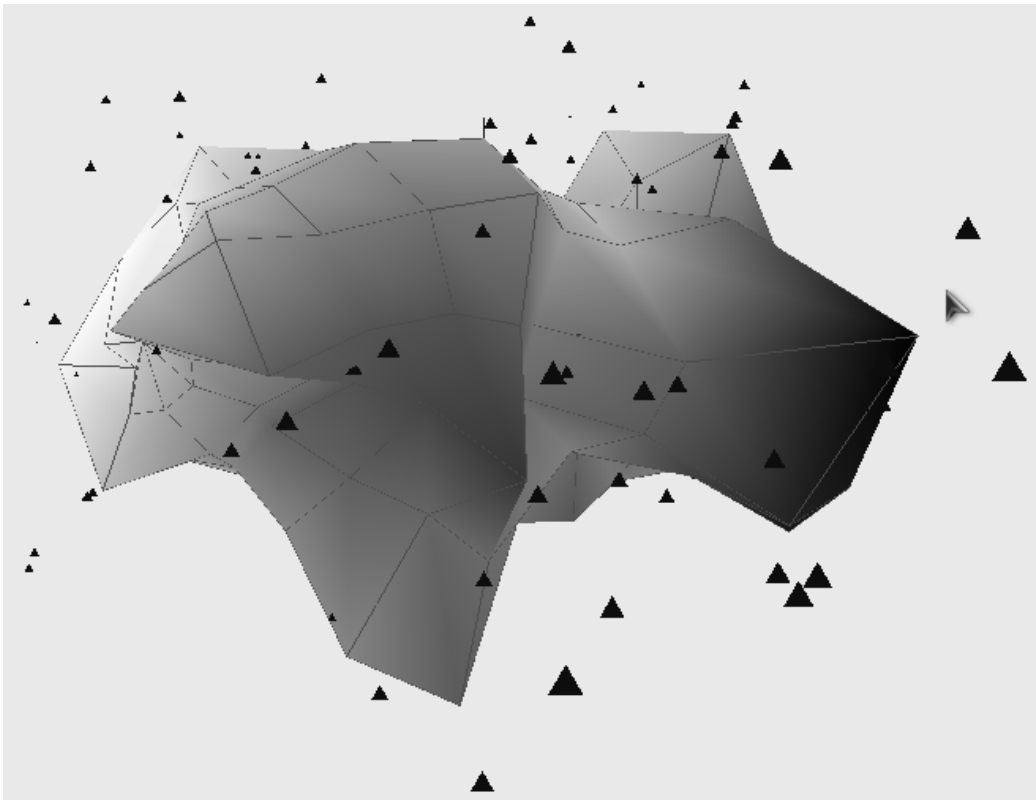
**Рис. 48.** Пружна карта угруповання павуків у внутрішніх координатах.

Розмір трикутників пропорційний індексу екологічної організації угруповання. Градації сірого пропорційні чисельності угруповання павуків

Метод пружних карт має широкий спектр зображальних можливостей для відображення багатовимірних даних. Так, на рисунку показано за допомогою розмірів трикутників (вихідні дані), як змінюється індекс екологічної організації угруповання павуків ( $Org_{Eco}$ ). Якщо для інтерпретації пружної карти використати метафору екологічного простору, то можна стверджувати, що на периферії екологічного простору, за винятком нижнього правого квадранта, відбувається збільшення індексу екологічної організації угруповання павуків. За допомогою розфарбування легко показати, що область низького рівня індексу екологічної організації відповідає степовим зональним угрупованням. На наведеному рисунку градієнтом сірого показано рівень загальної чисельності угруповання павуків.

На наш погляд, цікавим є відображення угруповання у вигляді сферичної карти – відображення у просторі головних компонентів у сферичних координатах. Пружна поверхня створює тривимірний об'єкт, що є результатом деформації сфери. Його можна розглядати як екологічну форму угруповання. У такому контексті термін *екоморфа* набуває буквального значення. Форма екологічно однорідного угруповання близька до сфери. Поліценотичне утворення може бути представлене як геометричне тіло, що складається з декількох сфероїдів. Тому морфологія екологічного тіла має складний характер і відбиває взаємини компонентів, з яких воно складається.

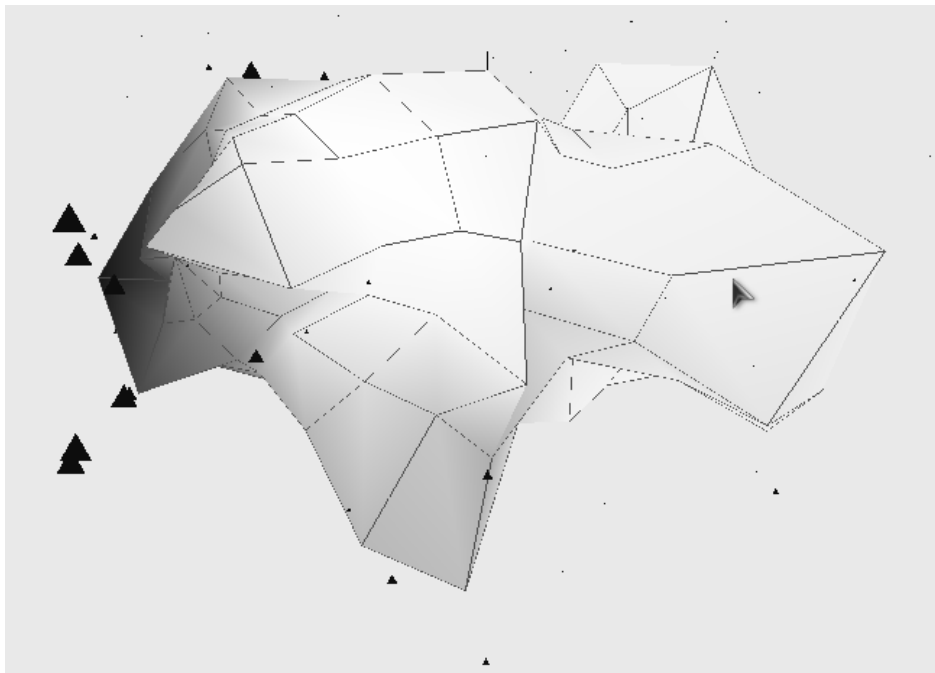
Головна компонента 1 звичайно виділяє мінливість, пов'язану з розмірами (аналогом морфологічного уявлення розміру є загальна чисельність угруповання), тому спостерігається закономірна динаміка чисельності угруповань на поверхні досліджуваного морфологічного об'єкта (рис. 49).



**Рис. 49.** Зміна чисельності на сфероїді угруповання павуків.

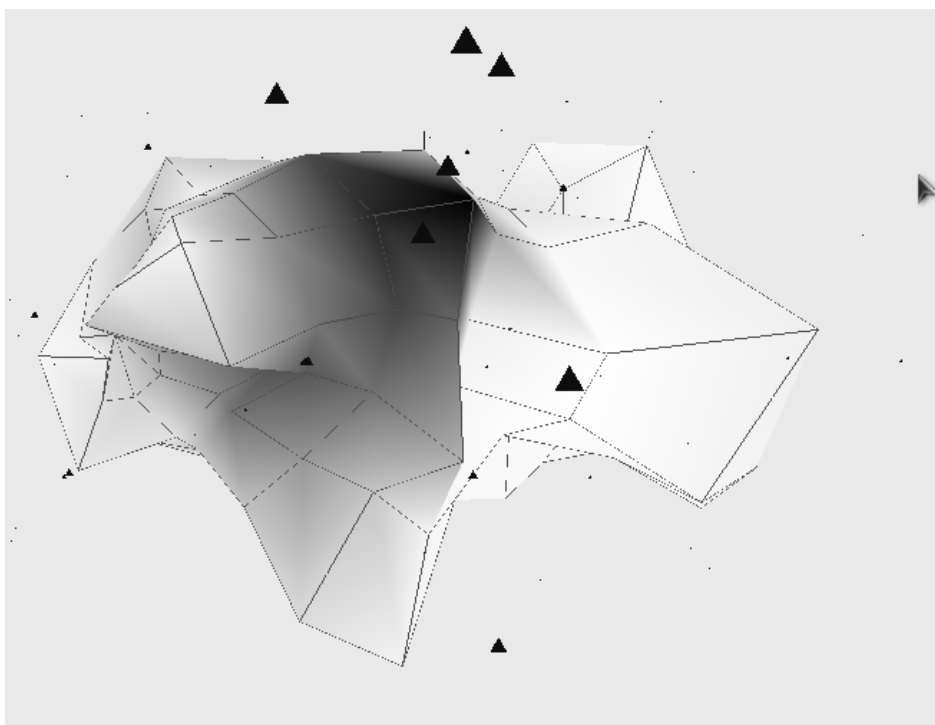
Інтенсивність зафарблення та розміри трикутників пропорційні ступеню виразності ознаки

Область екологічної форми, що відповідає мінімальним чисельностям угруповання павуків, зайнята степантами (рис. 50). На рисунку це частина об'єкта ліворуч і трохи позаду. Пратанти займають центральну частину об'єкта (рис. 51), а сільванти – ліву частину (рис. 52). Фрагмент, що відповідає сільвантам, найбільш об'ємний з усіх ценоморф. Палюданти розташовані на виступі між степантами та пратантами (рис. 53). Пратанти-сільванти розташовані між сільвантами, пратантами й степантами (рис. 54).



**Рис. 50.** Зміна частки степантів на сфероді угруповання павуків.

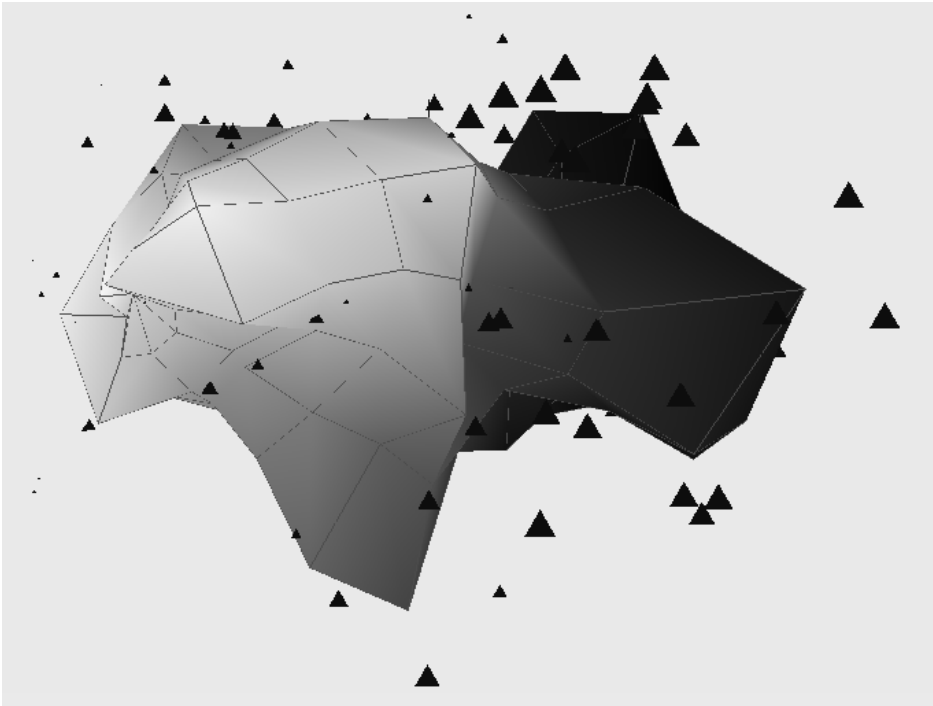
Інтенсивність зафарблення та розміри трикутників пропорційні ступеню виразності ознаки



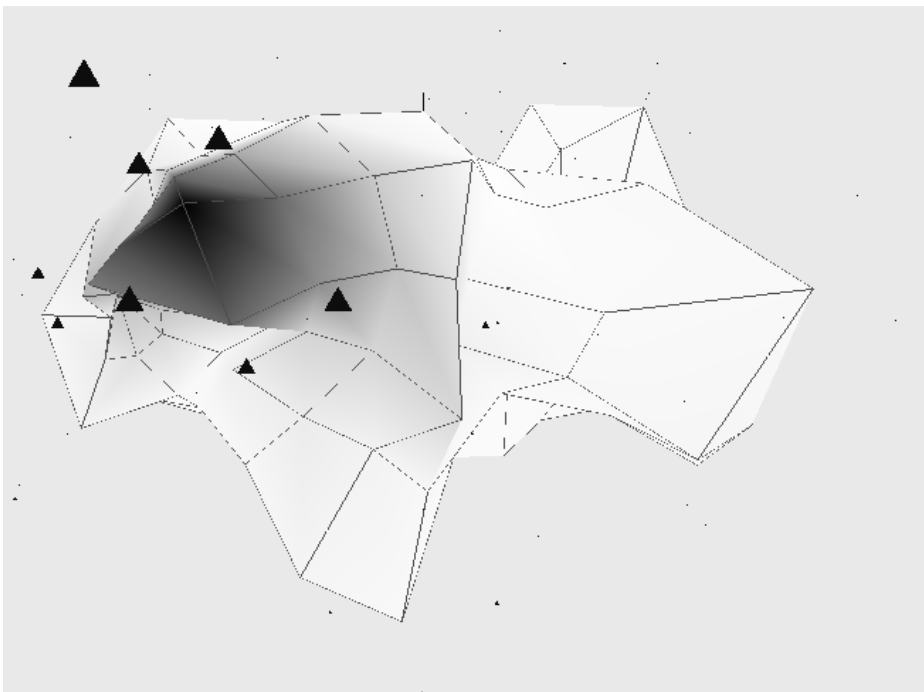
**Рис. 51.** Зміна частки пратантів на сфероді угруповання павуків.

Інтенсивність зафарблення та розміри трикутників пропорційні ступеню виразності ознаки

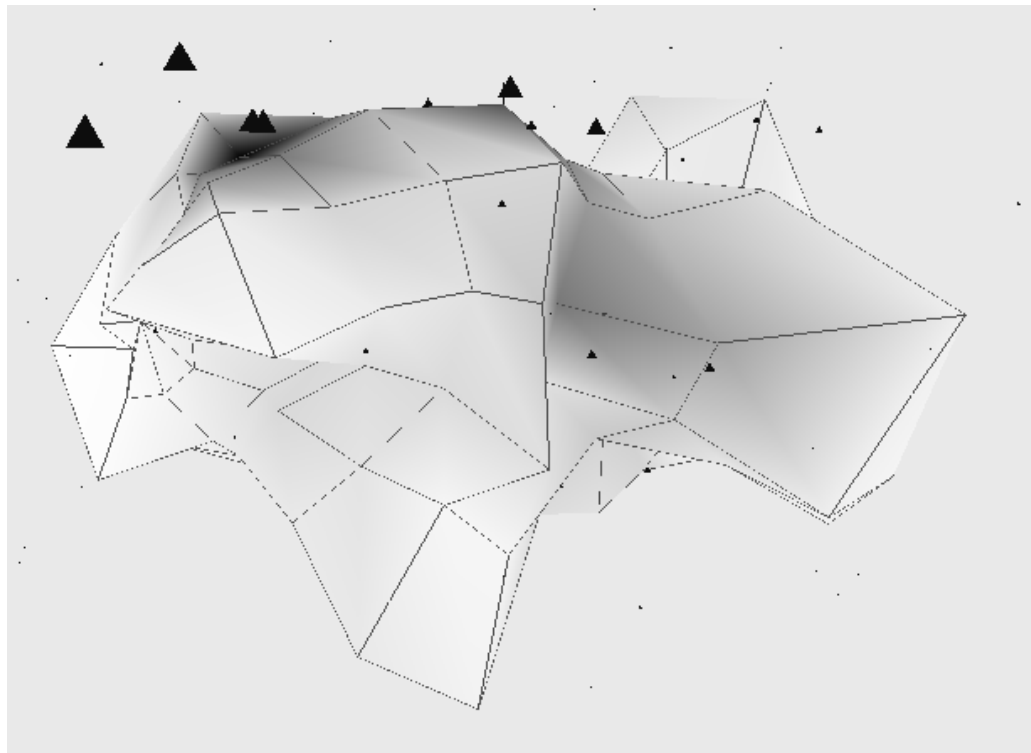




**Рис. 52.** Зміна частки силвантів на сфері у групування павуків.  
Інтенсивність зафарблення та розміри трикутників пропорційні ступеню виразності ознаки



**Рис. 53.** Зміна частки палюдантів на сфері у групування павуків.  
Інтенсивність зафарблення та розміри трикутників пропорційні ступеню виразності ознаки



**Рис. 54.** Зміна частки пратантів-сильвантів на сфероді угруповання павуків. Інтенсивність зафарблення та розміри трикутників пропорційні ступеню виразності ознаки

Таким чином, екологічна форма візуально представляє угруповання як цілісне утворення, що містить у собі екологічно різноманітні ценотичні елементи. Складність конфігурації утворення відбивається у його геометричній формі. Ми наочно одержуємо свідчення паралелізму між екологічними особливостями угруповання і його геометричним образом. У такому контексті екоморфи можна інтерпретувати як морфологічні частини цілого утворення, яким є угруповання.

Часто між екоморфами та життєвими формами ставиться знак рівності, однак О. Л. Бельгард (1950) відрізняв ці два поняття. Під життєвою формою розуміються пристосування організму, які відбиваються у його морфології, тоді як екоморфа – це сукупність адаптацій до біоценозу в цілому та до кожного зі структурних елементів екотопу окремо (Бельгард, 1950).

Якщо адаптації життєвих форм відбиваються в морфології організмів, то особливості екоморф відбиваються в морфології угруповання.

Конвергентна еволюція властивостей видів, які займають подібні екологічні умови, звичайно розглядається як свідчення адаптації (McLennan, Brooks 1993; Pagel, 1994; Schluter, 1988). Спостереження, які стосуються конвергентної еволюції, відігравали важливу роль у розвитку Дж. Гріннеллом концепції екологічної ніші (Grinnell, 1917, 1924 – цит. за Harmon et al., 2005). Дж. Гріннелл розглядав конвергентну еволюцію як доказ того, що ніша існує незалежно від видів, які її займають.

Дж. Хатчинсон (Hutchinson, 1959) переорієнтував розуміння ніші та запропонував, що ніша є властивістю виду, а не навколишнього середовища. У цьому сенсі ніша змінюється у процесі еволюції, а конвергенція має на увазі, що відбір у подібних екологічних умовах призводить до конвергентної еволюції екологічних ніш (Harmon et al., 2005).

Ще один важливий внесок Дж. Хатчинсона у теорію ніші полягає в концепції багатовимірної ніші: організм взаємодіє з навколишнім середовищем уздовж безлічі біотичних і абіотичних вимірів ніші (Hutchinson, 1959).

Ідея екологічних груп – екоморф і концепція екологічної ніші тісно пов'язані між собою. Екоморфа – це сукупність організмів, які характеризуються найбільшим ступенем перекривання екологічних ніш у якому-небудь аспекті екологічної ніші. Багатовимірність ніші є основою для виділення множини (варто додати – ієрархічно організованої) екоморф.

Екоморфи є результатом типізації екологічних ніш. Екологічна ніша за своєю природою континуальна, тоді як екоморфи є дискретними проекціями ніш.

Багатовимірний характер конвергенції властивостей видів може розглядатися у двох аспектах. У першому множина організмів властивостей може конвергувати як відповідь на координувальний вплив окремого фактора навколишнього середовища. Однак така конвергенція не відбиває дійсно багатовимірного впливу навколишнього середовища (Green, 1971). Навпаки, різні організмені властивості можуть конвергувати у відповідь на різні фактори навколишнього середовища, кожний з яких діє незалежно. У другому випадку конвергенція множини властивостей може відбивати багатовимірний характер ніші (Harmon et al., 2005). Власне кажучи, такий множинний характер адаптивних перетворень у відповідь на координувальний вплив біоценозу в цілому або структурних елементів екотопу (фактори навколишнього середовища) і є основою виділення О. Л. Бельгардом (1950) екоморф.

Близьким за значенням до терміна *ekomorfa* в розумінні О. Л. Бельгарда (1950) є поняття *екологічна гільдія*. Концепція екологічної гільдії – це група видів, що використовує однаковий ресурс подібним чином – починається з ранніх праць з екології тварин і рослин, коли екологи розрізняли організацію трофічних груп, таких як «Genossenschaften» (Schimper, 1903 – цит. за Uetz et al., 1999) або «Syntrophia» (Balogh, Loksa, 1956). Сучасне застосування терміна *гільдія* було формалізоване у дослідженні типів використання ніш птахами в розумінні групи видів, які використовують однаковий клас ресурсів навколишнього середовища однаково чином (Root, 1967). Пізніше ця концепція була застосована для фауни артродів (Root, 1973).

Припущення, яке може бути виведене з теорії конкуренції, полягає у тому, що види у межах однієї гільдії найімовірніше вступають у конкурентні відносини, у зв'язку із цим передбачається, що гільдія формує основу організації угруповання (Uetz et al., 1999).

Незважаючи на безліч досліджень, які стосуються гільдій як основи структури угруповань, тривають дискусії щодо визначення поняття гільдії та умов, за яких концепція гільдії може бути застосована. Критика включає вказівки на відсутність формального визначення, яке може бути перевірене експериментально (Adams, 1985) і помилкове використання дослідниками гільдій в обсязі таксономічних груп (Jaksic, 1981; Hawkins, MacMahon, 1989; Jaksic, Medel, 1990).

Концепція гільдії створює екологічно відповідний контекст, що дає можливість для вивчення міжвидової конкуренції у складних взаємодіях між видами (Hawkins, MacMahon, 1989). Таксоцен не обов'язково рівноцінний екологічній гільдії, однак, щоб бути однозначно визначеною, гільдія повинна відповідати двом критеріям: це сукупність видів, які використовують *подібний клас* ресурсів і роблять це поведінково *подібним чином* (Simberloff, Dayan, 1991).

Незважаючи на те, що види часто використовують ресурси подібним чином, гільдія повинна відбивати також і таксономічні відносини. Істотно різні таксономічно види можуть не належати одній гільдії, навіть якщо використовують подібний ресурс (Uetz et al., 1999).

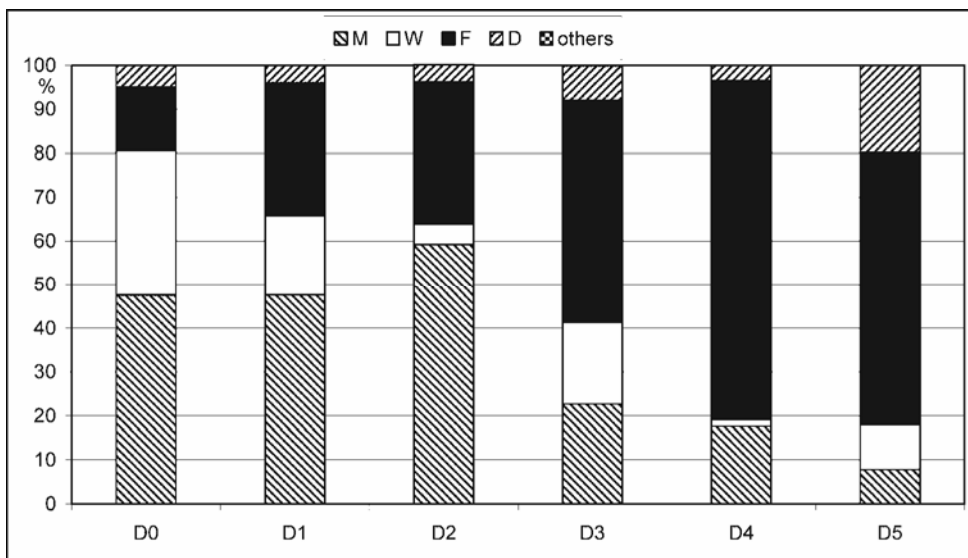
Отже, представники однієї гільдії використовують подібні ресурси подібним чином. Як наслідок – виникає інтенсивна конкурентна взаємодія між членами гільдії.

Однак екологічне значення мають не тільки відносно сильні прямі взаємодії, а й непрямі. Не тільки конкуренція за ресурси, а й подібний характер реакції організмів на умови навколишнього середовища істотно визначають структуру угруповання.

Важливим є не тільки сам характер ресурсу та спосіб його споживання, а й багатовимірний характер екологічного простору, у якому здійснюється екологічна взаємодія. Динаміка ресурсу, його заміненість іншими ресурсами, взаємодія компонентів ресурсної бази створюють специфіку місцезалежності. Тому багатовимірною оцінкою ставлення до екологічного оточення виступає ценоморфа – тобто групи степових, лісових, лугових й т. д. видів.

Фактори навколишнього середовища впливають на екологічні процеси в угрупованні, тому близьке розташування видів у просторі екологічних факторів створює передумови для більш активної взаємодії між видами.

На думку Р. Платена (Platen, 2003), екологічні групи павуків відбивають ставлення до абіотичних факторів, таких як світло, вологість, температура, а преферентний тип місцезалежності є одиницею рослинного покриву, де вид трапляється найчастіше порівняно з іншими ділянками. Так, павук *Gnaphosa nigerrima* з екологічної точки зору характеризується як гідрофільний вид, що віддає перевагу оліготрофним болотам; *Trochosa robusta* – це ксерофільний вид, що віддає перевагу сухим лукам; вид *Histopona torpida* віднесений до екологічної групи видів, які віддають перевагу лісу з помірною вологістю (Platen, 2003). Таким чином, в екологічній класифікації Р. Платена поряд з урахуванням структуровальної ролі абіотичних факторів велика увага приділяється ценотичній обстановці. Було показано, що екологічна структура угруповань павуків закономірно змінюється в ході сукцесійних фаз деградації оліготрофних боліт (рис. 55).



**Рис. 55.** Екологічна структура угруповань павуків різних стадій деградації оліготрофних боліт (за Platen, 2003)

**Умовні позначки:** М – види оліготрофних боліт; W – види заболочених місць; F – лісові види; D – види суходільних лугов; others – види з іншими преференціями (незначна кількість, їх частка в угрупованні була менше 0,5 %). D0–D5 – стадії деградації боліт.

За допомогою аналізу відповідностей було встановлено, що в основі мінливості видової композиції павуків та їх екологічної структури лежить вплив умов вологості та освітленості. Для того, щоб з'ясувати, які види щонайкраще здатні розрізняти фази сук-

цесійної динаміки боліт, був проведений дискримінантний аналіз, в основу якого покладена інформація про розподіл 21 виду павуків. Необхідно відзначити, що всього у процесі цього дослідження було виявлено 298 видів. Таким чином, для дискримінантного аналізу була використана інформація тільки про 7,3 % від загальної кількості видів. У цьому дослідженні Р. Платен просунувся у своєму аналізі до рівня екологічних груп, але для дискримінантного аналізу повертається на видовий рівень, при цьому втрачає істотний інформаційний шар. І це закономірно, тому що більшість статистичних технік, дискримінантний аналіз у тому числі, потребують нормального розподілу змінних, які в аналізі використовуються. У той же час тільки невелика частина доміантних видів має нормальний розподіл або їх розподіл може бути приведений до нормального, наприклад, у результаті операції попереднього логарифмування даних. Тому відсівання більшості видів, чисельність яких не може бути описана нормальним розподілом, є способом застосування статистичних процедур. Екологічна група видів у інтегрованому вигляді поєднує інформацію про їх чисельність, тому дані про чисельність навіть рідкісних видів також ураховуються. Крім того, відповідно із центральною граничною теоремою, сума великої кількості незалежних випадкових величин має розподіл, близький до нормального. Тому чисельність екологічної групи як суми випадкових величин прагне до нормального розподілу. Таким чином, застосування як статистичної змінної екологічної групи більш прийнятне, ніж інформації про окремих видів.

Крім того, екологічна група як статистична змінна більшою мірою підходить для обчислювальних процедур також із позиції можливості інтерпретації результатів аналізу. Інформаційний зміст екологічної групи визначається тим критерієм, за яким група була виділена. Природно, що кількісно у ході статистичного аналізу відбувається тестування якісного значення цього критерію. Наприклад, якщо розглядається динаміка гігроморф, то тестуванню піддається роль умов вологості.

Теорія ніші припускає, що вплив факторів навколишнього середовища визначає розподіл видів, склад і розмаїтість угруповань (Hutchinson, 1958). Теорія острівної біогеографії була першою спробою пояснити деякі типи динаміки угруповань без розгляду ніші видів (MacArthur, Wilson, 1963). Теорія нейтральної розмаїтості відстоює такий погляд, що ніша має обмежену важливість для прогнозу властивостей угруповання (Hubbell, 1997, 2001 a, b). За допомогою результатів теорії нейтральної розмаїтості вдалося успішно пояснити розподіл чисельності видів, вона також добре відображає відносини видове багатство – площа місцеперебування та зміни  $\beta$ -розмаїття. Незважаючи на те, що розбіжності у властивостях екологічних ніш видів ігноруються, прогнози теорії нейтральної розмаїтості часто добре відповідають експериментальним даним (Hubbell, 2005).

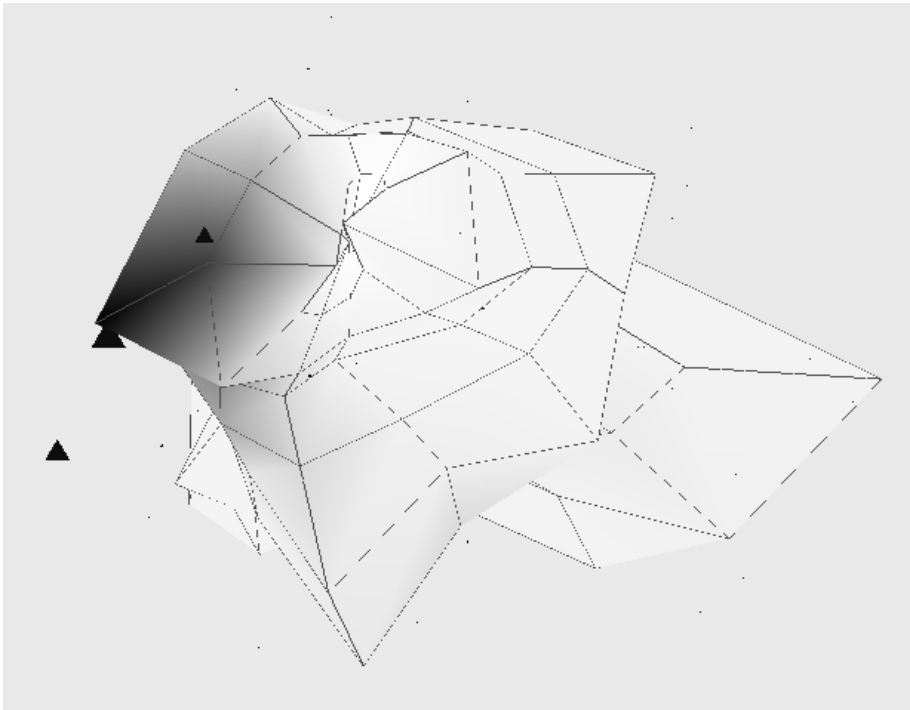
Було показано, що видове багатство угруповань павуків зазнає впливу таких факторів як структура рослинності, ґрунтова вологість, антропогенний вплив (Rushton, Eyre, 1992; Marc et al., 1999; Vonte et al., 2002). У результаті огляду літератури Д. Вайз (Wise, 1995) припустив, що розподіл і чисельність видів павуків залежить від трьох осей простору ніш: вітер, вологість і температура. Однак у деяких дослідженнях не вдалося виявити взаємозв'язки між умовами навколишнього середовища та чисельністю павуків (Mallis, Hurd, 2005). Ці автори стверджують, що угруповання павуків є стохастичними комплексами і умови місцеперебувань і властивості екологічної ніші мало впливають на їх структуру та динаміку. Цей погляд цілком відповідає духу теорії нейтральної розмаїтості (Entling et al., 2007). Така інтерпретація могла виникнути у результаті того, що угруповання павуків у дослідженні Р. Малліс і Л. Херда (Mallis, Hurd, 2005) вивчені у межах досить малого просторового діапазону (шість угруповань із території площею близько 10 га). Важливість стохастичних процесів (демографічних і пов'язаних із впливом факторів навколишнього сере-

довища) зменшується разом зі збільшенням розмірів досліджуваної території (Bonsall, Hastings, 2004; Entling et al., 2007).

Як показало дослідження 244 угруповань павуків із Центральної Європи, що перебували у 85 типах місцеперебувань, за допомогою аналізу відповідностей можна виділити дві основні осі простору ніш – світловий режим і умови вологості (Entling et al., 2007). Під світловим режимом автори дослідження розуміють інтегральну змінну навколишнього середовища, що у нашій термінології більшою мірою відповідає розбіжностям між сільвантами, з одного боку, та пратантами і палюдантами – з іншого.

Таким чином, виміри нішового простору відіграють важливу роль в організації та динаміці угруповань павуків. Гігроморфи та трофоценоморфи павуків відбивають положення екологічного оптимуму в градієнті умов вологості та трофності відповідно. На рисунках 56–61 показано розташування різних гігроморф на сферіді угруповання павуків.

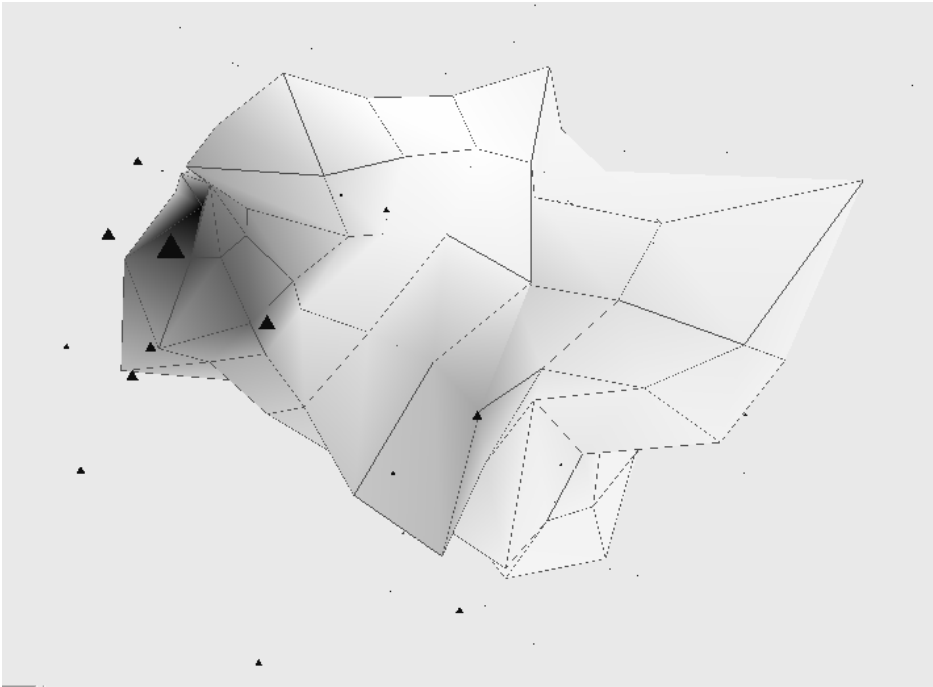
Положення на сферіді угруповання різних екологічних груп дозволяє виявити їх природу через взаємне порівняння. Так, з наведених рисунків видно, що степанти (рис. 50) представлені переважно ксерофілами (рис. 56) і мезоксерофілами (рис. 57).



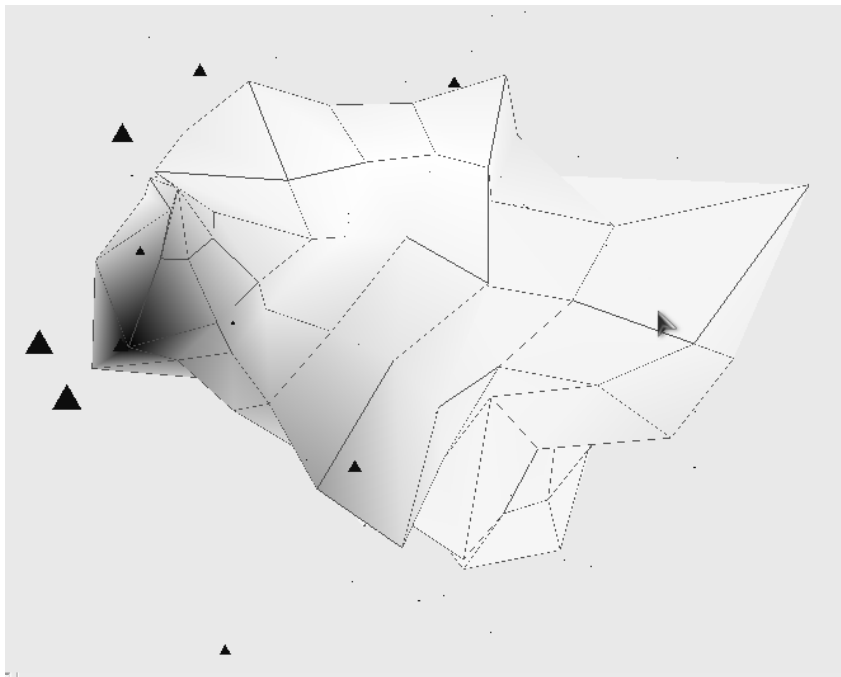
**Рис. 56.** Зміна частки ксерофілів на сферіді угруповання павуків.

Інтенсивність зафарблення та розміри трикутників пропорційні ступеню виразності ознаки

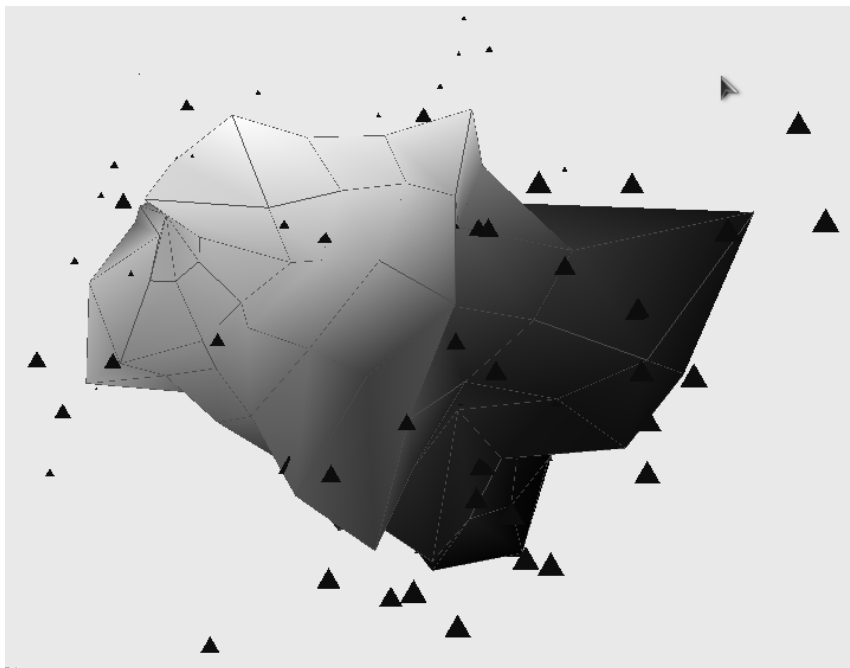
Ксерофіли є винятково степовими формами, а мезоксерофіли трапляються також серед пратантів (рис. 51) і сільвантів (рис. 52). Мезофіли частіше реєструються серед сільвантів, ультрагігрофіли – серед болотних форм, гігрофіли – серед лугових. Однак геометрія ценоморф і гігроморф скоординована, але не жорстко детермінована. Гігротична пластичність дає можливість для здійснення ценотичних взаємозв'язків у мінливих умовах вологості навколишнього середовища.



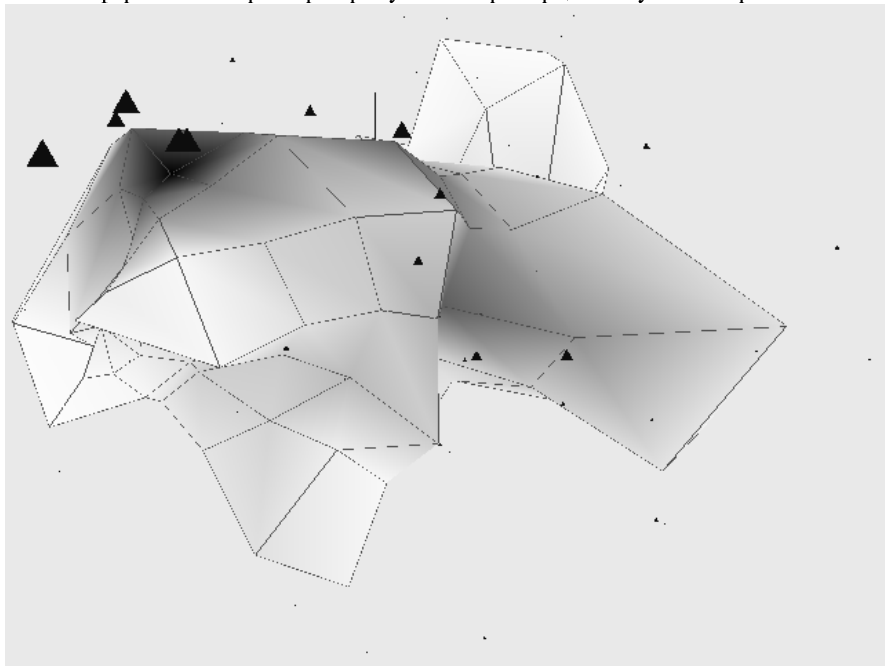
**Рис. 57.** Зміна частки мезоксерофілів на сферіді угруповання павуків.  
Інтенсивність зафарблення та розміри трикутників пропорційні ступеню виразності ознаки



**Рис. 58.** Зміна частки ксеромезофілів на сферіді угруповання павуків.  
Інтенсивність зафарблення та розміри трикутників пропорційні ступеню виразності ознаки

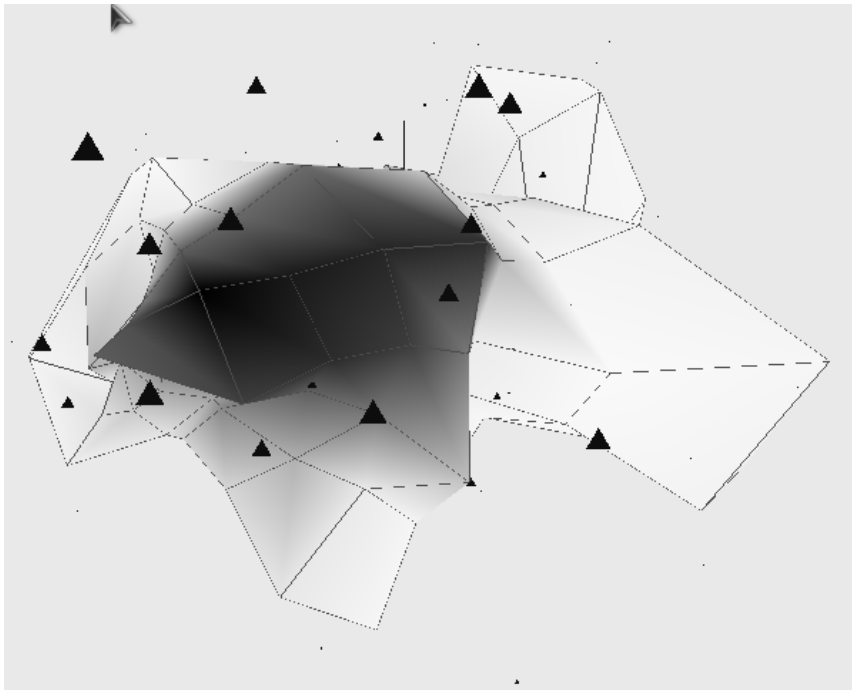


**Рис. 59. Зміна частки мезофілів на сфероїді угруповання павуків.**  
Інтенсивність зафарблення та розміри трикутників пропорційні ступеню виразності ознаки



**Рис. 60. Зміна частки гігрофілів на сфероїді угруповання павуків.**  
Інтенсивність зафарблення та розміри трикутників пропорційні ступеню виразності ознаки





**Рис. 61. Зміна частки ультрагігрофілів на сфероїді угруповання павуків.**  
Інтенсивність зафарблення та розміри трикутників пропорційні ступеню виразності ознаки

Сфероїд як спосіб демонстрації структури угруповання дає можливість відобразити екологічні властивості як цілісну та динамічну систему. На зміни екологічних властивостей реагує така абстрактна, але виразна, конструкція як сфероїд угруповання. Застосування геометричного образу обґрунтовує вживання у назві екологічних груп закінчення «-морфа».

Необхідно відзначити принципову розбіжність таких понять як морфоєкологічний тип і екоморфа. Морфоєкологічний тип має безпосередній морфоанатомічний зміст і належить до організменого рівня організації. Морфоєкологічні типи виникають унаслідок конвергентної еволюції генетично різних або близьких таксонів в умовах екологічної подібності середовища існування. Екоморфи належать до екосистемного рівня організації та позначають групи живих організмів, які характеризуються деякою екологічною подібністю. Вони відіграють роль у побудові форми угруповання. Якщо форма організму конкретна, то форма угруповання – абстрактна, але вона існує.

Таким чином, виходячи з континуалістичних уявлень, геометричний образ угруповання дає можливість одержати організмістичну інтерпретацію угруповання.

Концепція ценоморф стосовно тварин має тісний зв'язок з ідеєю типів фауни. А. І. Куренцов (1959) дає таке визначення фауни: «Під типом фауни ми розуміємо такий комплекс тваринного світу, який на певному та досить великому просторі суші поєднується більш-менш близькими екологічними умовами перебування та історично сформувався під впливом загальних геологічних процесів». Як синоніми типу фауни А. І. Куренцов уживав і словосполучення *екологічний тип фауни, екологічно зумовлений тип фауни, ландшафтний комплекс, зона фауни*.

Для аналізу тваринного населення використовуються різні підходи, за яких увага приділяється різним аспектам: географічному, ценотичному, еколоморфологічному тощо.

Д. М. Кашкаров (1933) справедливо вважав, що не видовий склад, а переважання та співвідношення тих або інших життєвих форм характеризують угруповання.

У кожній зоні можна виділити групу видів, найхарактернішу для зональних угруповань (тундрові, степові, лісові, тайгові, неморальні й т. ін.). Ці категорії в адаптивному відношенні аналогічні таким, як «луговий», «болотний», «псамофільно-прибережний», що відбивають зв'язок із незональними місцеперебуваннями. Очевидно, всі ці уявлення слід розглядати у системах життєвих форм і адаптивних типів наземних тварин (Чернов, 1975).

Видовий принцип широко застосовується в дослідженнях структури угруповань, тоді як такий підхід явно однобічний (Чернов, 1971). Іноді однотипні угруповання можуть не мати загальних видів, а різнотипні – дають високі значення індексів видової подібності. Широко відоме явище екологічного вікаріату (заміщення). Самі по собі факти домінування виду в різних угрупованнях свідчать лише про ступінь його еврибіонтності, але мало інформативні щодо встановлення особливостей угруповань, так само як зміна домінуючих видів не може бути приводом для зміни статусу розглянутого угруповання без вирішення питання про те, які конкретно зміни в структурі тваринного населення та угруповань у цілому впливають на ці зміни (Баканов, 2000).

Життєва форма – це тип зовнішньої морфології, що відбиває найважливіші моменти способу життя, ставлення виду до середовища. До характеристики життєвої форми тварин насамперед повинні включатися рухові особливості, засоби добування їжі, ставлення до субстрату, форма тіла й т. ін. (Чернов, 1975).

Оцінка середовищевірної діяльності різних груп тварин потребує використання принципів порівняльної морфології тварин не тільки в інтервалі класичного філогенетичного аналізу, а й для характеристики адаптивних особливостей організмів, насамперед тих, які мають велике середовищевірне значення (Стебаєв, Колпаков, 2003).

Фенетична класифікація тварин, головний принцип якої – подібність, існує поряд із систематикою, але має зовсім інші, ніж систематика, цілі. Така класифікація є екологічною, тому що вона ґрунтується на виявленні конвергентної адаптивної близькості, що відбиває відносини організмів із середовищем. Принципова розбіжність між систематикою й екологічною класифікацією полягає в тому, що перша має єдиний критерій на всіх щаблях таксономії (філогенез), тоді як у другій його немає (Чернов, 1975). У роботі І. В. Стебаєва та В. Є. Колпакова (2003) запропонована система екоморф (життєвих форм) ґрунтових личинок комах, в основі якої лежить фенетичний принцип. Ґрунтові личинки поділяються за двома ординатами морфоадаптаційних ознак: 1) типи конфігурації личинок, тобто співвідношення ширини й довжини тіла, що мають безпосереднє відношення до використання шпаруватості ґрунтів, і 2) кутикулізація й пігментація покривів, які пов'язані з механічними властивостями ґрунтового середовища в цілому й пересуванням личинок на різній глибині ґрунтового профілю. Варто відзначити, що ці ординати можуть бути використані не тільки для ґрунтових личинок, а й для інших груп ґрунтових тварин.

Конвергентна подібність, яка лежить в основі уявлень про життєві форми, пристосувальні типи й т. ін., незалежна й не може бути порівняна за різними ознаками. Так, вищий ранг таксонів за характером трофічних відносин не обов'язково повинен відповідати вищому рівню таксонів за типом пересування або за відношенням до субстрату. Ю. І. Чернов (1975) вважає, що єдина екологічна система організмів неможлива, хоча деякі автори й відстоюють її доцільність. Класифікаційні схеми за різними критеріями незалежні. Прикла-

дом можуть слугувати трофічна класифікація організмів, система вертикально-ярусних життєвих форм (Арнольди, 1937; Бей-Биенко, 1950; Стебаев, 1970).

Життєві форми – уявлення не таксономічне, в основі їх виділення лежать зовсім інші принципи – не філогенетичні, а адаптивні. Тому виділення життєвих форм можна й треба робити не в інтервалі систематичного таксона, а в інтервалі екологічної цілісності (Березина, Мордкович, 2000).

Категорії, що відображають адаптації до зонально-кліматичних умов, повинні бути складовими частинами спеціальних класифікаційних рядів, не залежних від інших систем життєвих форм і морфоєкологічних типів. Ю. І. Чернов (1975) відзначає, що в таких уявленнях як «степовий», «пустельний», є подвійний зміст (дуалізм): з одного боку, характеристика виду з погляду хорології (зв'язок із певним типом рослинного покриву й ґрунтів), а з іншого – еколого-фізіологічні особливості, пов'язані з перебуванням у даній кліматичній обстановці, які часто не демонструють паралелізму з біотопічними зв'язками. За термінологією О. Л. Бельгарда (1971), приналежність живих організмів до категорії «степових», «пустельних», «лісових» тощо визначає ценоморфу цих організмів. Крім ценоморф виділяються інші групи екоморф – трофоморфи (для рослин), геліоморфи, гігроморфи, галоморфи. Ці екоморфи також мають дуалістичний характер – вони несуть хорологічне навантаження (просторовий збіг із відповідними екологічними умовами) і відбивають адаптивні особливості живих організмів до відповідних факторів середовища. Тому далеко не завжди представники однієї екоморфи можуть мати подібні морфологічні особливості. Для встановлення приналежності до відповідної екоморфи частіше може бути застосоване вивчення розподілу живих організмів в екологічному континуумі.

Така екологічна група як трофоморфа тварин (трофічна група) не має хорологічної складової і за своєю природою є морфоадаптивною властивістю тварини. Трофоморфа тварини легко може бути встановлена за морфологічними ознаками ротового апарату та травного тракту (Стриганова, 1980).

Звичайно такі форми, як лісовий вид (з більш дрібними підрозділами – деревинний, лісовий наземний тощо), вважаються окремим випадком пристосування до конкретних умов життя, але аж ніяк не до клімату лісових зон взагалі. З погляду фауногенезу типовий лісовий вид міг би сформуватися й поза системою лісових зон (Чернов, 1975). Цей принцип формування екоморф має важливий наслідок – приналежність організму до екоморфи визначається не тільки характером історичного розвитку виду, таксона й сукупності таксонів на певній території (фауногенезом), а й сучасною екологічною обстановкою, і є результатом напружених екологічних взаємодій. Тому екоморфи й спектри екоморф мають істотне інформаційне наповнення для описання екологічних процесів в екосистемі.

Багато дослідників відзначали недостатність розбивки живих компонентів екосистеми тільки за таксономічною ознакою. Концепція угруповань повина включати деяке число розбивок, що відповідає принципам організації будь-якого угруповання, а не систематичної приналежності організмів (Бергман, Виленкин, 1975). Морфологічному різноманіттю протистоїть єдність основних функцій живих істот. Тому виявляється можливим за взаємодіючі між собою елементи екосистем приймати не популяції особин певного виду, а об'єднані деякою функціональною подібністю сукупності особин, що належать до видів різного систематичного положення (Винберг, 1967).

В екології використовується безліч способів для визначення функціональних груп, і ця практика має довгу історію (Raunkiaer, 1934). Функціональна група визначається як сукупність видів, що або демонструє подібну відповідь на зміни навколишнього середовища, або впливає на екосистемні процеси. Крім того, функціональна група

може бути ідентифікована як кластер у просторі ознак, виділений засобами багатовимірної статистики, без апіорної класифікації стосовно реакції на навколишнє середовище або за впливом на екосистемні процеси (так звані емерджентні групи). Неподільними одиницями біогеоценозу можуть бути групи організмів, що виконують «геохімічну роботу» як єдине ціле (Гладышев, 1990). Такі групи позначають терміном «екон» (Heatwole, 1989). Екон можна розглядати як елементарну екологічну одиницю, що включає групу організмів, які використовують ті самі ресурси однаково, відіграють подібну роль в екосистемі, тобто займають близькі екологічні ніші, або ніші, що сильно перекриваються. За значенням термін близький до поняття «екобіоморфи» (Алеев, 1986), але більш диференційований (Баканов, 2000).

Терміни «функціональна група» і «функціональний тип» часто використовуються як синоніми. Інші близькі терміни – «гільдія» і «екологічна група» мають тісне відношення до концепції екологічної ніші (Simberloff, Dayan, 1991). Під функціональним різноманіттям розуміється множина і кількісний прояв ознак організмів, які впливають на екосистемні властивості (Tilman, 2001). Функціональне розмаїття може бути представлене різними засобами. Це може бути число й відносна кількість функціональних груп (Tilman et al., 1997; Ноорер, 1998), «множина взаємодій з екологічними процесами», середня розбіжність між видами за функціонально важливими ознаками (Walker et al., 1999).

Таким чином, функціональна група – поняття, власне кажучи, тотожне поняттю «екоморфа».

Зональні розбіжності тваринного світу за складом пристосувальних типів і життєвих форм мають кількісний характер, тобто в першу чергу зводяться до ступеня представленості (кількість видів) і відносної ролі в угрупованні (чисельність) тих або інших морфоекологічних груп. Кожній зоні притаманний спектр пристосувальних особливостей і життєвих форм із характерними кількісними співвідношеннями (Чернов, 1975).

Із самого початку розвитку синекології вчені в різних країнах використовували різні найменування тваринних компонентів угруповань: тварини формації (Stuxberg, 1885), animal community (Shelford, 1913), presociety і presociet (Shelford, Towler, 1926; Smith, 1928), Lebensgemeinschaften der Tiere європейських авторів, «зоокомпоненти», «зоота», «зооценоз» тощо (цит. за Чернов, 1975). Останній термін, а також аналогічні йому («орнітоценоз», «ентомоценоз» тощо) широко використовуються у вітчизняній літературі. Однак вони неодноразово зазнавали критики (Кашкаров, 1944). На думку багатьох авторів, ценозом раціонально називати комплекси організмів, поєднаних насамперед трофічними й іншими біоценотичними зв'язками, мінімальними між особинами однієї систематичної групи. Безумовно, семантичне вживання слова «зооценоз» не суперечить тому широкому змісту, що часто вкладається в терміни «біоценоз» і «фітоценоз», однак у кожному разі цей вираз невдалий, тому що дає привід для суперечливих тлумачень (Чернов, 1975).

Починаючи з 1920-х років став використовуватися термін «тваринне населення», вільний від недоліків, згаданих вище (Чернов, 1975). Основний його зміст уперше обґрунтував В. А. Догель (1924), що намітив принципи структурного аналізу тваринного населення.

Ю. І. Чернов (1975) виділяє три аспекти вивчення структури тваринного населення: 1) власне морфологічний – ярусно-синузальне диференціювання, співвідношення екологічних форм (у тому числі трофічний склад), розмірні градації, особливості диференціювання компонентів, характер доміантності, розмаїття, повночленності, фауністичної насиченості й т. ін.; 2) хорологічний – розподіл угруповань тваринного населення й зміна їх структури вздовж профілю ландшафту, мікробіотопічна й загальна ландшафтна структура тваринного населення, складність, контрастність, мозаїчність, комплексність тощо; 3) сукцесійно-динамічний – циклічні (добові, сезонні, багаторічні)

і необоротні поступальні динамічні процеси, через які неминуче переломлюються всі інші особливості структури. Зазначені аспекти відображають тваринне населення в різних розмірностях фізичного просторово-часового континууму. Його необхідно доповнити проекцією в розмірностях екологічного простору. Тваринне населення включене як підсистема до складу системи більш високого рівня – біогеоценозу, тому продуктивним уявляється розглянути організацію тварини в типологічних ординатах біогеоценозу (Чернов, 1975).

Виділення комплексу тварин на підставі біоценологічного критерію визначається межами відповідних «екологічних умов перебування», на практиці – межами рослинних формацій. Для такого комплексу тварин був запропонований термін «зооформація» (Реймерс, 1963, 1966). Під ним розуміється «угруповання тваринного населення певного складу ..., що займає одну рослинну формацію». «Справді, – пише Н. Ф. Реймерс, – фауна й тваринне населення соснового лісу за всіх часів року досить чітко відрізняються від зоокомплексу темнохвойної тайги». Дуже близький зміст має й термін «екофауна», під яким розуміється вся сукупність тварин, пов'язаних із певним типом місцеперебувань (Правдин, Мищенко, 1960). На початку ХХ століття у багатьох працях, особливо американських авторів і серед них В. Шелфорда, припускалося, що кожний тип рослинності має особливе угруповання тварин, більш-менш винятково з ним пов'язане (Elton, 1927). Безумовно, існують тварини, пов'язані винятково з певним типом рослинності, однак, як відзначав той же Н. Ф. Реймерс, і для еврибіонтних видів при всій їх еврибіонтності відносний кількісний аналіз розподілу виду завжди встановлює його преферентні місцеперебування. Таким чином, при існуванні дискретних рослинних угруповань типу формації можна досить об'єктивно визначити склад і межі характерного для неї комплексу тварин, і оскільки формація займає досить великі простори суші, формально її можна вважати фауною, у розумінні А. І. Куренцова (Макаркин, 1982).

Виникнення та зникнення концепції типів фауни, на думку В. Н. Макаркина (1982), значною мірою пов'язане зі зміною пануючих парадигм. Б. М. Міркін (1984) установив існування в історії фітоценології в ХХ столітті двох парадигм: панування спочатку організмистської, а потім (на сучасному етапі) континуальної. Перша парадигма домінувала, на його думку, з 1910 по 1960 рік (ці межі, природно, досить умовні).

На нашу думку, обидва підходи з ряду причин повинні бути поєднані для найбільш адекватного відбиття екологічних властивостей угруповань тварин. На різних масштабних рівнях просторово-часового діапазону перевага в описанні природних процесів може бути на боці або організмистської, або континуальної парадигми. Явища цілісності угруповань та їх стійкості, інформаційна переробка сигналів з навколишнього середовища та специфічний відгук на них, дискретний характер інформаційних процесів та можливість діагностики та індикації процесів та явищ залишає право на існування організмистської парадигми, а відповідно і похідних від неї уявлень, таких як екоморфи.

## 10

ТЕОРІЯ НЕЙТРАЛЬНОГО  
РІЗНОМАНІТТЯ ДЛЯ ОПИСАННЯ  
УГРУПОВАНЬ ПАВУКІВ

## 10.1. Принципи теорії нейтральності

Існує безліч спроб створити теорію, здатну пояснити типи розмаїтості екологічних угруповань за допомогою простих принципів. Такої теорії немає, та навряд чи вона й можлива, тому що міради процесів формують угруповання таким, яким воно є (Chave, 2003).

Теорія нейтральності Хуббелла (2001) на основі значних спрощень процесів, які лежать в основі існування угруповання, дозволяє одержати моделі, здатні успішно описувати розподіл чисельності видів у реальних екологічних угрупованнях.

Нейтральні моделі довгий час неявно використовувалися в екології угруповань у вигляді так званих нуль-моделей (Chave, 2003).

Стандартними засобами відображення структури угруповань в екології стали графічні залежності між площею місцеперебувань і числом видів, криві відносної чисельності та криві рангової чисельності (Whittaker, 1972). Основним результатом досліджень множини угруповань став висновок про те, що мала частина від кількості видів представляє основну частину угруповання за чисельністю, а більшість видів представлена декількома особинами, і дуже часто трапляються види, представлені одиночними знахідками в угрупованні. Видатний статистик сер Рональд Фішер запропонував елегантний метод для моделювання спостережуваного розподілу чисельності видів в екологічних дослідженнях.

Розглянемо зразок, що містить  $N$  особин. Крива чисельності  $F(n)$  визначається як кількість видів, представлена точно  $n > 0$  особинами. Фішер припустив, що очікувана кількість виловлених особин будь-якого виду описується розподілом Пуассона. Це обґрунтоване припущення, якщо жоден із видів угруповання не є особливо численним. Таким чином, розподіл чисельності  $n$  будь-якого даного виду є розподілом Пуассона  $P_m(n) = e^{-m}(m)^n/n!$ , де  $m$  – очікувана чисельність даного виду. Далі він припустив, що ймовірність того, що випадково вибраний вид має очікувану чисельність  $m$ , може бути описана гама-розподілом  $p_{k,\alpha}(m) = \alpha^k m^{k-1} e^{-\alpha m} / \Gamma(k)$  ( $\Gamma(k)$  – гама-функція  $\Gamma(k) = (k-1)!$ ). Кількість видів із чисельністю  $n$  особин може бути виражена формулою:

$$F_{k,\alpha} = \int_0^{\infty} p_{k,\alpha}(m) P_m(n) dm.$$

Ця функція може бути записана у вигляді нуль-усіченого негативного біноміального розподілу:

$$F_{k,\alpha} = \frac{1}{1 - (1-x)^k} \frac{\Gamma(k+n)}{\Gamma(k)n!} x^n (1-x)^k,$$

для  $n > 0$  з  $x = 1/(1+\alpha)$ .

Фішер припустив, що параметр  $k$  близький до нуля, та дійшов до виразу:

$$F_{k,\alpha} = \alpha \frac{x^n}{n},$$

який має назву розподіл *лог-серій*. Простий вираз дозволяє знайти кількість видів у вибірці  $S = F_\alpha(1) + F_\alpha(2) + \dots$  і число особин у вибірці  $N = 1 * F_\alpha(1) + 2 * F_\alpha(2) + \dots$ . Застосовуючи формулу для лог-серій, можна одержати залежності  $S \approx -\alpha \ln(1-x)$  і  $N = \alpha x / (1-x)$ , які справедливі при досить більших  $N$ . Ці два вирази дозволяють позбутися  $x$  і записати вираз  $S \approx -\alpha \ln(1 - N\alpha^{-1})$ . Єдиний параметр, що визначає форму зазначеної залежності, це  $\alpha$ -Фішера.

Модель Фішера є не єдиною можливою, яка описує відносини між чисельністю видів та їх кількістю. Престон (1948) замість розподілу чисельності видів  $F(n)$  працював із даними, отриманими в результаті групування видів у класи за чисельністю (класи чисельності 1, 2–3, 4–7, 8–16 і т. д.) Він стверджував, що експериментальні дані можуть бути описані кривою Гаусса після того, як дані попередньо будуть згруповані відповідним чином, тобто лог-нормальний розподіл, на думку Престона, краще підходить для описання, ніж розподіл лог-серій. У ряді випадків це так, але універсального характеру така закономірність не має (Chave, 2003).

МакАртур (MacArthur, 1957) запропонував іншу модель, відому як модель розламаного стрижня, що припускає, що чисельності видів угруповання визначаються послідовним поділом екологічної ніші. У цій моделі ресурс є фіксованим і представленим частками одиниці. Перший вид займає випадково вибрану частину одиничної довжини ресурсу. Другий вид випадково займає частину ресурсу, що залишилася, й так далі для всіх видів угруповання. Коген (Cohen, 1968) показав, що модель розламаного стрижня математично еквівалентна моделі Фішера, якщо прийняти  $k = 1$ , а не  $k = 0$ , як це є у випадку лог-серій.

Ключовим припущенням, що лежить в основі теорії нейтральності, є гіпотеза функціональної еквівалентності видів, яка стверджує, що всі види мають однакову питому швидкість приросту та швидкість смертності. Отже, міжвидова конкуренція повинна бути симетричною в цій моделі. Угруповання, що відповідає даній гіпотезі, є дуже подібним до теоретичного угруповання, всі види якого належать одній функціональній групі (Lavorel, Garnier, 2002).

Далі, важливим припущенням теорії нейтральності є рівний потенціал росту та смертності для різних вікових класів. Моделі в основі теорії нейтральності є лінійними, тобто не враховуються залежні від щільності ефекти.

Пошук механізмів, які перебувають в основі розподілу чисельності видів, продовжує привертати значну увагу фахівців (Magurran, Henderson, 2003; McGill, 2003; Sugihara et al., 2003; Vallade, Houchmandzadeh, 2003; Volkov et al., 2003; Etienne, Oiff, 2004; McKane et al., 2004). Теорія нейтральності в екології віддає додаткового імпульсу цим пошукам завдяки тому, що з її допомогою було показано, що типи розмаїття, які виникають у природних умовах, можуть бути виведені з припущення про те, що організми в угрупованні мають однакові демографічні властивості в перерахуванні на одну особину (Hubbell, 2001 a, b). Розвиток цієї теорії останнім часом сконцентровано на описанні відносної видової чисельності нейтрального угруповання в масштабі метаугруповання та локального угруповання (Vallade, Houchmandzadeh, 2003; Volkov et al., 2003; McKane et al., 2004).

Метаугруповання визначається як окрема в еволюційному відношенні біогеографічна одиниця, у межах якої види виникають, живуть і гинуть (He, 2005). На противагу цьому, локальне угруповання здійснює обмін мігрантами з метаугрупованням або

з іншими локальними угрупованнями через імміграцію або еміграцію. Розподіл чисельності видів локального угруповання може бути описаний мультиноміальним розподілом (Hubbell, 2001 a, b; McKane et al., 2004), або деякими іншими моделями (Vallade, Houchmandzadeh, 2003; Volkov et al., 2003), у той час як розподіл лог-серій є добре відомим засобом описання метаугруповання (Hubbell, 2001 a, b; Volkov et al., 2003).

Концептуальна відмінність між метаугрупованням і локальним угрупованням відіграє важливу роль у теорії нейтральності біорізноманіття (Hubbell, 2001 a, b). Метаугруповання розглядається як джерело іммігрантів і динамічно незалежне від локального угруповання (Vallade, Houchmandzadeh, 2003; Volkov et al., 2003; McKane et al., 2004). Види в цих моделях розглядаються не як повністю нейтрально-симетричні, тому що їх відносна чисельність у локальному угрупованні є функцією відносної чисельності в метаугрупованні. Під час відсутності імміграції ці моделі локального угруповання не можуть конвергувати в моделі метаугруповання (тобто мультиноміальні моделі з нульовою сумою не можуть бути зведені до розподілу лог-серій). Це справедливо при застосуванні для класичної системи острів – материк, у якій локальні чисельності видів на острові залежать завдяки імміграції від фіксованих чисельностей видів у метаугрупованні. Тому ці моделі можуть бути більш точно названі острівними моделями.

## 10.2. Описання розподілу видів з погляду теорії нейтральності

Однак у реальності немає чіткої лінії, що відокремлює метаугруповання та локальні угруповання. У реальних ландшафтах існує континуум від локального угруповання до великомасштабного метаугруповання. Континуум змінюється тією мірою, яка визначається динамікою угруповань унаслідок міграції. На противагу системам типу острів–материк, у безперервних ландшафтах локальні угруповання вкладені у метаугруповання. Дуже загальним підходом для моделювання таких систем є припущення про повну симетричність локального угруповання, в якому видове багатство зазнає впливу локальної народжуваності та смертності, так само як імміграції й еміграції. Було показано, що розгляд чотирьох фундаментальних процесів популяційної динаміки – народжуваність, смертність, імміграція й еміграція – дозволяє вивести повністю симетричну модель розподілу відносної чисельності видів в угрупованні будь-якого масштабу (He, 2005). Модель має вигляд:

$$\langle \varphi_n \rangle = \theta \frac{\Gamma(n + \alpha)\Gamma(n + \beta)}{\Gamma(\alpha)\Gamma(n + 1 + \beta)} x^n, \quad (1)$$

де  $n = 1, 2, \dots$ ;  $\langle \varphi_n \rangle$  – кількість видів із чисельністю  $n$  особин;  $\alpha = \lambda/b$ ,  $\beta = \mu/d$ ,  $x = b/d$ ,  $\lambda$  – швидкість імміграції,  $\mu$  – швидкість еміграції,  $b$  – швидкість народжуваності,  $d$  – швидкість смертності. Параметр  $\theta$  є чинником, що нормує та дозволяє при підсумовуванні рівняння за всіма  $n$  одержати кількість видів в угрупованні (для частот підсумовування дасть 1). Параметр  $\theta$  має форму:

$$\theta = \frac{1 + \beta}{\alpha x} \frac{1}{F(1 + \alpha, 2 + \beta, x)}, \quad (2)$$

де  $F(1 + \alpha, 2 + \beta, x)$  – стандартна гіпергеометрична функція.

Запропонована модель є моделлю локального угруповання, тому що відбиває вплив міграційних процесів. Можна показати, що за відсутності міграції ( $\alpha = \beta = 0$ ) модель легко редукується до моделі розподілу лог-серій метаугруповання. Крім того, за



відсутності еміграції ( $\mu = 0$  або  $\beta = 0$ ) модель набирає форм усіченого негативного біноміального розподілу:

$$\langle \varphi_n \rangle = \theta \frac{\Gamma(n + \alpha) x^n}{\Gamma(\alpha) n!}. \quad (3)$$

Параметр  $x$  моделі має таке ж значення, як і в розподілі лог-серій Фішера, дорівнює відношенню швидкості народжуваності до швидкості смертності (Volkov et al., 2003). Генералізована модель має два параметри ( $\alpha$  і  $\beta$ ), які є мірою відносної інтенсивності в угрупованні імміграції стосовно народжуваності й еміграції стосовно смертності. Доповнення моделі параметрами, які відбивають міграційні процеси, забезпечує більш детальний розгляд впливу чотирьох базових демографічних процесів – народжуваності, смертності, імміграції та еміграції – на розподіл чисельності видів. Високе значення параметра  $\alpha$  (тобто інтенсифікації імміграції стосовно народжуваності) призводить до згладження розподілу чисельності видів з лівого боку. Така форма розподілу припускає, що число рідкісних видів мале, а істотну частину угруповання становлять більш численні види. Цей результат не суперечить висновкам метапопуляційної теорії (Hanski, 1991), яка стверджує, що постійна імміграція повинна перешкоджати зникненню рідкісних видів через збільшення їх чисельності. Захисний ефект, якого зазнають рідкісні види в даній моделі, розглядається з нейтральної позиції, тобто швидкість імміграції не залежить від чисельності окремих видів. На противагу імміграції, еміграція згладжує криву розподілу чисельності видів із правого боку, що відбиває збільшення частки рідкісних видів.

Як і в розподілі лог-серій Фішера для метаугруповання, параметр  $\theta$  у даній моделі також виступає як параметр біорізноманіття і є функцією  $\alpha$ ,  $\beta$  і  $x$ .

### 10.3. Фундаментальний параметр розмаїття Хуббелла

У центрі теорії нейтрального розмаїття Хуббелла перебуває універсальний безрозмірний параметр  $\theta$  (Hubbell, 2001 a, b). Цей параметр є результатом добутку розміру угруповання  $J_M$  і швидкості появи нових видів в угрупованні  $v$ , тобто  $\theta = 2 * J_M * v$ . Фундаментальний параметр  $\theta$  повністю визначає патерни біорізноманіття (розподіл чисельності видів – species – abundance distribution (SAD) і відносини вид – площа – species–area relationship (SAR)) для метаугруповання, у той час як для локального угруповання SAD і SAR визначаються параметром біорізноманіття разом з імміграцією, еміграцією, народжуваністю й смертністю. Параметр  $\theta$  має функціональний зв'язок з індексом розмаїття Сімпсона (He, Hu, 2005):

$$D_s = \frac{\theta}{1 + \theta}, \quad (4)$$

де  $D_s$  – індекс розмаїття Сімпсона. Визначення індексу Сімпсона є результатом випадкового добору проб, тому він має дисперсію, яку можна визначити через параметр  $\theta$ :

$$V(D_s) = \frac{2\theta}{(1 + \theta)^2 (2 + \theta)^2 (3 + \theta)}. \quad (5)$$

У свою чергу, дисперсія параметра  $\theta$  може бути обчислена за формулою:

$$V(\theta) = \frac{2\theta(1 + \theta)^2}{(2 + \theta)(3 + \theta)}. \quad (6)$$

Хуббелл визначив фундаментальне число біорізноманіття як безрозмірну величину. Однак у виразі  $\theta = 2 * J_M * v$  параметр  $v$  представляє число нових видів, що з'являється на кожну подію народження, і має розмірність [вид/екземпляр]. Параметр  $J_M$  представляє або розмір популяції [кількість екземплярів], або число народжень на кожне покоління [кількість екземплярів/генерація]. Таким чином,  $\theta$  має розмірність або [вид], або [вид/генерація]. Отже,  $\theta$  є альтернативним виразом кількості видів (Ricklefs, 2003). Між параметром  $\theta$ , числом екземплярів у метагрупуванні  $J_M$  і числом видів існує функціональний зв'язок:

$$S(\theta) \approx 1 + \theta \ln(1 + (J_M - 1)/\theta). \quad (7)$$

Коли  $J_M$  велике, а кількість видів істотно вища за одиницю, вираз може бути спрощений:

$$S(\theta) \approx \theta \ln(J_M/\theta), \quad (8)$$

що еквівалентно  $S \approx 2 * J_M * v \ln(2v)$ . Відповідно, середня тривалість життя видів приблизно дорівнює  $S/J_M * v$  генерацій, що також може бути представлене як  $2 \ln(2v)$ . Таким чином, середня тривалість життя видів в угрупованні зворотно залежить від натурального логарифму швидкості появи в угрупованні нових видів.

Середня тривалість генерації в екосистемі в одиницях астрономічного часу залежить від тривалості генерації кожного виду, які складають цю екосистему. Природно, що тривалість генерації кожного виду є його специфічною властивістю, але існують певні закономірності, які в цілому впливають на тривалість генерацій. Різноманіття використання ґрунтовими тваринами середовища дозволяє виділити три просторово-часові екосистеми, пов'язані між собою тільки потоком органічної речовини й киснем, які виробляють вищі рослини й водорості (Покаржевский, Терьце, 1993).

Перша – це бактеріально-водоростево-протозойна екосистема, або екосистема одноклітинних. Однак у її межах діють і багатоклітинні організми, такі як ротаторії, нематоди й тардигради. Ця екосистема відповідає нанофауні. Екологічний час між окремими стадіями сукцесій у такій просторово-часовій екосистемі нараховує від декількох годин до місяця. Час повного біологічного кругообігу (час, за який через біомасу проходить кількість речовини, що дорівнює кількості речовини в біомасі) складає від години до доби. Екологічний час обмежує тривалість генерацій, яка повинна бути не вищою за екологічний час. Протягом сукцесійного періоду, за який відбувається зміна видового складу угруповання, змінювані види повинні завершити хоча б одну генерацію.

Друга просторово-часова екосистема – фунгіально-мікроартроподна, або екосистема малих багатоклітинних, таких як кліщі, колемболи, нематоди, енхітреїди, хоча в ній можуть існувати ювенільні стадії деяких великих членистоногих і черв'яків. Вона відповідає розмірному угрупованню мікрофауни. Екологічний час цієї екосистеми коливається від декількох діб до декількох місяців, а час повного біологічного кругообігу – від доби до місяця.

Третя екосистема – люмбрицидно-рослинна – має межі в інтервалі біогеоценозу. Екологічний час становить від місяця до десятків років, і час повного екологічного кругообігу займає такий же період (Покаржевский, Терьце, 1993).

Екосистеми більш низького розмірного рівня розвиваються та існують усередині екосистем вищого розмірного рівня. Тому строкатість і плямистість розподілу видів малих тварин у біогеоценозі є відображенням розподілу екосистем меншого розмірного рівня в його середині (Покаржевский, Терьце, 1993).

Очевидно, що виділення трьох типів просторово-часових екосистем окреслює тільки основні тенденції у взаємозв'язку простору й тривалості екологічних процесів. На практиці відбір проб являє собою розмірний зріз, який стосується тільки частини комплексу тварин. Тривалість життя тварин в угрупованні, наведена в одиницях, які дорівнюють середній тривалості генерації, безумовно, є важливим показником, але він

навіть чи може бути застосований для прямого порівняння типологічно різних угруповань, де тривалість генерацій видів має істотні розбіжності в астрономічному часі. І сенс тривалості генерації як синекологічного показника полягає не стільки у вимірюванні часу, а й у тому, що він відбиває масштабну погодженість більш широкого або більш вузького розмірного діапазону живих організмів. Для всіх стаціонарних популяцій живих організмів середня тривалість життя дорівнює тривалості однієї генерації. Якщо тривалість життя вища за тривалість генерації, популяція зростає, якщо менша – скорочується. Коли в стаціонарному угрупованні середня тривалість життя вища за середню тривалість генерації, це свідчить, що в угрупованні містяться види з астрономічною тривалістю генерацій, які значно розрізняються. Таким чином, види стають масштабно співрозмірними.

Теорія нейтрального розмаїття за допомогою певного спрощення реального положення речей дозволяє кількісно оцінити суттєві характеристики динаміки угруповань: співвідношення імміграції до народжуваності ( $\alpha$ ), співвідношення еміграції до смертності ( $\beta$ ), співвідношення народжуваності до смертності ( $x$ ), середню тривалість життя в угрупованні ( $LS$ ). Ступінь відповідності реальних властивостей угруповань гіпотетичним припущенням, на яких будується теорія, у кожному випадку різний. Тому числові значення  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $x$  і  $LS$  слід розглядати як індекси, а не як точні міри відповідної властивості угруповань.

## 10.4. Характеристики угруповань павуків з боку теорії нейтрального різноманіття

Дослідник Ф. Хе (He, 2005) показав, що розгляд чотирьох фундаментальних процесів популяційної динаміки – народжуваності, смертності, імміграції та еміграції – дозволяє вивести повністю симетричну модель розподілу відносної чисельності видів в угрупованні будь-якого масштабу, яка має вигляд:

$$\langle \varphi_n \rangle = \theta \frac{\Gamma(n + \alpha)\Gamma(n + \beta)}{\Gamma(\alpha)\Gamma(n + 1 + \beta)} x^n,$$

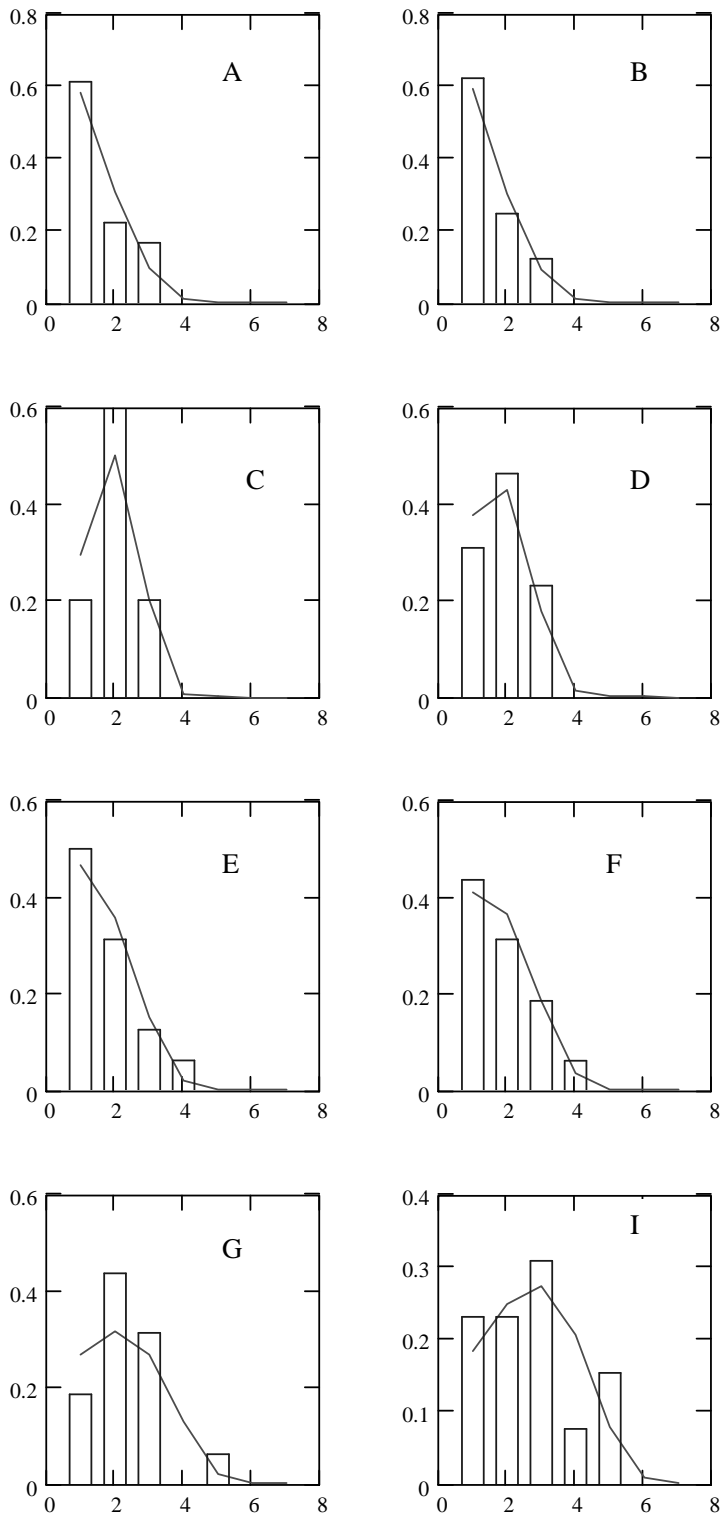
де  $n = 1, 2, \dots$ ;  $\langle \varphi_n \rangle$  – кількість видів із чисельністю  $n$  особин;  $\alpha = \lambda/b$ ,  $\beta = \mu/d$ ,  $x = b/d$ ,  $\lambda$  – швидкість імміграції,  $\mu$  – швидкість еміграції,  $b$  – швидкість народжуваності,  $d$  – швидкість смертності. Цю модель ми застосували для описання розподілу чисельності видів павуків у різних біогеоценозах степового Придніпров'я.

Розподіл кількості видів павуків за класами чисельності в байраку Військовий показаний на рисунку 62. Столпчиками на рисунках позначено розподіл угруповання, а лінією – результати застосування моделі Ф. Хе (He, 2005).

Параметри цієї моделі є синекологічними характеристиками відповідного локального угруповання, які відбивають певні його властивості. Так, подібно до розподілу лог-серій у моделі Фішера, параметр  $\theta$  у моделі Ф. Хе є характеристикою різноманіття і має функціональну залежність від інших параметрів моделі:

$$\theta = \frac{1 + \beta}{\alpha x} \frac{1}{F(1 + \alpha, 2 + \beta, x)}.$$

Безумовно, різноманіття в угрупованні є результатом процесів смертності, народжуваності та міграції, тому такий функціональний зв'язок має цілком екологічний сенс.



**Рис. 62. Розподіл кількості видів за класами багатства байраку Військовий.**

**Умовні позначки:** по осі абсцис – класи багатства: 1 – зустрінутий один екземпляр у локальному угрупованні; 2 – 2–4 екземплярів; 3 – 5–8 екземплярів; 4 – 9–16; 5 – 17–32; 6 – 33–64 і т. д.  
Північна експозиція: А – верхня третина, степ; В – верхня третина, ліс; С – середня третина; D – нижня третина. Тальвег: Е. Південна експозиція: F – нижня третина; G – середня третина; I – верхня третина

Динаміка показника  $\theta$  у байраках Військовий та Яців Яр наведена на рисунку 63. В обох байраках спостерігається подібний характер змін показника  $\theta$  впродовж поперечного перетину профілю. У тальвегу байраків спостерігається низьке значення цього показника, а при просуванні нагору по схилах  $\theta$  має тенденцію до збільшення. У верхній та середній частинах схилу південної експозиції байраку Військовий відбувається зниження показника  $\theta$ .

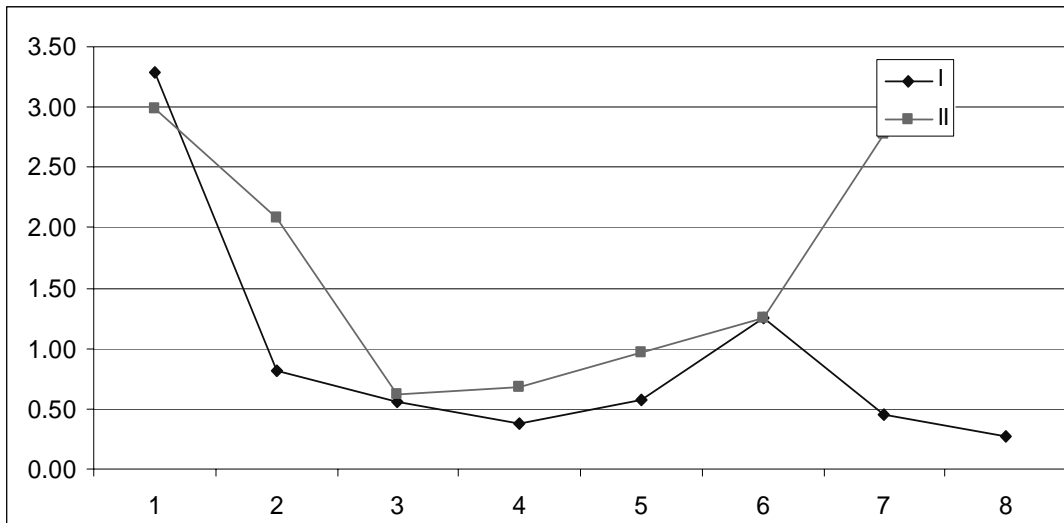


Рис. 63. Динаміка параметра  $\theta$  у байрачних біогеоценозах.

**Умовні позначки:** I – байрак Військовий; II – байрак Яців Яр; 1 – степова цілинка, верхня третина північної експозиції; 2 – ліс, верхня третина північної експозиції; 3 – середня третина північної експозиції; 4 – нижня третина північної експозиції; 5 – тальвег; 6 – нижня третина південної експозиції; 7 – середня третина середньої експозиції; 8 – верхня третина північної експозиції

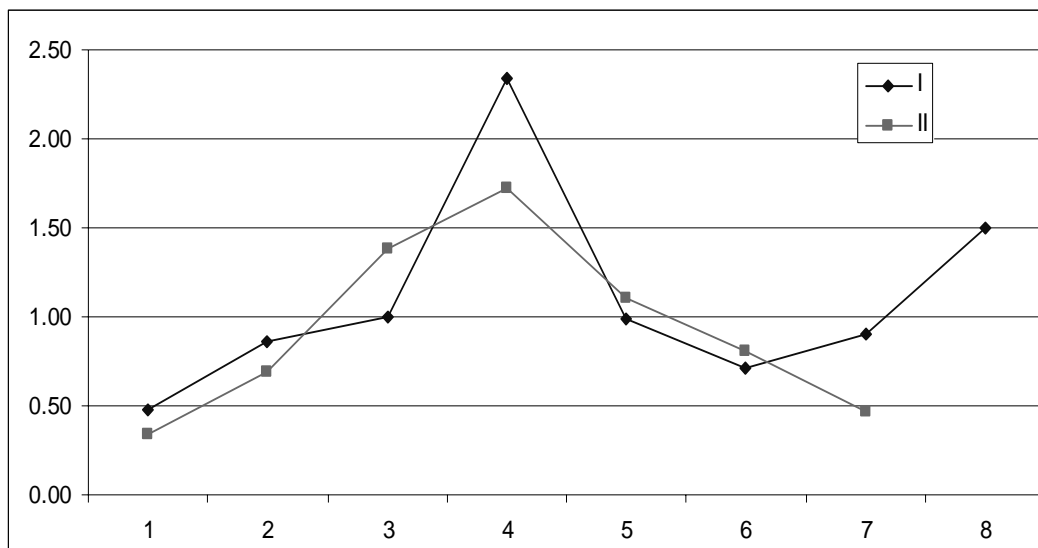
З одного боку, параметри моделі на основі принципів теорії нейтрального різноманіття дають математичне описання розподілу чисельності видів, а з іншого – закономірний характер динаміки параметрів моделі дозволяє припустити, що ці параметри мають екологічний сенс. Це важливо, бо формальне описання розподілу чисельності не є дуже складним завданням. Більш продуктивним є отримання інформаційного джерела, що б могло надати відомості про екологічні властивості угруповання, які безпосередньо спостерігати неможливо або дуже складно.

На рисунку 64 показана динаміка параметра  $\alpha$  у байрачних системах. Цей параметр у межах моделі Ф. Хе (He, 2005) характеризує співвідношення процесів імміграції до народжуваності, тобто вказує на те, яке із двох джерел збільшення чисельності угруповання більш важливе: зовнішнє (імміграція) або внутрішнє (народжуваність).

У нижній третині схилу південної експозиції в обох байраках активність процесів імміграції суттєво перевищує роль у збільшенні чисельності угруповань процесів народжуваності. Цей результат можна інтерпретувати як вказівку на те, що нижня третина схилу північної експозиції є найпривабливішою для мігрантів з інших місцеперебувань, тому зростання чисельності у цій частині профілю байраків відбувається в основному за рахунок прибуття павуків із місць, розташованих поряд.

У байраку Яців Яр термінальні місцеперебування у межах дослідженого профілю характеризуються малим значенням параметра  $\alpha$ , що добре пов'язано з порівняно ізольованим характером цього лісового комплексу. У байраку Військовий спостерігає-

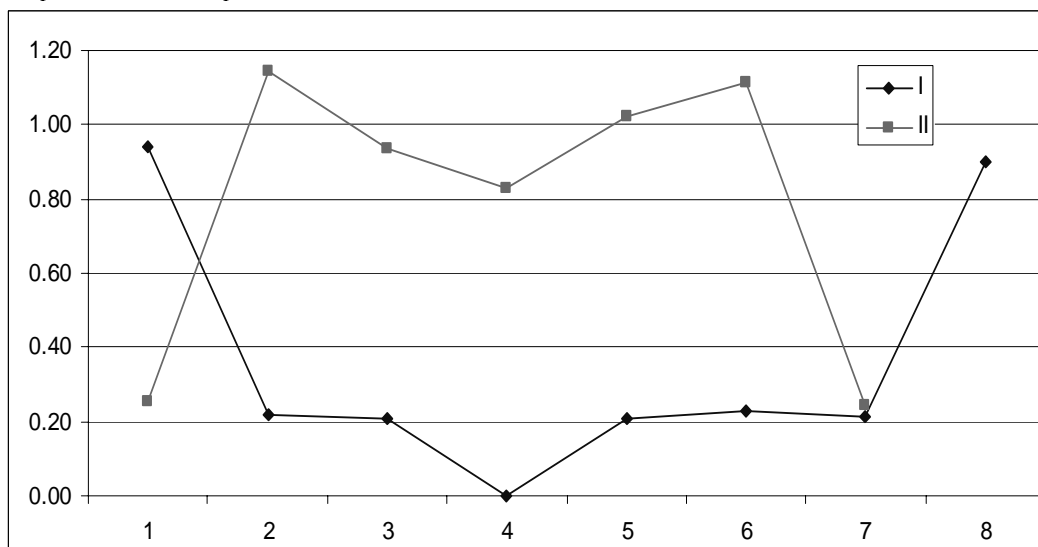
мо збільшення параметра  $\alpha$  у верхній третині південної експозиції, що може бути свідченням активізації імміграційних процесів, джерелом яких можуть бути зовнішні відносно лісової байрачної системи місцеперебування.



**Рис. 64.** Динаміка параметра  $\alpha$  у байрачних біогеоценозах.

Умовні позначки: див. рис. 63.

Параметр  $\beta$  вказує на співвідношення процесів еміграції та смертності в динаміці угруповання. На основі даних, наведених на рисунку 65, можна зауважити, що байрак Військовий характеризується значним переважанням процесів смертності над процесами еміграції в динаміці порівняно з байраком Яців Яр. В обох байраках у нижній третині північної експозиції спостерігається зменшення показника  $\beta$ , що збігається зі збільшенням у цьому місці показника  $\alpha$ . Таке співвідношення параметрів підкреслює міграційну привабливість у байраках нижньої третини північної експозиції.



**Рис. 65.** Динаміка параметра  $\beta$  у байрачних біогеоценозах.

Умовні позначки: див. рис. 63.

У термінальних місцеперебуваннях профілю байраку Яців Яр показник  $\beta$  зменшується, що вказує на затухання еміграції переважно в навколишні місця. Термінальні місцеперебування байраку Військовий, навпаки, характеризуються збільшенням  $\beta$ .

Параметр  $x$  вказує на співвідношення процесів народжуваності та смертності. Послідовність зміни цього показника в обох байраках досить подібна (рис. 66).

Таким чином, одна з моделей теорії нейтрального різноманіття – модель Ф. Хе (He, 2005) – дозволяє досить точно описати розподіл чисельності видів павуків в угрупованнях та одержати чисельні оцінки важливих екологічних процесів.

Загальний характер віддає можливість застосовувати широкий спектр методів статистики для вивчення екологічних процесів. З іншого боку – одержання екологічно специфічних результатів потребує додаткового аналізу та безпосередньо часто неможливе. Наприклад, у моделі Фішера єдиний параметр розподілу є мірою різноманіття, але в цьому контексті різноманіття не є специфічною екологічною властивістю, бо воно притаманне також іншим природним явищам. У випадку з теорією нейтрального різноманіття статистичні параметри моделі мають прямий екологічний сенс. Вони відображають співвідношення головних факторів динаміки угруповання – еміграції, імміграції, народжуваності та смертності.

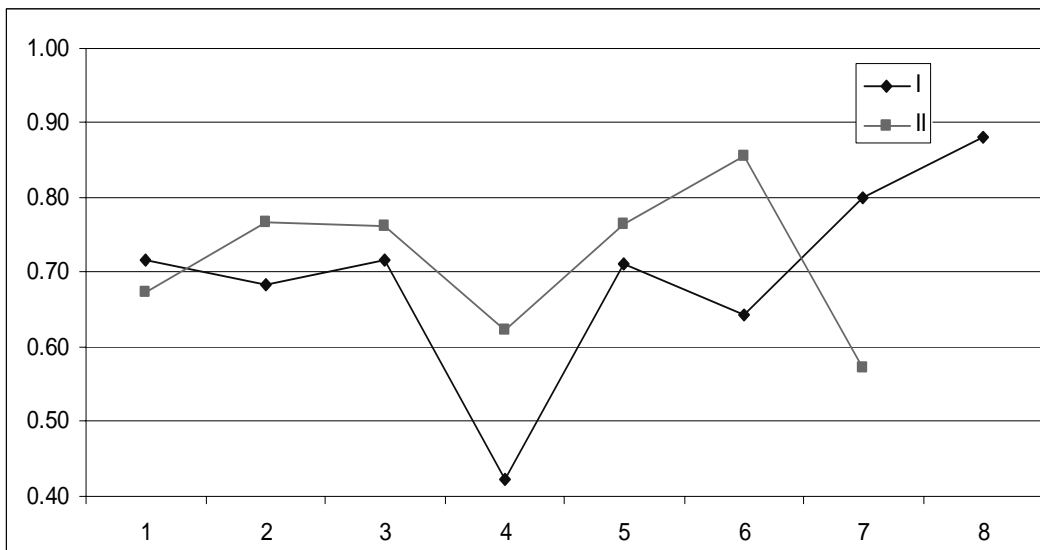


Рис. 66. Динаміка параметра  $x$  у байрачних біогеоценозах.

Умовні позначки: див. рис. 63.

Теорія нейтральності зневажає розбіжностями між особинами за їх реакцією на локальні екологічні умови. На противагу цьому теорія ніш указує, що типи біорізноманіття варто безпосередньо співвідносити до мінливості екологічних параметрів, таких як фізико-хімічні умови, режим занепокоєння, продуктивність і конкуренція з боку інших видів (Tilman 1982; Tokeshi 1999).

## 10. 5. Перевірка теорії нейтральності та теорії ніш

Теорія нейтральності важко піддається перевірці на практиці (Harte, 2003; Gilbert, Lechowicz, 2004; Wootton, 2005), насамперед тому, що ключові популяційні параметри для багатьох видів в угрупованні складно виміряти в польових умовах. Були зроблені спроби описати криві видової чисельності з позицій теорії нейтральності або за допомогою інших моделей (McGill, 2003; Volkov *et al.*, 2003; Adler 2004; Alonso, McKane, 2004; Chisholm, Burgman, 2004), однак розбіжності у результатах застосовуваних підходів зневажливо малі. У випадку доброї відповідності моделі не дають інформації про біологічні процеси, які перебувають в основі спостережуваних явищ (Thompson, Townsend, 2006).

Були досліджені явища, які приблизно могли б виникати у випадку розвитку нейтральних процесів (Condit *et al.*, 2002; Gilbert, Lechowicz, 2004; Wootton, 2005). Одним із таких явищ може бути «дистанційне загасання» (Hubbell, 2001 a, b). Тому що обмеження поширення видів лежить в основі розбіжності між місцеперебуваннями у нейтральному світі, можна чекати, що більш далеко розташовані точки простору будуть населені більш відмінними угрупованнями (Harte, 2003). Розбіжності локального видового багатства між місцеперебуваннями можуть бути пояснені випадковим зникненням і заміщенням видів у часі. Ці процеси Хаббелл (2001 a, b) назвав «екологічним дрейфом».

Теорія нейтральності може бути перевірена шляхом порівняння впливу на структуру угруповання локальних екологічних умов і явища просторового загасання. Відповідно до теорії ніші, подібність між матрицями вид – чисельність буде позитивно корельована із близькістю локальних екологічних умов. Теорія нейтральності пророкує негативну кореляцію видової структури з відстанню між місцеперебуваннями. Зазначені розбіжності часто складно встановити, тому що розбіжності екологічних умов часто корельовані з відстанню (Gilbert, Lechowicz, 2004). Такий підхід для перевірки теорії нейтральності може бути застосований, якщо локальні умови та просторовий фактор незалежні (Thompson, Townsend, 2006).

Угруповання павуків можна використати як модельний об'єкт для вивчення впливу екологічних і просторових факторів на видовий склад і чисельність. Як екологічні характеристики нами були використані умови зволоження едафотопу (гігротоп) і мінералізації ґрунтового розчину (трофотоп). Екологічні дані були використані для одержання матриці екологічних розбіжностей у евклідовому просторі. Просторова матриця була отримана як результат парних відстаней між місцеперебуваннями. Об'єднання просторової та екологічної матриць було зроблене шляхом додавання парних відстаней між місцеперебуваннями як змінних в екологічну матрицю, перш ніж була проведена стандартизація та редукція в матрицю евклідових відстаней. Щоб упевнитися, що екологічні просторові дані не корельовані, матриці відповідних відстаней були порівняні за допомогою тесту Мантеля (Mantel, 1967; Bonnet, de Peer, 2002). Розрахунки проведені за допомогою програми «Mantel Nonparametric Test Calculator» (<http://www.terc.csiro.au/mantel.htm>). Дані по чисельності павуків були зведені в матрицю парних коефіцієнтів подібності Брея – Куртіса (Bray, Curtis, 1957):

$$BC = \sum \frac{|n_{i,k} - n_{j,k}|}{n_{i,k} + n_{j,k}},$$

де  $n_{i,k}$ ,  $n_{j,k}$  – чисельність  $k$ -го виду в  $i$ - і  $j$ -місцеперебуванні.

Матриці подібності були розраховані для угруповання павуків у цілому, а також для ценогічних груп окремо: палюдантів, пратантів, пратантів-сильвантів, сильвантів і степантів.

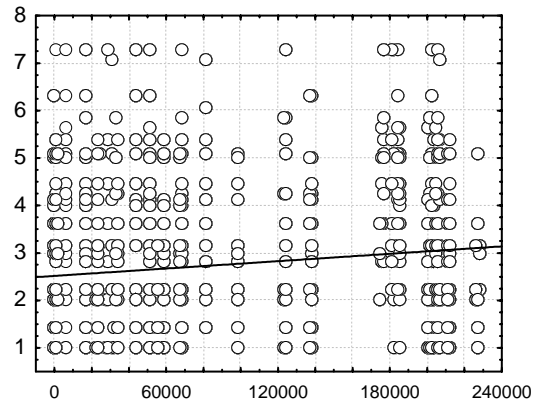


Кореляцію між матрицями подібності угруповань павуків і матрицями-предикторами (екологічна, матриця відстаней і екологічна + відстаней) оцінили за допомогою тесту Мантеля.

Застосування тесту Мантеля показало, що між матрицею відстаней і екологічною матрицею існує дуже слабкий кореляційний зв'язок (рис. 67), що дозволяє вважати екологічну мінливість у межах вивченого регіону та розташування пунктів добору даних незалежними від просторового компонента.

**Рис. 67. Співвідношення між локальними екологічними факторами**

**Умовні позначики:** вісь ординат – евклідова відстань між місцеперебуваннями в просторі факторів; вісь абсцис – просторова відстань (у метрах) між місцеперебуваннями ( $r = 0,13$ ;  $p = 0,00$ )



У межах діапазону добору проб, крайні пункти якого розташовані на відстані дещо менше 300 км, просторовий компонент не може не мати складової мінливості екологічних умов. Збирання проведені як у степовій, так і на півдні лісостепової зони, тому екологічні умови дуже різноманітні. Однак типологічно подібні умови трапляються як у лісостеповій, так і в степовій зоні (інтразональні байрачні діброви; азональні лугові та болотні угруповання, залишки зональних степових угруповань, які можуть бути зустрінуті в різних географічних ділянках регіону).

Було встановлено, що між видовими матрицями угруповань павуків і екологічними та просторовими матрицями існує кореляційний зв'язок (табл. 59).

*Таблиця 59*

**Коефіцієнти кореляції Пірсона за результатами тесту Мантеля між видовими матрицями угруповань павуків та матрицями просторових, екологічних та просторових і екологічних відстаней (евклідів простір)**

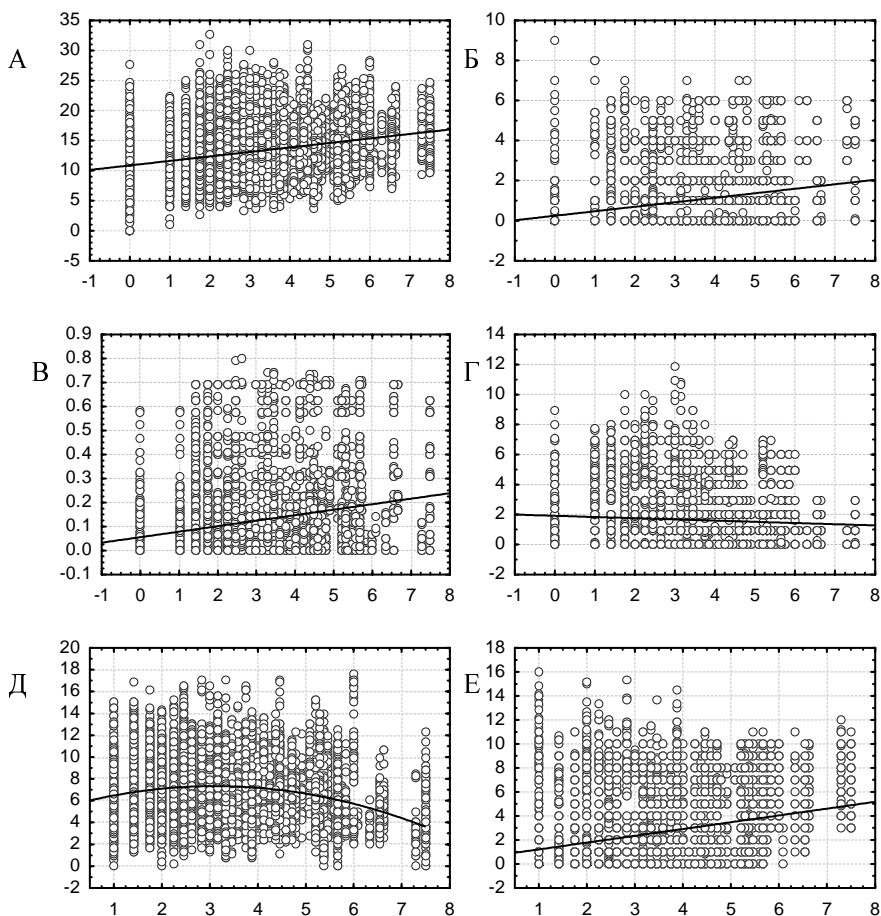
Компоненти населення	Екологічна відстань	Просторова відстань	Екологічна та просторова відстань
Всі павуки	0,21	0,16	0,21
Палюданти	0,26	-0,03	0,08
Пратанти	0,20	0,04	0,07
Пратанти-сильванти	-0,11	0,31	0,11
Сильванти	-0,09	0,03	-0,03
Степанти	0,34	0,13	0,40

Високі коефіцієнти кореляції з екологічними умовами характерні для степантів, палюдантів і пратантів. Негативні коефіцієнти кореляції встановлені для екологічних умов і пратантів-сильвантів і сильвантів.

Найбільший коефіцієнт кореляції із просторовою матрицею характерний для пратантів-степантів, дещо менший – для степантів.

Спільна матриця просторових і екологічних відстаней віддає більшу інформацію тільки відносно степантів, для решти екологічних груп і всього угруповання павуків у цілому об'єднання просторових і екологічних розбіжностей не дає приросту інформації.

Графічне відображення взаємозв'язку між таксономічною відстанню та екологічним і просторовим предиктором дозволяє виявити нелінійний компонент у ряді залежностей (рис. 68, 69).

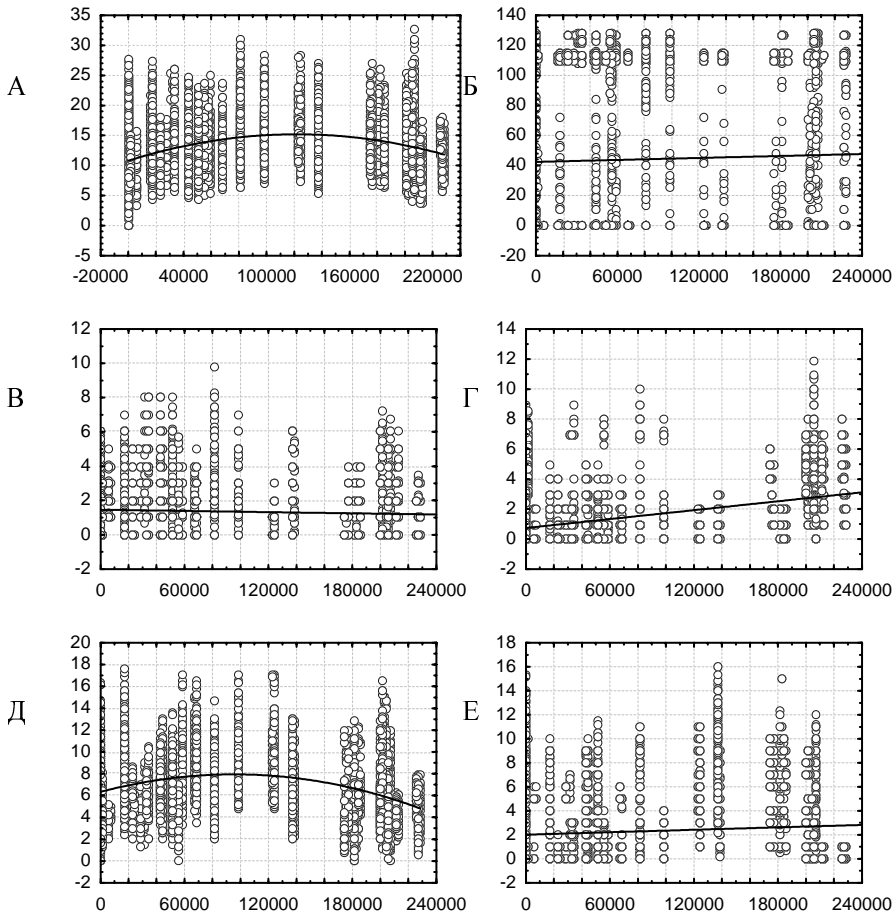


**Рис. 68.** Співвідношення між екологічною відстанню (вісь абсцис, евклідова відстань в екологічному просторі) та таксономічною відстанню

**Умовні позначки:** вісь ординат – відстань Брея – Куртиса: А – для усіх видів ( $r = 0,27$ ;  $p = 0,00$ ); Б – для палюдантів ( $r = 0,24$ ;  $p = 0,00$ ); В – пратантів ( $r = 0,13$ ;  $p = 0,00$ ); Г – пратантів-сильвантів ( $r = -0,07$ ;  $p = 0,00$ ); Д – сильвантів ( $r = -0,05$ ;  $p = 0,00$ ); Е – степантів ( $r = 0,29$ ;  $p = 0,00$ )

Так, рівнянням другого ступеня може бути описаний взаємозв'язок між екологічною відстанню та таксономічною матрицею, отриманою на основі чисельності видів-сильвантів.

Вплив відстані між місцеперебуваннями на їх таксономічну структуру також має нелінійний характер – після відстані 140–150 км спостерігається тенденція до зближення типів таксономічних структур. Поряд із загальним списком видів ця закономірність виражена для сильвантів і степантів.



**Рис. 69.** Співвідношення між просторовою відстанню (вісь абсцис, м) та таксономічною відстанню

**Умовні позначки:** вісь ординат – відстань Брея – Куртіса: А – для усіх павуків ( $r = 0,16; p = 0,00$ ), Б – для палюдантів ( $r = 0,02; p = 0,09$ ), В – пратантів ( $r = -0,06; p = 0,00$ ); Г – пратантів-сильвантів ( $r = 0,43; p = 0,00$ ); Д – сильвантів ( $r = -0,01; p = 0,00$ ); Е – степантів ( $r = 0,09; p = 0,00$ )

Павуки мають досить високу здатність до розселення та екологічну пластичність. Часто багато видів павуків можна зустріти у широкому діапазоні екологічних умов, наприклад, від ультрагігрофільних болотних до ксерофільних степових. Всі павуки є хижачками, тому за низкою ознак можуть цілком відповідати передумовам теорії нейтральності. Однак, як показали результати нашого дослідження, роль екологічного простору в організації угруповань павуків дуже висока. Як для усього угруповання в цілому, так і для його екологічних груп (за винятком пратантів-сильвантів) зі збільшенням екологічних розбіжностей місцелеребувань спостерігається збільшення розбіжностей таксономічної структури. Нелінійний характер взаємозв'язку екологічних умов і розбіжностей угруповань із погляду видів-сильвантів свідчить про гетерогенність механізмів формування комплексів лісових видів. Очевидно, що угруповання сильвантів

складається зі стенотопних і евритопних видів. Необхідно відзначити особливості простору, сформованого вимірами екологічних відстаней. Ліворуч на осі абсцис розташовані близькі з погляду відстані, але різні з погляду їх екологічних особливостей групи місцеперебувань. У міру просування вправо число можливих комбінацій відстаней зменшується та у найбільш крайню праву область графіка потрапляє обмежена кількість найбільш віддалених у екологічному просторі пар. Таким чином, серед сільвантів існує група видів, які трапляються в екологічно різних (можна сказати, протилежних) умовах. Сільванти займають середнє положення в екологічному просторі – вони трапляються в мезофільних і мезотрофних умовах. Отже, якщо вид належить до групи лісових видів (найбільш типове ценотичне оточення), але при цьому з'являється в маргінальних умовах, то мова йде про групу евритопних видів.

Таким чином, види-сільванти з позицій механізмів формування структури угруповань складаються із двох угруповань, чим і може бути пояснений нелінійний характер зміни таксономічної відстані між угрупованнями в градієнті екологічної відстані. Одна частина (стенотопна) демонструє збільшення таксономічних розбіжностей при збільшенні екологічної відстані. Очевидно, для стенотопних видів нішова компонента є провідним структуротвірним фактором. Друга частина (евритопна) демонструє екологічну пластичність і для цієї частини комплексу роль нейтральності є істотною.

У просторовому аспекті для видів-сільвантів також спостерігається нелінійний характер залежності, що можна трактувати як дзеркальне відображення ситуації в екологічному просторі. Для частини видів (евритопних), як це припускає теорія нейтральності, спостерігається «дистанційне загасання» – зі збільшенням відстані таксономічні розбіжності збільшуються (ліва область графіка). Для іншої групи структура угруповання наперед визначається екологічними факторами, а не відстанню (права область графіка).

Для пратантів-сільвантів роль нейтральних факторів, пов'язаних із просторовим компонентом, дуже важлива. Очевидно, що ця група, яка займає азональні місцеперебування, дуже добре відповідає критеріям теорії нейтральності. Лучно-лісові місцеперебування в степовій зоні мають острівний характер розташування, а види, які цим місцеперебуванням віддають перевагу, стикаються з істотними труднощами для поширення. Тому нейтральні механізми переважають у механізмах формування цієї групи павуків.

Очевидно, що екологічна обстановка є істотним аспектом, який визначає структуру угруповань павуків. Однак тільки одна теорія ніш не може пояснити закономірності мінливості їх організації. У ряді випадків теорія нейтральності має перевагу для пояснення типів динаміки угруповань павуків.

## ЛІТЕРАТУРА

1. *Ажеганова Н. С.* Краткий определитель пауков (Aranei) лесной и лесостепной зоны СССР. – Л. : Наука, 1968. – Вып. 98. – 149 с.
2. *Акимов М. П.* Биоценотическая рабочая схема жизненных форм – биоморф // Науч. зап. Днепропетр. гос. ун-та. – Днепропетровск. – 1948. – С. 61–64.
3. *Алеев Ю. Г.* Экоморфология. – К. : Наук. думка. – 1986. – 424 С.
4. *Алимов А. Ф.* Разнообразие в сообществах животных и его сохранение // Успехи совр. биологии. – 1993. – Т. 113, вып. 6. – С. 652–658.
5. *Алимов А. Ф.* Биоразнообразие як характеристика структуры сообщества // Изв. РАН. Сер. биол. – 1998. – № 4. – С. 434–439.
6. *Апостолов Л. Г., Ончуров М. В.* Новые таксоны в аранеофауне Крыма // СГУ. Учёные записки. №.5. Биология. Математика. Психология. Физическая культура. Физика. Химия. – 1998. – С. 3–8.
7. *Арнольди К. В.* Жизненные формы у муравьев // Докл. АН СССР. – 1937. – Т. 16, вып. 6. – С. 343–345.
8. *Арнольди К. В., Шарова И. Х., Клюканова Г. Н., Бутрина Н. Н.* Жужелицы (Coleoptera, Carabidae) Стрелецкой степи под Курском и их сезонная динамика активности // Фауна и экология животных. – М. – 1972. – С. 215–230.
9. *Астахова Е. В.* К изучению фауны пауков Харьковской и Полтавской областей // Вестн. Харьков. ун-та. – 1974. – Вып. 105. – С. 94–97.
10. *Астахова Е. В., Перваков В. П.* К изучению трофических связей пауков Черноморского заповедника // Вестн. Харьков. ун-та. – 1976. – Вып. 135. – С. 89–92.
11. *Ашикбаев Н. Ж.* Жизненные формы пауков (Araneae), обитающих на пшеничных полях в Кустанайской области // Энтомол. обозр. – 1973. – Т. 52, вып. 3. – С. 508–519.
12. *Баканов А. И.* О некоторых методологических вопросах применения системного подхода для изучения структур водных экосистем // Биология внутренних вод. – 2000. – № 2. – С. 5–19.
13. *Барабаш-Никифоров И. И.* Симбиотические связи населения бобровой норы // Зоол. журн. – 1959. – Т. 38, вып. 5. – С. 767–770.
14. *Барсов В. А., Пилипенко А. Ф., Жуков А. В., Кульбачко Ю. Л., Кисенко Т. И.* Сезонные, годовые и вызванные антропогенными факторами изменения структуры популяций почвенных и наземных беспозвоночных животных в некоторых биоценозах центрального степного Приднепровья // Вестн. Днепропетр. ун-та. – Днепропетровск : ДГУ. – 1996. – Вып. 2. – С. 24–30.
15. *Бей-Биенко Г. Я.* Прямокрылые и кожистокрылые // Животный мир СССР. – М.–Л., – 1950. – Т. III.
16. *Беклемишев В. Н.* Термины и понятия, необходимые при количественном изучении популяции эктопаразитов и нидиколов // Зоол. журн. – 1961. – Т. 40, вып. 2. – С. 149–158.
17. *Бельгард А. Л.* Об амфиценозах // Науч. записки Днепропетровского госун-та. – Днепропетровск, 1948 а. – Т. 30. – С. 87–89.
18. *Бельгард А. Л.* Осинный колок в долине реки Самары Днепропетровской // Сб. работ биолог. ф-та. – Днепропетровск, 1948б. – Т. 32. – С. 23–27.
19. *Бельгард А. Л.* Лесная растительность юго-востока УССР. – Киев : Изд-во КГУ, 1950. – 263 с.
20. *Бельгард А. Л.* Степное лесоведение. – М. : Лесная промышленность, 1971. – 336 с.

21. *Бельгард А. Л., Травлеев А. П.* Роль почвенной фауны в индикации эдафотопов // Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв. – М. : Изд-во МГУ. – 1980. – С. 155–163.
22. *Березина О. Г., Мордкович В. Г.* Опыт морфологической классификации приводных жуков (Insecta, Coleoptera) // Сибирский экологический журнал. – 2000. – №3. – С. 271–277.
23. *Беспалов А. Н.* Опыт изучения численности жуков-жужелиц (Coleoptera, Carabidae) в Приобской лесостепи на огороженных площадках // Проблемы почв. зоол. Мат. 15 Всерос. совещ. по почв. зоол. – Москва. – 2008. – С. 177–179.
24. *Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К.* Экология. Особи, популяции и сообщества. В 2 т. – М. : Мир, 1989. – Т. 2. – 477 с.
25. *Биоиндикация : теория, методы, приложения /* Под ред. Г. С. Розенберга. – Тольятти, 1994. – С. 175–181.
26. *Бируля Н. Б.* Материалы к познанию метода энтомологического кошения // Тез. докл. III Совещания ВЭО. – М.–Л., 1957. – Ч. 1. – С. 36–38.
27. *Богач Я., Седлачек Ф., Швецова З., Криволицкий Д. А.* Животные – биоиндикаторы индустриальных загрязнений // Журн. общей биологии. – 1988. – Т. 69, № 5. – С. 630–635.
28. *Божко К. М.* Еколого-біологічна та ґрунтово-геоботанічна характеристика південного варіанта байрачних лісів південно-східної України // Пит. степ. лісознав. та лісов. рекультив. земель. – Д. : Вид-во ДНУ, 2007. – Вип. 11. – С. 75–89.
29. *Брагина В. А.* Фауна пауков Кара-Дага // АН УССР. Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского. Карадагское отделение. Карадагский государственный заповедник АН УССР. Летопись природы. – 1984. – Т. 1. – Кн. 1, Ч. 4. – С. 64–68.
30. *Бублик І.М.* До екології павуків (Aranei) екосистем Передкарпаття // Вісн. Львів, ун-ту. Сер. біол. – 1981. – Вып. 12. – С. 86–90.
31. *Буковский В. И.* Население беспозвоночных Крымского букового леса (Биоценологический очерк) // Тр. Крымск. госзапов. – 1936. – Т. 1. – С. 3–103.
32. *Бутовский Р. О.* Действие выбросов автотранспорта на энтомофауну : Автореф. дис.... канд. биол. наук. – М., 1987. – 23 с.
33. *Бутовский Р. О.* Воздействие автотранспорта на половую структуру популяций жужелиц (Coleoptera, Carabidae) в агроценозе земляники // Биол. науки. – 1992. – №1. – С. 86–92.
34. *Васильева Р. М.* Сезонная динамика активности доминантных видов жужелиц (Carabidae) в условиях контакта леса и лесостепи в Брянской области // Фауна и экология животных. – М. – 1972. – С. 53–64.
35. *Веселова Е. М., Михайлов К. Г.* Структура населения пауков (Arachnida, Aranei) травяно-кустарничкового яруса в фитоценозах Волжско-Камского междуречья // Экология. – 1986. – Вып. 6. – С. 46–51.
36. *Вильямс В. Р.* Почвоведение. – М. : Сельхозгиз, 1947. – 455 с.
37. *Винберг Г. Г.* Особенности водных экологических систем // Журн. общ. биол. 1967. – Т. 28, № 5. – С. 31–45.
38. *Воробейчик Е. Л.* Изменение мощности лесной подстилки в условиях химического загрязнения // Экология. – 1995. – №4. – С. 278–284.
39. *Второв П. П.* Биоэнергетика и биогеография некоторых ландшафтов Терской Ала-Тоо. – 1968. – Фрунзе : Илия. – С. 165.
40. *Галкин Ю. А., Прокопенко Е. В.* К познанию аранеофауны Великоанадольского леса // Охорона навколишнього середовища та раціональне використання при-

- родних ресурсів. Тез. доп. III Міжнародної наук. конф. аспірантів та студентів (13–15 квітня 2004 р.). – Донецьк : ДонГУ. – 2004. – Т. 2. – С. 55–56.
41. *Ганин Г. Н.* Животные почв Приамурья и сопредельных территорий // Исследования водных и экологических проблем Приамурья. – Владивосток–Хабаровск : Дальнаука. – 1999. – С. 33–37.
  42. *Ганин Г. Н.* Некоторые правила организации сообщества педобионтов // Известия РАН. Сер. Биологическая. – 2006. – № 5. – С. 613–623.
  43. *Гиляров М. С.* Зоологические методы диагностики почв. – М. : Наука, 1965. – 278 с.
  44. *Гиляров М. С.* Учет крупных почвенных беспозвоночных (мезофауны) // Методы почвенно-зоологических исследований. – М. – 1975. – С. 12.
  45. *Гиляров М. С., Покаржевский А. Д.* Почвенные беспозвоночные как объект экологического мониторинга // Мат. I Междунар. конгр. по биосферным заповедникам «Охрана природы, наука и общество». – Том. 2. – М. : Наука. – 1987. – С. 110–113.
  46. *Гірна А., Леснік В.* Аранеокомплекси річищ водотоків басейну Верхнього Дністра // Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна. – 2002. – Вип. 29. – С. 118–126.
  47. *Гірна А. Я.* Антропогенна динаміка угруповань павуків (Aranei) ясенево-дубових лісів Верхньодністровської рівнини. Автореферат дис.... канд. біол. наук. Дніпропетровськ, 2006 а. – 20 с.
  48. *Гірна А. Я.* Вплив затоплення на угруповання павуків заплавної екосистем ясеневих дібров Верхньодністерської рівнини // Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна. – 2006 б. – Вип. 41. – С. 40–45.
  49. *Гладышев М. И.* Концепция биогеоценоза с позиций общей теории систем // Экология. – 1990. – № 4. – С. 11–19.
  50. *Гнелица В. А.* Видовой состав пауков околородных биотопов лесостепи Тернопольской области. // Проблемы общей и молекулярной биологии. – К. : Изд-во Киевск. ун-та. – 1989. – Вып. 8. – С. 80–83.
  51. *Гнелица В. А.* Фауна и экология пауков лесостепной зоны Украины // Мат. Всес. научно-методич. совещ. зоологов педвузов. – Махачкала : Дагест. пед. ин-т. – 1990 а. – Ч. 1. – С. 78–79.
  52. *Гнелица В. А.* Фауна пауков околородных биотопов лесостепи Сумской области // Мат. обл. научно-практич. конф. «Проблемы исследования рационального использования природных ресурсов Сумщины и их изучение в школе». – Ч. 1. – Сумы. – 1990 б. – С. 56–64.
  53. *Гнелица В. А.* Фауна и экология пауков семейства Linyphiidae лесостепной зоны Украины. Автореф. дисс... канд. биол. наук : 03.00.18. – К., 1993. – 20 с.
  54. *Гнелица В. А.* Биотопическая приуроченность пауков семейства Linyphiidae в условиях Лесостепи Украины // Бюлл. Моск. о-ва испытателей природы. Отд. биол. – 1997. – Т. 102, вып. 2. – С. 34–38.
  55. *Гнелица В. А.* К фауне пауков сем. Linyphiidae Каневского заповедника // Мат. наук. конф., присвяченої 75-річчю Канівського природ. заповід. «Роль охоронюваних територій у збереженні біорізноманіття». – Канів. – 1998 а. – С. 166–167.
  56. *Гнелица В. А.* Попередні дані з фауни павуків заповідника «Розточчя» // Мат. наук. конф. «Роль охоронюваних територій у збереженні біорізноманіття». – Канів. – 1998 б. – С. 167–168.
  57. *Гнелица В. А.* Фауна та екологія павуків родини Linyphiidae околиць г. Вакалівщина // Вакалівщина : до 30-річчя біостаціонару Сумського педінституту. – Суми. – 1998 в. – С. 20–30.

58. Гнелица В. А. Аналіз фауни павуків чотирьох болотних біотопів // Вакалівщина : до 30-річчя біостаціонару Сумського педінституту. – Суми. – 1998. – С. 30–35.
59. Гнелица В. А. Пауки – Linyphiidae поймы р. Ворскла и прилегающей территории // Біологічні науки. Зб. наук. праць. – Сум. держю пед. ун-т ім. Макаренка. – Суми. – 1999. – Т. 107. – С. 20–26.
60. Гнелица В. А. Предварительные данные о пауках Деснянско-Старогутского национального природного парка // Заповідна справа в Україні. – 2000 а. – Т. 6, вип. 1–2. – С. 76–77.
61. Гнелица В. А. Пауки сем. Linyphiidae поймы реки Ивот (Сумская область) // Заповідна справа в Україні. – 2000 б. – Т. 6, вип. 1–2. – С. 77–80.
62. Гнелица В. А. Фауна пауков семейства Linyphiidae лесостепной зоны Украины : 1 подсемейство Linyphiinae // Изв. Харьк. знт. общ-ва. – 2000 в. – Т. VIII, вып. 1. – С. 132–139.
63. Гнелица В. А. Фауна пауков семейства Linyphiidae (Aranei) Лесостепной зоны Украины. 2. Подсемейство Erigoninae // Изв. Харьк. энтомолог. общ-ва. – 2001 а. – Т. IX, № 1–2. – С. 193–201.
64. Гнелица В. А. К фауне пауков охраняемых природных территорий Хмельницкой области // Заповідна справа в Україні. – 2001 б. – Т. 7, вып. 2. – С. 49–52.
65. Голосова М. А. Изменение состояния комплексов северного лесного муравья (*Formica aquilonia*) в Подмосковных ельниках // Успехи совр. биол. – 1988. – Т. 118, вып. 3. – С. 306–312.
66. Горб С. Н. Локомоторные приемы полуводного паука *Dolomedes plantarius* (Aranei, Pisauridae) // Зоол. журн. – 1994. – Т. 74, №11. – С. 44–49.
67. Грезе Н. С. Пауки Донской области // Тр. студ. кружка по изуч. родной природы при Московск. ун-те. – 1909. – Т. 4. – С. 1–13.
68. Грейг-Смит П. Количественная экология растений. – М. : Мир, 1967. – С. 359.
69. Грюнталь С. Ю. К методике количественного учета жужелиц (Coleoptera, Carabidae) // Вестн. зоол. – 1981. – №6. – С. 63–66.
70. Грюнталь С. Ю. К методике количественного учета жужелиц (Coleoptera, Carabidae) // Энтотомол. обозр. – 1982. – Т. 61, вып. 1. – С. 201–205.
71. Грюнталь С. Ю., Бутковский Р. О. Жужелицы (Coleoptera, Carabidae) як индикаторы рекреационного воздействия на лесные экосистемы // Энтотомол. обозр. – 1997. – Т. 79, вып. 3. – С. 547–554.
72. Гурьянова В. Е., Хоменко В. Н. Состав аранеофауны и основные экологические особенности ее компонентов в степных экосистемах заповедника «Аскания-Нова» – К. : 1991. – 56 с. (Препр. / АН УССР. Ин-т зоологии; 91.1).
73. Гурьянова В. Е. Пауки припочвенного горизонта Полесского государственного заповедника // Вестн. зоол. – 1989. – № 2. – С. 6–9.
74. Гурьянова В. Е. Новые виды пауков из заповедника (Аскания-Нова) // Вестн. зоол. – 1992. – Вып. 6. – С. 13–18.
75. Гурьянова В. Е. *Harpactea azowensis* (Araneae, Dysderidae) из заповедника Аскания-Нова // Вестн. зоол. – 1993. – Вып. 3. – С. 37–40.
76. Гурьянова В. Е. Пауки в корме птенцов мухоловки-пеструшки (*Ficedula hypoleuca*) // Вестн. зоол. – 1994. – № 4–5. – С. 89–91.
77. Гурьянова В. Е. Материалы к фауне пауков Подольской лесостепи (Украина) // Вестн. зоол. – 2003. – Т. 35, вып. 5. – С. 3–11.
78. Дели О. Ф. Влияние выжигания травостоя на пауков в Северо-Западном Причерноморье // Фундаментальные и прикладные исследования в биологии. Мат. I Междунар. научн. конф. студентов, аспирантов и молодых ученых (Донецк, 23–26 февраля 2009 г.). – Донецк : ДонНУ. – Т. I. – 2009. – С. 173.



79. *Джиллер П.* Структура сообществ и экологическая ниша. – М. : Мир, 1988. – 184 с.
80. *Дмитриев В. В., Жиров А. И., Ласточкин А. Н.* Прикладная экология : учебник для студ. высш. учеб. заведений. – М. : Издательский центр «Академия», 2008. – 608 с.
81. *Добровольский И. А., Шанда В. И.* Некоторые особенности структурно-функциональной организованности искусственных лесных биогеоценозов УССР на фоне техногенного воздействия // Охрана и рациональн. использ. защитных лесов степной зоны. – Днепропетровск : ДГУ. – 1987. – С. 72–127.
82. *Догель В. А.* Количественный анализ фауны лугов в Петергофе // Русский Зоолог. журн. – 1924. – Т. 4. Вып. 1, 2. – С. 117–154.
83. *Дунаев Е. А.* Методы эколого-энтомологических исследований. – М. : Мосгор-СЮН, 1997. – 44 с.
84. *Дунин П. М.* Крибеллятные пауки (Aranei, Cribellatae) Азербайджана // Энтотомол. обозр. – 1988. – Т. 67, вып. 1. – С. 190–203.
85. *Дунин П. М.* Пауки семейства Dysderidae фауны Кавказа (Arachnida Aranei Harpologynae) // Arthropoda Selecta. – 1992. – 1 (3). – С. 35–76.
86. *Дунин П. М.* Фауна и жизненные формы пауков водных и околоводных экосистем бассейна Средней Волги // Тез. Междунар. конф. «Экол. проблемы бассейнов крупных рек». – Тольятти : Ин-т экологии Волжского бассейна РАН. – 1993. – С. 177–178.
87. *Дунин П. М.* Предварительные замечания к классификации и эволюции жизненных форм пауков (Aranei) // II Люблищевские чтения «Теор. пробл. экологии и эволюции». – Тольятти : Интер-Волга. – 1995. – С. 145–150.
88. *Душенков В. М., Макаров К. В.* Летняя практика по зоологии беспозвоночных. – М. : Academia, 2000. – 256 с.
89. *Евтушенко К. В.* Видовой состав и биотопическое распределение пауков (Aranei) Черниговского Полесья // Ред. ж. «Вестн. зоол.» – К., 1991 а. – 19 с. Деп. ВИНТИТИ 04.06.91 №2339–В91.
90. *Евтушенко К. В.* Пауки северной части Киевского Полесья // Вестн. зоол. – 1991 б. – № 3. – С. 79–80.
91. *Евтушенко К. В.* Пауки (Araneae) фауны Украинского Полесья : Дисс... канд. биол. наук : 03.00.18. – К., 1991 в. – 160 с.
92. *Евтушенко К. В.* Эколого-фаунистические исследования пауков (Aranei) в Киевском Полесье // Ред. ж. «Вестн. зоол.» – К., 1991 г. – 9 с. Деп. ВИНТИТИ 04.06.91. №2338–В91.
93. *Евтушенко К. В.* Эколого-фаунистические исследования пауков (Aranei) Черниговского Полесья // Фауна и экол. пауков, скорпионов и ложноскорпионов СССР. Тр. Зоол. ин-та АН СССР. – 1992. – Т. 226. – С. 113–115.
94. *Евтушенко К. В.* К изучению пауков (Aranei) Волынского Полесья // Ред. ж. «Вестн. зоол.» – К., 1993 а. – 13 с. Деп. ВИНТИТИ 06.01.93. № 27–В91.
95. *Евтушенко К. В.* К изучению пауков (Aranei) Новгород-Северского Полесья // Ред. ж. «Вестн. зоол.» – К., 1993 б. – 13 с. Деп. ВИНТИТИ 06.01.93. № 26–В91.
96. *Евтушенко К. В.* Эвсинантропные пауки (Aranei) Черниговского Полесья // Изв. Харьк. энтомот. общ-ва. – 2000. – Т. 8, вып. 2. – С. 184–185.
97. *Евтушенко К. В., Федоряк М. М.* Видовой состав и распределение пауков (Aranei), обитающих на каменных наносах на берегах шести горных рек Черновицкой области // Вестн. зоол. – 2003. – №16. – С. 25–28.
98. *Емельянов И. Г.* Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистем. – Киев, 1999. – 168 с.

99. *Емец В. М.* Изменение плотности и структуры популяции *Pterostichus melanarius* (Coleoptera, Carabidae) под влиянием рекреации // Зоол. журн. – 1983. – Т. LXII, вып. 10. – С. 1505–1509.
100. *Есюнин С. Л.* Некоторые мысли по поводу выделения морфотипов пауков (Araneae) // Сб. науч. тр. XI Съезда Русского энтомолог. общ-ва «Пробл. энтомол. в России». – Т. 1. – СПб. : Зоол. ин-т РАН. – 1998. – С. 146–147.
101. *Есюнин С. Л., Ефимик В. Е.* Разнообразие фауны и географическое распределение пауков-волков (Aranei, Lycosidae) Урала // Зоол. журн. – 2000. – Т. 2, вып. 5. – С. 534–547.
102. *Жирмудинский А. В., Кузьмин В. И.* Критические уровни в развитии природных систем. – Л. : Наука, 1990. – 223 с.
103. *Жуков А. В.* Экологические основы зоологической диагностики лесных почв степного Приднепровья. Дис. на соиск. уч. степ. канд. биол. наук. – Днепропетровск. – 1996. – 267 с.
104. *Жуков А. В.* Биоморфический анализ животного населения в диагностике почв // Придніпровський наук. вісн. Біологія, сільське господарство та ветеринарія. – 1998. – № 113 (180). – С. 114–120.
105. *Жуков А. В.* Гипотеза альтернативного разнообразия и пространственное распределение почвенных беспозвоночных в экосистемах степной зоны Украины // Пробл. почв. зоологии. Мат. II (XII) Всерос. совещ. – М. – 1999 а. – С. 53–54.
106. *Жуков А. В.* Динамика почвенной фауны урочища Круглик (Днепропетровская область) // Изв. Харьков. энтомол. общ-ва. – 1999 б. – Т. VII. – Вып. 2. – С. 62–70.
107. *Жуков А. В.* Экологическое разнообразие и таксономическое разнообразие сообществ животных // Вісн. Дніпропетр. ун-ту. – 2005. – № 3/2. – С. 96–104.
108. *Жуков А. В.* Гигроморфы почвенных животных и их диагностическое значение для установления гигротопов // Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона. – Донецк : ДонНУ, 2006 а. – Вып. 6. – С. 113–130.
109. *Жуков А. В.* Иерархическая организация и разнообразие животного населения почвы поймы // Пит. степ. лісознавства та лісової рекультивації земель. – Дніпропетровськ. – 2006 б. – Вып. 10 (35). – С. 170–184.
110. *Жуков А. В., Кунах О. Н., Прокопенко Е. В., Балюк Ю. А.* Экологическое разнообразие и организация животного населения байрака Яців Яр // Вісн. Дніпропетр. ун-ту. Біологія. Екологія. – 2008. – Т. 2, вып. 16. – С. 51–59.
111. *Жуков О. В.* Екоморфичний аналіз консорцій ґрунтових тварин. – Дніпропетровськ : Вид-во «Свідлер А. Л.». – 2009. – 239 с.
112. *Жуков О. В., Пахомов О. С., Кунах О. М.* Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Дощові черв'яки (Lumbricidae) : моногр. – Д. : Вид-во Дніпропетр. нац. ун-ту, 2007. – 371 с.
113. *Жуков О. В.* Трофоценоморфи ґрунтових тварин та їх діагностичне значення для встановлення трофотопів // Вісн. Донецьк. ун-ту. Серія А. Природничі науки. – 2007. – С. 277–291.
114. *Зайцев А. С., Криволуцкій Д. А., Ласкова Л. М.* Пространственная динамика биологического разнообразия панцирных клещей (Acari, Oribatei) и ее отражение на картах. – Петрозаводск, 1998. – 49 с.
115. *Зиновьев А. Ю.* Визуализация многомерных данных. – Красноярск : Изд. КГТУ. – 2000. – 180 с.
116. *Золотарев М. П.* Спектр питания и пищевая преференция паков-скакунчиков *Evarcha arcuata* (Clerck, 1757) и *Evarcha falcata* (Clerck, 1758) (Aranei, Salticidae) на Южном Урале // Тез. докл. XII съезда Русского энтомол. общ-ва (Санкт-Петербург, 19–24 августа 2002 г.). – 2002. – С. 129–130.

117. Зонштейн С. Л. Предварительные данные о пауках подотряда *Megalomorphae* фауны СССР // Фауна и экология пауков СССР. Тр. Зоол. ин-та АН СССР. – 1985. – Т. 139. – С. 156–161.
118. Зубарева С. П. Статистическая оценка метода количественного энтомологического кошения // Изв. Биол. н.-и. ин-та при Пермском ун-те. – 1930. – Т. 7, вып. 2. – С. 89–104.
119. Зюзин А. А. О видовом составе, экологии и распределении пауков-волков рода *Pardosa* в лесных биогеоценозах Присамарья // Вопр. степ. лесовед. и охр. природы. Сб. науч. тр. Днепропетр. ун-та. – 1976. – Вып. 6. – С. 182–184.
120. Зюзин А. А. Стациональное распределение пауков-волков рода *Pardosa* C.L. Koch (Aranei, Lycosidae) в Днепропетровской области // Вопр. степ. лесовед. и науч. основы лесной рекультивации земель. – Днепропетровск: Днепропетровск. ун-т. – 1985. – С. 155–161.
121. Зюзин А. А. О видовом составе, экологии и распределении пауков-волков рода *Pardosa* в лесных биогеоценозах Присамарья // Вопр. степ. лесовед. и охр. природы. Сб. науч. тр. Днепропетровск. ун-та. – 1976. – Вып. 6. – С. 182–184.
122. Зюзин А. А., Тыщенко В. П. Фенология рода *Pardosa* C.L. Koch (Aranei, Lycosidae) на севере и юге европейской части СССР // Энтومол. обзор. – 1978. – Т. 57, вып. 2. – С. 423–430.
123. Иванов А. В. Пауки, их строение, образ жизни и значение для человека. – Л.: изд-во ЛГУ, 1965. – 304 с.
124. Карпенко Н. Г., Леготай М. В. К изучению пауков (Aranei) на полях овощных культур в Молдавии // Вестн. зоол. – 1980. – Вып. 5. – С. 33–36.
125. Карпова В. Е., Маталин А. В. Эффективность отлова жуужелиц (Coleoptera, Carabidae) ловушками Барбера разного типа // Биол. науки. – 1992. – №5 (341). – С. 84–88.
126. Карташев А. Г., Галкин А. Н. Видовая и популяционная информативность показателей ловчих сетей пауков рода *Araneus* (Aranei, Araneidae) // Зоол. журн. – 1990. – Т. 69, вып. 9. – С. 148–151.
127. Кашкаров Д. Н. Основы экологии животных. – Л.: Учпедгиз., 1945. – 383 с.
128. Кашкаров Д. Н. Среда и общество (основы синэкологии). – М.: Медгиз., 1933. – 244 с.
129. Кириленко В. А. Сравнение фауны пауков искусственных и естественных биоценозов // Фауна и экол. паукообразных. – Пермь: Пермск. ун-т. – 1984. – С. 138–141.
130. Кириленко В. А., Леготай М. В. К исследованию фауны Aranei в восточной лесостепи Украины // Фауна и экол. насекомых. – Пермь: Пермск. ун-т. – 1981. – С. 45–54.
131. Клауснитцер Б. Экология городской фауны. – М.: Мир, 1990. – 246 с.
132. Ключковський Ю. Е. Роль ентомофагів і патогенів в обмеженні чисельності карантинних шкідників плодового саду // Загальна і прикладна ентомологія в Україні. Тез. доп. наук. ентومол. конф., присвяченої пам'яті члена-корр. НАН України, д-ра біол. наук, проф. В. Г. Доліна (15–19 серпня 2005 р., м. Львів). – Львів. – 2005. – С. 107–108.
133. Ковблюк Н. М. Паукообразные / Попов В. Н., Стенько Р. П., Пышкин В. Б., Гордеева Е. В. Наземные беспозвоночные // Биоразнообразие Крыма: оценка и потребности сохранения. Мат., представленные на Междунар. рабочий семинар (Гурзуф, ноябрь 1997 г.). – Киев: Программа поддержки биоразнообразия. – 1997. – С. 35.

134. Ковблюк Н. М. О необходимости обследования опушек при выявлении локальной фауны пауков (Arachnida, Aranei) // Ученые запис. Таврич. Нац. ун-та им. В. И. Вернадского. Сер. «Биология». – 2001. – Т. 14, № 2. – С. 94–98.
135. Ковблюк Н. М. *Harpactea doblikai* и *H. rubicunda* (Aranei, Dysderidae) в Крыму // Вестн. зоол. – 2002. – Т. 36, № 3. – С. 81–86.
136. Ковблюк Н. М. Каталог пауков (Arachnida : Aranei) Крыма // Вопросы развития Крыма. Научн.-практ. дискус.-аналитич. сб. «Проблемы инвентаризации крымской биоты». – Симферополь : Таврия-Плюс. – 2003 а. – Вып. 15. – С. 211–262.
137. Ковблюк Н. М. Два новых вида пауков семейства Gnaphosidae (Aranei) из Крыма // Зоол. журн. – 2003 б. – Т. 82., № 7. – С. 880–883.
138. Ковблюк Н. М. Переописание и синонимия *Tegenaria lapicidinarum* (Aranei, Age-lenidae) // Вестн. зоол. – 2004 а. – Т. 38., вып. 3. – С. 43–51.
139. Ковблюк Н. М. Предварительные результаты изучения фауны и биотопического распределения пауков Карадагского природного заповедника // Карадаг. Природ. Заповед. УНАН. Летопись природы. Т. 20 (2003 г.). – Симферополь : Сонат, 2004 б. – С. 139–145.
140. Ковблюк М. М. Пауки родины Gnaphosidae (Arachnida, Aranei) фауны Криму : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – К., 2006 а. – 20 с.
141. Ковблюк Н. М. *Zelotes kukushkini* sp.n. (Aranei, Gnaphosidae) и близкие виды в фауне Палеарктики // Вестн. зоол. – 2006 б. – Т. 40, №3. – С. 205–217.
142. Ковблюк Н. М. Пауки рода *Drassodes* (Aranei, Gnaphosidae) фауны Крыма // Вестн. зоол. – 2008. – 42 (1). – С. 11–24.
143. Ковблюк Н. М., Надольный А. А., Гнелица В. А., Жуковец Е. М. Пауки (Arachnida, Aranei) заповедника «Мыс Мартыян» (Крым, Украина) // Кавказский энтомол. бюлл. – 2008. – Т. 4, вып. 1. – С. 3–40.
144. Ковблюк Н. М., Прокопенко Е. В., Надольный А. А. Пауки семейства Dysderidae Украины (Arachnida, Aranei) // Евразийский энтомол. журнал. – 2008. – 7 (4). – С. 287–306.
145. Козлов М. В. Связано ли распространение летучих мышей с рельефом (о статье В. Ю. Ильина и Д. Г. Смирнова)? // Экология. – 2001. – №2. – С. 159–160.
146. Козлов М. В. Мнимые повторности (pseudoreplication) в экологических исследованиях : проблема, не замеченная российскими учеными // Журн. общей биол. – 2003. – Т. 64, № 4. – С. 292–307.
147. Количественные методы в почвенной зоологии / Сост. Ю. Б. Бызова, М. С. Гиляров, В. Дунгер и др. – М. : Наука, 1987. – 288 с.
148. Конаков Н. П. Методика и техника количественного учета энтомофауны травяного покрова // Вопр. экол. и биоценол. – М.–Л. – 1939. – С. 5–24.
149. Коробейников Ю. И. К методике количественного учета пауков и насекомых травянистого яруса // Экология. – 1976. – Вып. 4. – С. 98–100.
150. Котенко Т. И. К изучению энтомофауны Черноморского заповедника : некоторые вопросы методики и результаты исследования // Вестн. зоол. – 1988. – № 1. – С. 44–50.
151. Краснобаев Ю. П. Зоогеографический анализ аранеофауны Самарской Луки // Зоол. журн. – 2001. – Т. 80, № 11. – С. 1315–1320.
152. Крестьянинова А. И., Кузнецова Н. А. Динамика сообщества коллембол (Hexapoda, Collembola) в почве городского бульвара // Зоол. журн. – 1996. – Т. 75, вып. 9. – С. 1353–1365.
153. Криволицкий Д. А., Степанов А. М., Тихомиров Ф. А., Федоров Е. А. Экологическое нормирование на примере радиоактивного и химического загрязнения эко-

- систем // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. – М. : Наука, 1988. – С. 4–16.
154. *Кривошеина М. Г.* Мухи-береговушки як биоіндикатори стану міських водойм // Біоіндикація в містах і пригородних зонах. – М. : Наука. – 1993. – С. 76–79.
155. *Крикун Г. В.* Фракційний склад, запаси підстилки та опаду в біогеоценозах байраку Військового (Дніпропетровська область) // Пит. степ. лісознав. та лісов. рекультив. земель. – Д. : Вид-во ДНУ, 2007. – Вип. 11. – С. 46–50.
156. *Кронеберг А. И.* Путешествие в Туркестан А. П. Федченко. Пауки. Araneae // Изв. общ-ва любит. естествозн., антропол. и этногр. – 1875. – Т. 19, вып. 3. – С. 1–55. – цит. по : Ковлюк, 2003 а
157. *Кузина З. Р.* Мезофауна полос отвода автомобильных дорог : автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – М., 1985. – 16 с.
158. Кузнецов Г. Т. Метод инвентаризации отдельных групп животных на ограниченной территории // Вестн. зоол. – 1986. – №3. – С. 81–83.
159. *Кузнецова Н. А.* Новые подходы к оценке структурной организации сообществ у коллембол (Hexapoda : Collembola) // Экология. – 2003. – №4. – С. 281–288.
160. *Кузнецова Н. А.* Сообщества в экстремальных природных и антропогенных условиях (на примере таксоценов коллембол) // Виды и сообщества в экстремальных условиях. Сб., посв. 75-летию академика Юрия Ивановича Чернова / А. Б. Бабенко, Н. В. Матвеева, О. Л. Макарова, С. И. Головач (ред.). – Москва–София : КМК-PENSOFT. – 2009. – С. 412–428.
161. *Кузнецова Н. А., Потанов М. Б.* Изменение структуры сообществ почвообитающих коллембол (Hexapoda : Collembola) при промышленном загрязнении южнотаежных сосняков-черничников // Экология. – 1997. – №6. – С. 435–441.
162. *Купих О. Н., Жуков А. В., Прокопенко Е. В., Балюк Ю. А.* Экологическая структура животного населения байрака Яців Яр // Вісник Дніпропетр. ун-ту. Біологія. Екологія. – 2008. – Т. 16, вип. 2. – С. 74–85.
163. *Лакин Г. Ф.* Биометрия : Учеб. пособие для биол. спец. вузов. – 4-е изд., перераб. и доп. – М. : Высш. шк., 1990. – 352 с.
164. *Леготай М. В.* Некоторые данные об арахнофауне Закарпатья // Докл. и сообщ. Ужгород. ун-та. Сер. биол. – 1958. – Вып. 2. – С. 27–30.
165. *Леготай М. В.* Дополнительные данные об арахнофауне Закарпатья // Докл. и сообщ. Ужгород. ун-та. Сер. биол. – 1959. – Вып. 3. – С. 53–56.
166. *Леготай М. В.* Пауки в культурных биоценозах Закарпатья // Мат. межвузов. конф. «Экол. насекомых и др. наземных беспозвоночных Сов. Карпат». – Ужгород : Ужгород. ун-т, Закарпат. фил. ВЭО. – 1964. – С. 52–54.
167. *Леготай М. В.* Формування комплексу павуків в агробіоценозах // Тез. доп. I конф. молодих вчених західних обл. УРСР. – Львів, 1972. – С. 122–133.
168. *Леготай М. В.* Пауки Украинских Карпат : автореф. дисс... канд. биол. наук : 03.00.09. / Харьков : Харьков. ун-т, 1973. – 21 с.
169. *Леготай М. В.* Пауки и их место в агроценозах Закарпатья // Тез. докл. 2 Съезда Укр. энтомол. общ-ва «Исслед. по энтомол. и акарол. на Украине». – К. : Укр. энтомол. общ-во АН СССР. – 1980 а. – С. 110–111.
170. *Леготай М. В.* Пауки (Aranei) на пшеничных полях Закарпатья // Энтомофаги вредителей растений. – Кишинев : Штиинца. – 1980 б. – С. 28–33.
171. *Леготай М. В.* Комплекс пауков на виноградниках Закарпатья // Тез. докл. IX Съезда Всес. энтомол. общ-ва. – Ч. 2. – К. : Наук. думка. – 1984 а. – С. 12–13.

172. *Леготай М. В.* Пауки на капустных полях Закарпатья // Энтомофаги вредителей растений. – Ч. 2. – Кишинев : Штиинца. – 1984 б. – С. 13–15.
173. *Леготай М. В.* Материалы по фауне пауков (Arachnida, Aranei) Закарпатья // Фауна и экол. пауков и скорпионов. – М. : Наука. – 1989. – С. 16–30.
174. *Леготай М. В., Тарасюк Г. Д.* Экологическое распределение арахнофауны Прикарпатья // Мат. межвуз. конф. «Экол. насекомых та др. наземных беспозвоночных Сов. Карпат». – Ужгород : Ужгород. ун-т, Закарпат. фил. ВЭО. – 1964. – С. 54–59.
175. *Лукьянов Н.* Список пауков (Araneina, Pseudoscorpionina Phalangina), водящихся в Юго-Западном крае и смежных с ним губерниях России // Зап. Киевск. общ-ва естествоиспыт. – 1897. – Т. 14, вып. 2. – С. 1–19.
176. *Лукьянова Л. Е., Лукьянов О. А.* Реакция сообществ и популяций мелких млекопитающих на техногенные воздействия. I. Сообщества // Успехи совр. биол. – 1998. – Т. 118, вып. 5. – С. 613–622.
177. *Любичев А. А.* К методике количественного учета и районирования насекомых. – Фрунзе, 1958. – 164 с.
178. *Мазура Н. С., Есюнин С. Л.* К изучению экологии паука-воронкопряда *Agelena labyrinthica* (Araneae, Agelenidae) в условиях лесостепного Зауралья // Зоол. журн. – 1995. – Т. 74, №7. – С. 139–143.
179. *Макаркин В. Н.* Влияние условий большого города на видовой состав сетчатокрылых (Neuroptera) // Экология. – 1985. – № 4. – С. 90–92.
180. *Макаров К. В., Маталин А. В.* Локальная фауна жужелиц (Coleoptera, Carabidae) : аспекты количественной оценки // Пробл. Почв. зоол. Мат. 15-го Всерос. совещ. по почв. Зоол. (17–21 ноября 2008 г., Москва). Почвенные сообщества : от структуры к функциям. – М. : Тов. науч. изд. КМК. – 2008. – С. 58–60.
181. *Макаров К. В., Маталин А. В.* Локальная фауна жужелиц (Coleoptera, Carabidae) як объект изучения (на примере карабидофауны Приэлтона) // Виды и сообщества в экстремальных условиях. Сб. науч. работ, посв. 75-летию Ю. И. Чернова. – Москва–София : КМК, PENSOFT. – 2009. – С. 353–374.
182. *Мариковский П. И.* Тарантул и каракурт. – Фрунзе : Изд-во АН КиргССР, 1956. – 281 с.
183. *Мартынов В. В., Прокопенко Е. В.* Многолетняя и сезонная динамика герпетобиионных членистоногих в урболандшафтах степной зоны Украины (на примере парков г. Донецка) // Тез. доп. IV з'їзду Укр. ентомолог. тов. – Біла Церква. – 2003. – С. 67–68.
184. *Марусик Ю. М.* Сравнительное изучение сетей пауков-кругопрядов (Aranei, Araneidae, Tetragnathidae, Uloboridae) Лагодехского заповедника // Вестн. зоолог. – 1987. – №3. – С. 83–86.
185. *Медведев С. И.* Особенности распространения некоторых экологических форм насекомых в различных ландшафтно-географических зонах Украины // Зоолог. журн. – 1954. – Т. 33, №6. – С. 1245–1263.
186. *Медведев С. И., Божско М. П., Шапиро Д. С.* Источники формирования фауны вредных насекомых полезащитных лесных полос // Защита лесонасаждений от вредителей и болезней. – К. : Изд. Акад. наук УССР. – 1952. – С. 39–46.
187. *Меламуд В. В.* Комплексы грунтових панцирних кліщів (Acariformes Oribatei) урбанізованих букових фітоценозів // Урбанізація як фактор змін біогеоценотичного покриву. Мат. конф. (Львів-Яремча, 21–23 вересня 1994 р.) – Львів : Академічний експрес. – 1994. – С. 47–48.

188. Мельцер Н. А., Соромотин А. В. Шмели (Hymenoptera, Apidae) як індикатори антропогенної навантаженості в містах півдня Західної Сибіри // Екологія. – 1998. – №5. – С. 414–416.
189. Методологія оцінки стану екосистем : учеб. Посіб. / Под ред. О. М. Кожової та В. В. Вороб'єва. – Ростов-на-Дону : Изд-во ООО «ЦВВР», 2000. – 128 с.
190. Микитюк В. Ф. Еколого-фауністическе вивчення павуків Причорноморських степів // Тез. докл. VII Всес. совещ. «Пробл. почв. зоол.». – К. : Ін-т зоології АН УРСР. – 1981. – С. 139.
191. Микитюк В. Ф. Павуки напочвенного ярусу штучних лісів півдня України // Тез. докл. VIII Всес. совещ. «Пробл. почв. зоол.». – Кн. 2. – Ашхабад : Ін-т зоол. АН Туркменії. – 1984. – С. 9–10.
192. Миноранский В. А., Грамотенко В. П., Пономарев А. В. Некоторые данные о распространении пауков в Ростовской области // Вопр. арахноэнтомолог. – Пермь : Пермск. ун-т. – 1977. – С. 92–105.
193. Миноранский В. А., Кузина З. Р. Изменения в морфологии песчаного медляка (*Opatrum sabulosum* L.) под влиянием выбросов автотранспорта. – М. – 1983 (Деп. ВНИИТИ № 1134–83).
194. Миноранский В. А., Обут Л. М., Чудаков С. Н., Фомичев А. Н. О методах энтомологического кошения сачком // Структура и функционально-биогеоценотическая роль животного населения суши. – М. : Изд-во Моск. о-ва испыт. природы. – 1967. – С. 144–147.
195. Миноранский В. А., Пономарёв А. В., Грамотенко В. П. О пауках населённых пунктов // Фауна и экология насекомых. – Пермь : Пермский ун-т. – 1981. – С. 33–44.
196. Михайлов К. Г. Павуки роду *Clubiona* Latreille, 1804 (Aranei, Clubionidae) Советского Союза (фауністический обзор) // Фауна и экол. павуків, скорпіонів та ложноскорпіонів СРСР. Тр. Зоол. ін-та АН СРСР. – 1992. – Т. 226. – С. 60–69.
197. Михайлов К. Г. Размерный половой диморфизм («карликовость самцов») у павуків : обзор проблемы // Arthropoda Selecta. – 1995. – 4 (3/4). – С. 51–60.
198. Михайлов К. Г. Каталог павуків територій колишнього Радянського Союзу (Arachnida, Aranei). – М. : Зоол. музей МГУ, 1997. – 416 с.
199. Михайлов К. Г. Каталог павуків (Arachnida, Aranei) територій колишнього Радянського Союзу. Дополнение 1. – М. : KMK Scientific Press Ltd, 1998. – 50 с.
200. Михайлов К. Г. Каталог павуків (Arachnida, Aranei) територій колишнього Радянського Союзу. Доп. 2. – М. : Зоол. музей МГУ, МГУ, 1999. – 39 с.
201. Михайлов К. Г. Каталог павуків (Arachnida, Aranei) територій колишнього Радянського Союзу. Доп. 3. – М. : Зоол. музей МГУ, 2000 а. – 33 с.
202. Морозов Н. С. Птицы городских массивов как объект синэкологических исследований : наблюдается ли обеднение видового состава и компенсация плотностью? // Виды и сообщества в экстремальных условиях. Сб., посв. 75-летию академика Юрия Ивановича Чернова / А. Б. Бабенко, Н. В. Матвеева, О. Л. Макарова, С. И. Головач (ред.). – Москва–София : КМК-PENSOFT. – 2009. – С. 429–486.
203. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. – М. : Мир, 1992. – 181 с.
204. Надворная Л. С. Фауна жуков чернотелок (Coleoptera, Tenebrionidae) лесостепи Украины и влияние на их распространение антропогенного фактора // Фауна и биоценологические связи насекомых Украины. – К. : Наук. думка. – 1987. – С. 26–32.
205. Нікітченко Т. Н., Репенко Л. В. Рідкісні павукоподібні Середнього Придніпров'я // Фальцфейнівські читання. Зб. наук. праць. – Херсон : «Терра». – 2001. – С. 140–142.

206. *Овчаренко В. И.* Систематический список пауков сем. Gnaphosidae (Aranei) европейской части СССР и Кавказа // Энтومол. обозр. – 1982. – Т. 61., вып. 4. – С. 830–844.
207. *Одум Ю.* Основы экологии. – М. : Мир, 1975. – 740 с.
208. *Одум Ю.* Экология. – М. : Мир, 1986. – Т. 2. – 376 с.
209. *Ончуrows М. В.* Ревизия аранеофауны Крыма // Экосистемы Крыма, их оптимизация и охрана. Тематич. сб. науч. тр. Симфероп. гос. ун-та. – 1998. – Вып.10. – С. 45–47.
210. *Ончуrows М. В.* Сравнительное изучение сетей двух видов пауков-кругопрядов (Aranei, Araneidae) из Крыма // Уч. зап. Таврич. нац. ун-та им. В. И. Вернадского. Сер. Биология. – 2001б. – Т. 14, №. 2. – С. 134–137.
211. *Орлов Б. Н., Гелашивили Д. Б., Ибрагимов А. К.* Ядовитые животные и растения СССР. – М. : Высш. шк., 1990. – 272 с.
212. *Павлинов И. Я.* Введение в современную филогенетику (кладогенетический аспект). – М. : Изд-во КМК. – 2005. – 192 с.
213. *Павловский Е. Н., Лепнева С. Г.* Очерки из жизни пресноводных животных. – М. : Советская наука, 1948. – 459 с.
214. *Палий В. Ф.* Новый тип сачка для сбора и исследования энтомофауны травостоя // Тр. н.-и. ин-та биол. Харьков. ун-та. – 1953. – Вып. 18. – С. 195–199.
215. *Палий В. Ф.* Разработка методики кошения сачком як способа учета мелких видов энтомофауны травостоя // Сб. энтомол. работ Киргизск. отд. Всес. энтомол. о-ва. – Фрунзе. – 1962. – С. 55–61.
216. *Перевозкин В. П., Лукьянцев С. В., Гордеев М. И.* Сравнительный анализ пищедобывающего поведения водных и полуводных пауков *Argyroneta, Dolomedes, Pirata, Pardosa* // Экология. – 2004. – №2. – С. 127–133.
217. *Перелешина В. І.* До пізнання фауни павуків Асканії Нової // Зб. праць Зоол. музею. – 1927. – Т. 7, вип. 1/3. – С. 53–56.
218. *Перелешина В. І.* Материалы для фауны пауков западных и юго-западных частей Восточной Европы // Ежегодн. зоол. муз. АН СССР. – 1931. – Т. 31 (1930), вып. 3/4. – С. 359–391.
219. *Песенко Ю. А.* Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. – М. : Наука, 1982. – 287 с.
220. *Пианка Э.* Эволюционная экология. – М. : Мир, 1981. – 400 с.
221. *Пичка В. Е.* О фауне и экологии пауков окрестностей Канева (Лесостепь УССР) // Вестн. зоол. – 1974. – № 6. – С. 23–30.
222. *Пичка В. Е.* Зрительная система пауков-скакунчиков (Aranei, Salticidae), I. Принципы организации // Вестн. зоол. – 1981. – №1. – С. 41–47.
223. *Покаржевский А. Д., Терыце К. В.* Проблема размерности и система оценки риска загрязнения почв ксенобиотиками // Вест. Днепропетр. ун-та. – Биология и экология. – 1993. – Вып. 1. – С. 44–48.
224. *Полищук В. В., Травянюк В. С., Таволжанова Т. И., Кобенек Г. В.* Фауна беспозвоночных водоемов Припятского Полесья и ее изменения под влиянием мелиорации // Тез. докл. 2-го съезда УЭО «Исслед. по энтомол. и акарол. на Украине». – К. : Укр. энтомол. общ-во АН УССР. – 1980. – С. 55–56.
225. *Положенцев П. А., Акимцева Н. А.* О строении и прочности ловчих сетей некоторых пауков (Araneae) // Вестн. зоол. – 1979. – Вып. 4. – С. 86–88.
226. *Положенцев П. А., Акимцева Н. А.* Пауки (Aranei) лесных станций Закарпатья // Энтومол. обозр. – 1980. – Т. 59, вып.2. – С. 448–450.



227. Полчанинова Н. Ю. Аранеофауна агроценозов юго-восточной Украины и ее практическое значение // Зап. Харьк. с.-х. ин-та. «Рацион. приемы защиты с.-х. культур от вредит. и болезней». – 1984 а. – Т. 304. – С. 89–91.
228. Полчанинова Н. Ю. Наземные пауки влажных биотопов Левобережной Украины // Тез. докл. VIII Всес. совещ. «Пробл. почв. зоол.». – Кн. 2. – Ашхабад : Ин-т зоол. АН Туркм ССР. – 1984 б. – С. 52–53.
229. Полчанинова Н. Ю. К познанию пауков-герпетобионтов луговой степи Левобережной Украины // Пробл. почв. зоол. Мат., докл. IX Всес. совещ. (ноябрь, 1987 г.). – Тбилиси : Мецниереба. – 1987. – С. 228–229.
230. Полчанинова Н. Ю. Пауки Черноморского государственного заповедника // Фауна и экол. паукообразных. – 1988. – С. 42–51.
231. Полчанинова Н. Ю. Состояние изученности аранеофауны степных заповедников Украины // Тез. докл. Всес. конф. «Заповедники СССР – их настоящее и будущее». – Новгород : Комиссия АН СССР по координации науч. исслед. в гос. заповедниках СССР. – 1990 а. – Ч. 3. – С. 120–121.
232. Полчанинова Н. Ю. Сравнительная характеристика фауны пауков степей Левобережной Украины // Новости фаунистики и систематики – К. : Ин-т зоол. АН УССР. – 1990 б. – С. 163–167.
233. Полчанинова Н. Ю. Пауки Провальской степи // Фауна и экол. пауков, скорпионов и ложноскорпионов СССР : Тр. Зоол. ин-та АН СССР. – 1990 в. – Т. 226. – С. 98–104.
234. Полчанинова Н. Ю. К изучению питания паука *Agelena labyrinthica* (Cl.) (Agelenidae) в агроценозах // Фауна и экол. пауков, скорпионов и ложноскорпионов СССР : Тр. Зоол. ин-та АН СССР. – 1990 г. – Т. 226. – С. 133–135.
235. Полчанинова Н. Ю. Пауки (Araneae) степной зоны Левобережной Украины : автореф. дисс... канд. биол. наук : 03.00.09. – СПб., 1992 а. – 16 с.
236. Полчанинова Н. Ю. Новые сведения о фауне и экологии пауков Соленоозерного участка Черноморского заповедника // Природн. компл. Черноморского госуд. биосферн. запов. – К., Наук. думка. – 1992 б. – С. 77.
237. Полчанинова Н. Ю. Пауки заповедника «Хомутовская степь» // Тез. докл. Междунар. симп. «Энтомол. исслед. в заповедниках степной зоны». – Харьков : Изв. Харьков. энтомол. общ-ва. – 1993 а. – С. 54–55.
238. Полчанинова Н. Ю. К изучению экологии питания *Dictyna arundinacea* (L.) (Aranea, Dictynidae) в лесополосах близ Харькова // Изв. Харьков. энтомол. общ-ва. – 1993 б. – Т. 1, вып.1. – С. 66–71.
239. Полчанинова Н. Ю. Аранеофауна «Стрельцовской степи» (Луганская область) и ее место в фауне заповедных территорий // Мат. Рос.-Укр. науч. конф., посв. 60-летию Центрально-Черноземного запов. «Проблемы сохранения разнообразия природы степных и лесостепных регионов». – М. : КМК Sci Press Ltd. – 1995 а. – С. 185–186.
240. Полчанинова Н. Ю. Пауки (Arachnida, Aranei) заповедника «Аскания-Нова» // Фауна и экол. пауков. – Пермь : Пермск. ун-т. – 1995 б. – С. 89–98.
241. Полчанинова Н. Ю. Особенности биотопической приуроченности пауков-герпетобионтов в степной зоне Украины // Мат. докл. I Всерос. совещ. «Пробл. почв. зоол.» – Ростов-на-Дону : Изд-во обл. ИУУ. – 1996. – С. 119–121.
242. Полчанинова Н. Ю. Пауки-герпетобионты Ивано-Рыбальчанского участка Черноморского заповедника // Изв. Харьков. энтомол. общ-ва. – 1997. – Т. 5, вып. 1. – С. 131–140.

243. *Полчанинова Н. Ю.* Эколого-фаунистический обзор пауков (Araneae) заповедника «Каменные Могилы» // Мат. міжн. наук. конф., присв. 100-річчю заповідання асканійського степу «Актуальні питання збереження та відновлення степових екосистем». – Асканія-Нова. – 1998 а. – С. 299–300.
244. *Полчанинова Н. Ю.* К изучению фауны пауков (Aranei) заповедника «Каменные Могилы» // Тр. филиала Укр. Степ. Природ. Заповед. «Каменные Могилы» (Юбил. Сб.). – К. : Фитосоциоцентр. – 1998 б (1997). – Вып. 1. – С. 114–118.
245. *Полчанинова Н. Ю.* Значение заповедных территорий для сохранения степных аранеокомплексов юга Украины // Фальцфейнівські читання. Зб. наук. праць. – Херсон : Terra. – 2001. – С. 148–149.
246. *Полчанинова Н. Ю.* К изучению аранеофауны Казацкого участка Центрально-Черноземного заповедника // Мат. Науч.-практ. конф., посв. 120-летию со дня рождения В. В. Алехина «Изучение и охрана природы лесостепи». – Тула. – 2002. – С. 111–112.
247. *Полчанинова Н. Ю.* Пауки нагорных дубрав Гомольшанского природного парка // Научн. исследов. на территории природн. заповедн. фонда Харьковской обл. Сб. науч. тр. Харьков. нац. ун-та. – Харьков. – 2003 а. – С. 62–67.
248. *Полчанинова Н. Ю.* К изучению аранеофауны Днепроовско-Орельского заповедника // Роль природно-заповідних територій у підтриманні біорізноманіття. Мат. конф., присвяч. 80-річчю Канівського природн. запов. (верес. 2003 р.). – Канів. – 2003 б. – С. 260–262.
249. *Полчанинова Н. Ю.* Предварительные сведения о пауках (Araneae) Нижневорсклянского национального природного парка (Полтавская обл.) // Мат. междунар. конф., посв. 140-летию основания Одесского нац. ун-та (22–25 апреля 2005 г.). – Одесса. – 2005 а. – С. 212–214.
250. *Полчанинова Н. Ю.* Начальный этап восстановления аранеофауны регионального ландшафтного парка «Великобурлукская степь» (Харьковская обл.) // Изучение и сохранение природн. экосистем запов. лесостепной зоны. Мат. междунар. науч.-практич. конф., посв. 70-летию Центрально-Черноземного запов. 22–26 мая 2005 г., пос. Заповедное Курской обл. – Курск. – 2005 б. – С. 327–329.
251. *Полчанинова Н. Ю.* Материалы к инвентаризации фауны пауков (Araneae) заповедника «Хомутовская степь» (Донецкая обл.) // Вісн. Харків. нац. ун-ту ім. Каразіна. Серія : біологія. – 2006. – С. 1–9.
252. *Полчанинова Н. Ю.* Анотований список павуків (Araneae) Харківської області (Україна) // Вісник Харків. нац. ун-ту ім. Каразіна. Серія : біологія. – 2009. – Вип. 9, № 856. – С. 121–135.
253. *Полчанинова Н. Ю., Астахова Е. В.* К изучению аранеофауны околородных биоценозов юга Лесостепной зоны Левобережной Украины // Вестн. Харьков. ун-та. – 1984. – Вып. 262. – С. 85–86.
254. *Полчанинова Н. Ю., Прокопенко Е. В.* Пауки меловых и гранитных обнажений юго-востока Украины // Мат. III Междунар. науч. конф. «Чтения памяти А. А. Браунера». – Одесса : Астропринт. – 2003. – С. 58–60.
255. *Полчанинова Н. Ю., Прокопенко Е. В.* Итоги изучения фауны пауков (Araneae) охраняемых степных территорий Украины // Заповідні степи України. Стан та перспективи їх збереження. Мат. міжнар. наук. конф. 18–22 вересня 2007 р., Асканія-Нова, Україна. – Асканія-Нова, 2007. – С. 82–84.
256. *Пономарев А. В.* К фауне и экологии пауков семейства Gnaphosidae (Aranei) полупустынной зоны европейской части СССР // Фауна и экол. насекомых. – Пермь : Пермск. ун-т, 1981. – С. 54–68.

257. *Пономарев А. В.* Пауки (Aranei) Ростовской области : фауна, ландшафтно-зональное распределение : автореф. дисс. на соиск. степ. канд. биол. наук. – Ростов-на-Дону, 2005. – 20 с.
258. *Пономарёв А. В., Цветкова Ю. А.* Пауки (Aranei) синантропных местообитаний Ростовской и Белгородской областей // Мат. междунар. науч.-практ. конф. «Биосфера и человек». – Майкоп. – 2001. – С. 206–208.
259. *Потапова Н. А.* Сравнение методов количественного учета жужелиц // Мат. VII съезда Всес. энтомол. общ-ва. – Л. – 1974. – Ч. 1. – С. 108.
260. *Почвенные беспозвоночные рекреационных ельников Подмосковья* / Захаров А.А., Бызова Ю. Б., Уваров А.В. и др. – М. : Наука, 1989. – 233 с.
261. *Присный А. В.* О возможностях использования ловушек Барбера в энтомологических исследованиях // Всес. совещ. по проблеме кадастра и учета животн. мира. Тез. докл. «Опыт кадастровой характеристики, материалы к кадастру по беспозвоночным животным». – Уфа. – 1989. – Ч. IV. – С. 298–299.
262. *Присный А. В.* Структура аранеокомплексов в биоценозах южной лесостепи и ее биоиндикационные свойства // Изв. Харьков. энтомол. общ-ва. – 1993. – Т. 1, вып. 2. – С. 114–124.
263. *Приставко В. П.* Информационный индекс видового разнообразия как критерий для экологического мониторинга (на примере жужелиц : Coleoptera, Carabidae) // Биологические основы освоения, реконструкции и охраны животного мира Белоруссии. – Минск : Наука и техника. – 1983. – С. 59–60.
264. *Приставко В. П.* Жизненные формы насекомых как критерий при отборе видов-индикаторов для экологического мониторинга (на примере жужелиц – Coleoptera, Carabidae) // Энтомол. обзор. – 1984. – Т. 63 (1). – С. 52–56.
265. *Приставко В. П., Жуковец Е. М.* Пауки (Aranei) як об'єкт екологічного моніторингу в Березинському заповіднику // Энтомол. обзор. – 1987. – Т. LXVI, вып. 1. – С. 184–189.
266. *Прокопенко Е. В.* К фауне пауков (Aranei) породных отвалов г. Донецка // Вопр. экологии и фауны Донбасса. Сб. 1. – Донецк, 1995. – Деп. в ДНТБ України № 2504 – Ук 95, 29.11.95. – С. 49–52.
267. *Прокопенко Е. В.* Пауки (Aranei) заказника «Круглик» // Биол. пробл. устойчивого развития природ. экосистем. Тез. докл. на Междунар. науч. конф., Воронеж, 11–13 сентября 1996 г. – Воронеж. – 1996. – Ч. 1. – С. 102–104.
268. *Прокопенко Е. В.* Пауки породного отвала шахты № 11 Куйбышевского района г. Донецка // Изв. Харьков. энтомол. общ-ва. – 1997 а. – Т. 5, вып. 1. – С. 140–143.
269. *Прокопенко Е. В.* К фауне пауков (Aranei) Кутовой балки г. Краматорска // Мат. вуз. конф. проф.-виклад. складу за результатами наук.-дослід. роботи : біологія. – Донецьк, ДонДУ. – 1997. – С. 14–16.
270. *Прокопенко Е. В.* Фауна пауков (Aranei) Станично-Луганского отделения Луганского природного заповедника // Изв. Харьков. энтомол. общ-ва. – 1998. – Т. 6, вып. 2. – С. 105–112.
271. *Прокопенко Е. В.* Особенности комплексов пауков (Aranei) на породных отвалах города Донецка // Изв. Харьк. энтомол. общ-ва. – 1999 а. – Т. 7, вып. 2. – С. 71–77.
272. *Прокопенко Е. В.* Структура комплексов пауков биотопов поймы реки Берда, перспективных для заповедания // Биол. исслед. на природоохранных территориях и биол. стационарах. Тез. докл. на Юбил. конф., посв. 85-летию биол. станции Харьков. гос. ун-та, с. Гайдары 16–19 сентября 1999 г. – Харьков. – 1999 б. – С. 106–107.

273. Прокопенко Е. В. Особенности структуры биотопического распределения аранеофауны приморских биотопов Северного Приазовья // «Актуальные вопросы современной биологии». Мат. I республ. конф. мол. ученых Крыма, Симферополь, 18 мая 2000 г. – Симферополь : Таврия. – 2000 а. – С. 89–91.
274. Прокопенко Е. В. Особенности распределения аранеофауны (Aranei) в урбанизированных ландшафтах // Изв. Харьков. энтомол. общ-ва. – 2000 б. – Т. 8, вып. 2. – С. 191–193.
275. Прокопенко Е. В. Особенности распределения аранеофауны в урбанизированных ландшафтах // Тез. доп. на Республ. энтомолог. конф., присв. 50-й річниці заснув. Укр. энтомолог. тов., г. Ніжин, 19–23 серпня 2000 р. – Ніжин : ТОВ «Наука-сервіс». – 2000 в. – С. 105.
276. Прокопенко Е. В. Фауна пауков (Aranei) Луганского природного заповедника // Мат. Всеукр. конф студ., аспи. и молод. ученых «Біорізноманіття природних і техногенних біотопів України». – Ч. 2. – Донецк : ДонНУ. – 2001 а. – С. 160–164.
277. Прокопенко Е. В. К изучению фауны пауков (Aranei) Карпатского биосферного заповедника // Пр. наук. конф. Дон. нац. ун-ту за підсумками наук.-дослід. роботи за період 1999–2000 рр. (Секція біологічних наук) (18–20 квітня 2001 р.). – Донецьк. – 2001 б. – С. 15–16.
278. Прокопенко Е. В. Пауки (Aranei) естественных и трансформированных территорий юго-востока Украины (фауна и экология) : автореф. дисс... канд. биол. наук : 03.00.08. – К., 2001 в. – 20 с.
279. Прокопенко Е. В. К изучению фауны пауков (Aranei) юго-востока Украины // Изв. Харьков. энтомол. общ-ва. – 2001 (2002). – Т. IX, № 1–2. – С. 185–192.
280. Прокопенко Е. В. К изучению фауны пауков (Aranei) Карпатского биосферного заповедника // Міжнар. наук.-практ. конф. «Гори і люди» – Рахов. – 2002. – С. 448–452.
281. Прокопенко Е. В. Структура населения пауков (Aranei) древесных насаждений г. Донецка // Вестн. зоол. Отдельный выпуск. – 2003 а. – № 16. – С. 108–110.
282. Прокопенко Е. В. Структура населения пауков (Aranei) герпетобия древесных насаждений Северного Приазовья // Пробл. экологии и охраны природы техногенного региона. Межведом. сб. науч. раб. – 2003 б. – Вып. 3. – С. 154–157.
283. Прокопенко Е. В. К изучению аранеофауны Карпат // Тез. доп. IV з'їзду Укр. энтомолог. тов. Біла Церква, 2003 г. – 2003 в. – С. 91–92.
284. Прокопенко Е. В. Фауна и экология пауков (Aranei) Великоанадольского леса // Пробл. екології та охорони природи техногенного регіону : Міжвід. зб. наук. праць. – Донецьк : ДонНУ. – 2006. – Вип. 6. – С. 147–160.
285. Прокопенко Е. В., Жуков А. В. Морфометрическая изменчивость и морфологическое разнообразие популяций *Pardosa lugubris* (Walckenaer, 1802) (Araneae, Lycosidae) в градиенте условий урбанизации // Вестник Дон. ун-та. Сер. А. Естественные науки. – 2008. – № 1. – С. 311–319.
286. Прокопенко Е. В., Жуков А. В., Савченко Е. В. Экологическая структура населения пауков (Araneae) заповедника «Каменные Могилы» : ценоморфы, сезонные и циркадные группы // Пробл. экологии и охраны природы техногенного региона : Межвед. сб. науч. тр. – Донецк : ДонНУ. – 2008. – Вып. 8. – С. 142–155.
287. Прокопенко Е. В., Чумак В. А. Аннотированный список пауков (Araneae) Карпатского биосферного заповедника и Карпатского национального природного парка // Изв. Харьков. энтомолог. об-ва. – 2006 (2007). – Т. XIV, вып. 1–2. – С. 201–118.
288. Реймерс Н. Ф. Природопользование : Словарь-справочник. – М. : Мысль, 1990. – 637 с.

289. Рейнгард В. Материалы для фауны паукообразных порядка Araneae, водящихся в Харьковской губернии и прилегающих местах // Тр. общ-ва испыт. при Харьков. ун-те. – 1874 а. – Т. 8. – С. 149–254.
290. Рейнгард В. К сведениям об *Argiope lobata* Pall. // Тр. общ-ва испыт. при Харьков. ун-те. – 1896. – Т. 30. – С. 28–33.
291. Рекк Н. Т. Изменение карабидофауны (Coleoptera, Carabidae) под антропогенным влиянием // Изв. АН ГрССР. Сер. биол. – 1987. – № 3. – С. 193–199.
292. Рудникова Е. В., Ярошенко Н. Н. Пауки окрестностей поселка Седово Донецкой области // Членистоногие естественных и техногенных ландшафтов Донбасса. – Донецк, 1994 е. – Деп. в ДНТБ Украины № 2231–Ук 94, 25.11.94. – С. 40–46.
293. Рыбак В. Р., Федоряк М. М. Видовий склад павуків (Arachnidae, Aranei) прибережних біотопів с. Долішній Шепіт Вижицького району // XI Всеукр. наук. конф. аспір. та студ. «Охорона навколишнього середовища та раціональне використання природних ресурсів». – Донецьк, 2001. – Т. 2. – С. 96–97.
294. Рябинин Н. А., Ганин Г. Н., Паньков А. Н. Влияние отходов сернокислого производства на комплексы почвенных беспозвоночных // Экология. – 1988. – № 6. – С. 29–37.
295. Рязанова Г. И., Джангильдин Т. Ю. Спектр жертв паука *Misumena vatia* (Clerck, 1758) (Thomisidae) в природе и факторы, его определяющие // Бюл. Моск. об-ва испытат. природы. Отд. биол. – 2005. – Т. 110, вып. 1. – С. 60–65.
296. Северцов С. А. Динамика населения и приспособительная эволюция животных. – М.–Л. : Изд-во АН СССР, 1941. – 316 с.
297. Сейфулина Р.Р. Пауки (Arachnida, Aranei) в агроценозах : обзор. – М., 2003. – 50 с.
298. Сейфулина Р. Р., Чернышов В. Б. Пауки (Arachnida, Araneae) травянистого яруса агроэкосистем (видовой состав, пространственное размещение и сезонная динамика) // Зоол. дурн. – 2001. – Т. 80, вып. 10. – С. 1176–1188.
299. Сингалевський Є. М. Фауна та екологія павуків родини Salticidae (Arachnida, Aranei) деяких біотопів Канівського природного заповідника // «Фундаментальные и прикладные исследования в биологии». Мат. I Междунар. науч. конф. студ., асп. и молод. ученых (Донецк, 23–26 февраля 2009 г.). – Донецк : ДонНУ. – 2009. – Т. I. – С. 244–245.
300. Скляр В. Е., Попов Е. Б. Пауки (Aranei) из гнезд грызунов Донецкого Приазовья // Зоол. журн. – 1972. – Т. 51, вып. 4. – С. 602–604.
301. Скуфьин К. В. Структура населения беспозвоночных на поверхности почвы в условиях лесостепных ландшафтов Воронежской области // Вестн. зоол. – 1968. – № 2. – С. 26–32.
302. Спасский С. А. Пауки Донской области. // Изв. Донск. политехн. ин-та. – Новочеркасск. – 1914. – Отд. 2, т. 3, вып. 2. – С. 85–97.
303. Спасский С. А. Пауки Донской области. Биологические очерки. Тарантул, Агалепа, Аргиопа. – Новочеркасск : Черкасский Окружной Земельн. Отдел РСФСР, 1920. – 54 с.
304. Спасский С. А. Материалы к фауне пауков Таврической губернии // Изв. Донск. ин-та сельск. х-ва и мелиор. – 1927. – Т. 7. – С. 66–80.
305. Стебаев И. В. Жизненные формы и половой диморфизм Саранчевых Тувы и Юго-Восточного Алтая // Зоол. журн. – 1970. – Т. 49, вып. 3. – С. 325–338.
306. Стебаев И. В., Колтаков В. Э. Роль экоморф в почвенно-зоологическом учении и первая попытка их классификации // Зоол. журн. – 2003. – Т. 82, № 2. – С. 224–228.

307. *Стебаева С. К., Андриевский В. С.* Ногохвостки (Collembola) и панцирные клещи (Oribatei) на буроугольных отвалах Сибири // Зоол. журн. – 1997. – Т. 76, вып. 9. – С. 1004–1015.
308. *Степанов А. М., Черненко Т. В., Верещагина Т. Н., Безукладова Ю. О.* Оценка влияния техногенных выбросов на почвенных беспозвоночных и растительный покров // Журн. общей биол. – 1991. – Т. 52, вып. 5. – С. 699–706.
309. *Стерри П.* Пауки. Мир животных. – Белфакс, 1998. – 72 с.
310. *Стриганова Б. Р.* Комплексы почвообитающих беспозвоночных в пойме среднего течения Днестра // Зоол. журн. – 1968. – Т. 17, вып. 3. – С. 360–368.
311. *Стриганова Б. Р.* Питание почвенных сапрофагов. – М. : Наука. – 1980. – 243 с.
312. *Чернов Ю. И.* Понятие "животное население" и принципы геоэкологических исследований // Журн. общ. биол. – 1971. – Т. 32, № 4. – С. 425–438.
313. *Таланов В. П., Назаренко С. В.* К фауне пауков Нижнего Днепра // Тез. докл. Всес. совещ. по проблеме кадастра и учета животн. мира «Опыт кадастровой характеристики, Мат. к кадастру по беспозвоночн. животн». – Ч. 4. – Уфа : Башкирск. кн. изд-во. – 1989. – С. 262–264.
314. *Тимофеев-Ресовский Н. В., Яблоков А. В., Глозов Н. В.* Очерк учения о популяции. – М. : Наука, 1973. – 277 с.
315. *Тихомирова А. Л.* Учет напочвенных беспозвоночных // Методы почвенно-зоолог. исследов. – М. – 1975. – С. 73–86.
316. *Тихомирова А. Л., Маракушина Л. П., Пронова Г. Я.* Сезонность попадания напочвенных жуков в канавки в двух типах леса в южном Зауралье // Экология почвенных беспозвоночных. – М. – 1973. – С. 174–180.
317. *Толстова Ю. С., Атанов Н. М.* Действие химических средств защиты растений на фауну членистоногих плодового сада. 1. Долговременное воздействие пестицидов на агроценоз // Энтотомол. обзор. – 1982. – Т. 61, вып. 3. – С. 441–453.
318. *Тыщенко В. П.* Определитель пауков европейской части СССР. – Л. : Наука, 1971. – 281 с.
319. *Тыщенко В. П.* Эталонные ловчие сети и их значение для систематики и сравнительной этологии пауков-кругопрядов // Мат. 3-й Всес. конф. по поведению животных «Поведение животных в сообществах». – Т. 2. – М. – 1983 а. – С. 214–215.
320. *Тыщенко В. П.* Руководство по энтомологической практике. – Л. : ЛГУ, 1983 б. – 230 с.
321. *Тыщенко В. П.* Ловчие сети пауков-кругопрядов. 1. Обоснование метода эталонных сетей на примере двух видов рода *Araneus* // Зоол. журн. – 1984. – Т. 63. – Вып. 6. – С. 839–847
322. *Тыщенко В. П.* Количественный анализ сетей пауков-кругопрядов // Фауна и экология пауков СССР. Тр. Зоол. ин-та АН СССР. – 1985. – Т. 139. – С. 17–26.
323. *Тыщенко В. П.* Новое подтверждение конвергентного происхождения круговых ловчих сетей у крибеллятных и некрибеллятных пауков // Докл. АН СССР. – 1986. – Т. 287, вып. 5. – С. 1270–1273.
324. *Тыщенко В. П., Марусик Ю. М.* Ловчие сети пауков-кругопрядов. 3. Географическая изменчивость сетей у *Araneus marmoreus* // Зоол. журн. – 1985. – Т. 64, вып. 12. – С. 1816–1822.
325. *Тыщенко В. П., Марусик Ю. М., Тарабаев Ч. К.* Ловчие сети пауков-кругопрядов 2. Сравнительное изучение сетей рода *Nuctenea* (Aranei, Araneidae) // Зоол. журн. – 1985. – Т. 64, вып. 6. – С. 827–834.
326. *Фасулати К. К.* Полевое изучение наземных беспозвоночных. – М. : Высш. шк. – 1971. – 304 с.

327. Фаусек В. А. Отложения гуанина у пауков (Araneae) // Зап. Имп. Акад. наук. – СПб, 1909. – Сер. 8, т. 24, вып. 3. – С. 1–58, таб. 1–4.
328. Федоряк М. М., Брушниковская Л. В. Предварительные данные о сообществах пауков (Aranei) предприятий и жилых домов промышленных микрорайонов г. Черновцы (Украина) // Живые объекты в условиях антропогенного пресса. Мат. X Междунар. научн.-практ. эколог. конф. – Белгород. – 2008. – С. 219.
329. Федоряк М. М., Руденко С. С., Євтушенко К. В. Павуки (Aranei) в складі мезофауни поверхні ґрунту пасовищ з різним ступенем трансформованості Чернівецької області : Наук. зап. Тернопіль. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія : Біологія. – 2008. – № 2 (36). – С. 121–127.
330. Федотов Д. К фауне пауков Волынской губернии // Русск. энтомол. обозр. – 1912. – Т. XII, вып. 3. – С. 390–406.
331. Феоктистов В. Ф. Эффективность ловушек Барбера разного типа // Зоол. журн. – 1980. – Т. 59, вып. 10. – С. 1554–1558.
332. Филленко О. Ф. Биологические методы в контроле качества окружающей среды // Экологические системы и приборы. – 2007. – № 6. – С. 18–20.
333. Фрейберг П. Г. О коллекции пауков из Екатеринославской губернии, собранной С. Г. Григорьевым // Изв. общ-ва любит. естествозн., антропол. и этнографии. – 1897. – Т. 86. Дневн. зоол. отд. общ-ва. – Т. 2. – Вып. 5. – С. 13–16.
334. Харитонов Д. Е. Каталог русских пауков. – Л. : Изд-во АН СССР, 1932. – 206 с.
335. Харитонов Д. Е. Дополнение к каталогу русских пауков // Уч. зап. Пермского ун-та. – 1936. – Т. 2, вып. 1. – С. 167–225.
336. Харитонов Д. Е. Обзор пауков семейства Dysderidae фауны СССР // Уч. зап. Молотовск. ун-та. – 1956. – Т. 10, вып. 1. – С. 17–39.
337. Хотько Э. И., Зайко С. М., Ветрова С. Н., Пахолкина Н. В. Индикаторная оценка почвенных беспозвоночных при осушении болот Белорусского Полесья // Почвенная фауна Сев. Европы. – М. : Наука. – 1987. – С. 124–133.
338. Царик Й., Гірна А. Аранеофауна типових ландшафтів Львівщини // Вісн. Львів. ун-ту. – Сер. біол. – 2000. – Вып. 26. – С. 84–90.
339. Целлариус А. Ю. Пауки заповедника «Кивач» (аннотированный список видов) // Флора и фауна заповедников. – М. : Комиссия РАН по заповедному делу. – 1993. – Вып. 51. – 32 с.
340. Цуриков М. Н., Цуриков С. Н. Природосберегающие методы исследования беспозвоночных животных в заповедниках России // Тр. Ассоциации особо охраняемых природных территорий Центр. Черноземья России. Вып. 4. – Тула, 2001. – 130 с.
341. Черненкова Т. В. Методика комплексной оценки состояния лесных биогеоценозов в зоне влияния промышленных предприятий // Пограничные аспекты экологии. – Свердловск : УНЦ СССР. – 1986. – С. 116–127.
342. Черненкова Т. В. Деградации северотаежных фитоценозов в зоне влияния металлургического комбината // Экотоксикология и охр. природы. – М. : Наука. – 1988. – С. 158–165.
343. Чернов Ю. И. Географическая зональность и животный мир суши. – М. : Мысль, 1975. – 222 с.
344. Чернов Ю. И., Руденская Л. В. Об использовании энтомологического кошения як метода количественного учета беспозвоночных – обитателей травяного покрова // Зоол. журн. – 1970. – Т. 49, вып. 1. – С. 137–144.

345. Чернова Г. А., Халидов А. Б. Пауки урбанизированных территорий Татарии и их возможная роль в снижении численности вредных насекомых // Защита раст. и охр. природы в ТатАССР. – Казань : Татарск. кн. изд-во. – 1989. – Вып. 4. – С. 86–88.
346. Чернышов В. Б. Экология насекомых : Учебник. – М. : Изд-во МГУ, 1996. – 304 с.
347. Чумак В., Прокопенко О., Тимочко В. Угруповання павуків (Aranei, Arachnida) субальпійського поясу Чорногори // Вісн. Прикарпат. нац. ун-ту. Серія Біологія. – Івано-Франківськ : Гостинець. – 2007. – Вип. VII-VIII. – С. 186–190.
348. Чумак В. О., Дербаль О. Ф., Різун В. Б., Прокопенко О. В., Косьяненко О. В. Фауністичне різноманіття узлісся ялинового лісу // Наук. вісник Ужгород. ун-ту. Серія Біологія. – 2007. – Вип. 18. – С. 72–82.
349. Чумаков Л. С., Кузнецов Н. П. Сообщества стафилинид (Coleoptera, Staphilinidae) в мелколиственных лесах промышленного района // Фауна и экология жесткокрылых Белоруссии. – Минск : Ин-т зоологии АН БССР. – 1991. – С. 248–257.
350. Шарова И. Х. Особенности биотопического распределения жужелиц (Coleoptera, Carabidae) в зоне смешанных лесов Подмосквья // Фауна и экология животных. – М. – 1971. – С. 61–86.
351. Шарова И. Х. Жизненные формы жужелиц (Coleoptera, Carabidae). – М. : Наука, 1981. – 326 с.
352. Шейкин А. О., Тарабаев Ч. К. Исследование количества биомассы жертв *Theridium impressum* L. Koch, 1881 в биоценозах яблоневых крон предгорий Заилийского Алатау // Фауна и экология пауков, скорпионов и ложноскорпионов СССР. Тр. зоол. ин-та АН СССР. – 1990. – Т. 226. – С. 38–44.
353. Шиленков В. Г., Воронов Г. А. Эколого-фаунистическая характеристика населения жужелиц южной тайги камского Приуралья // Вопр. экологии и териологии. – Пермь : Изд-во Пермск. ун-та. – 1973. – Вып. 109. – С. 88–115.
354. Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология : методы системной идентификации. – Тольятти : ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
355. Шмальгаузен И. И. Кибернетические вопросы биологии. – Новосибирск : Наука, 1968. – 396 с.
356. Шмидт В. М. Математические методы в ботанике : Учеб. пособие. – Л. : Изд-во Ленингр. ун-та, 1984. – 288 с.
357. Шовен Р. Мир насекомых. – М. : Мир, 1970. – 240 с.
358. Штернбергс М. Т. Методика количественного учета пауков (Aranei) напочвенного покрова и подстилки биоценометром // Актуальн. пробл. зоол. – Рига : Латв. ун-т. – 1989 а. – С. 47–56.
359. Штернбергс М. Т. Воздействие выбросов автотранспорта на природную среду. – Рига : Зинатне, 1989 б. – С. 102–107.
360. Шугуров Н. Весенняя природа г. Одессы. Таблица VI. Весна 1903 года // Естествознание и география. – 1903. – Т. 8, вып. 7. – С. 87–90. – цит. по : Харитонов, 1932.
361. Юрьева Н. Д. Микроартроподы в рекреационных лесах Подмосквья : автореф. дисс. на соиск. канд. биол. наук. – Москва, 1983. – 16 с.
362. Яблоков А. В., Юсуфов А. Г. Эволюционное учение. – М. : Высш. шк., 1998. – 336 с.
363. Ярошенко Н. Н., Рудникова Е. В. Пауки породных отвалов угольных шахт Донецка // Изв. Харьков. этомол. общ-ва. – 1994. – Т. 2, вып. 1. – С. 150.
364. Abraham, B.J. Spatial and temporal patterns in a sagebrush steppe community (Arachnida, Araneae) // Journal of Arachnology. – 1983. – Vol. 11. – P. 31–50.
365. Adler P. B. Neutral models fail to reproduce observed species-area and species-time relationships in Kansas grasslands // Ecology. – 2004. – Vol. 85. – P. 1265–1272.
366. Allred D.M. Arachnids as ecological indicators // Great Basin Nat. – 1975. – 35 (4). – P. 405–406.



367. *Alonso D. & McKane A.J.* Sampling Hubbell's neutral theory of biodiversity // *Ecology Letters*. – 2004. – Vol. 7. – P. 901–910.
368. *Anthony C.D.* Kinship influences cannibalism in the wolf spider, *Pardosa milvina* // *J. Insect Behav.* – 2003. – Vol. 16. – P. 23–36.
369. *Azarkina G.* New and poorly known Palaearctic species of the genus *Phlegra* Simon, 1876 (Araneae, Salticidae) // *Revue Arachnologique*. – 2003. – 14 (6). – P. 73–108.
370. *Balogh J.* Zur Kenntnis der Spinnenfauna der Nordostkarpaten // *Fragm. faun. Hung.* – 1940. – Vol. 3. – No. 3. – P. 71–74. – цит. по : Харитонов, 1932
371. *Balogh J., Loksa J.* Untersuchungen uber die Zoozonose des Luzernefeldes // *Acta Zool. Acad. Sci. – Hungary*. – 1956. – Vol. 2. P. 17–114.
372. *Bandelt H.-J., Forster P., Rohl A.* Median-Joining Networks for Inferring Intraspecific Phylogenies // *Mol. Biol. Evol.* – 1999. – Vol. 16(1). – P. 37–48.
373. *Bascompte J.* Networks in ecology // *Basic and Applied Ecology*. – 2007. – Vol. 8. P. – 485–490.
374. *Belbin L., McDonald C.* Comparing three classification strategies for use in ecology // *Journal of Vegetation Science*. – 1993. – Vol. 4. – P. 341–348.
375. *Belke G.* Quelques most sur le climat et la faune de Kamieniec-Podolski // *Bull. Soc. Imp. Nat. Moscou*. – 1853. – T. 26. – №2. – P. 426–427. – цит. по : Харитонов, 1932
376. *Belke G.* Esquisse de l'histoire naturelle de Kamieniec-Podolski precede d'un coup d'oeil sur les travaux des naturalists des provinces occidentals de la Russie et du royaume de Pologne au XIXe siecle [2] // *Bull. Soc. Imp. Nat. Moscou*. – 1859. – T. 32. – №1. – P. 24–106. – цит. по : Харитонов, 1932
377. *Bell J. R., Wheater C. P., Cullen W. R.* The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities : a review // *Journal of Zoology* – 2001. – Vol. 255. – Vol. 377–387.
378. *Berlow E.L., Neutel A.-M., Cohen J.E., De Ruiter P.C., Ebenman B., Emmerson M., Fox J.W., Jansen V.A.A., Iwan Jones J., Kokkoris G.D., Logofet D.O., McKane A.J., Montoya J.M., Petchey O.* Interaction strengths in food webs : issues and opportunities // *Journal of Animal Ecology*. – 2004. – Vol. 73. P. 585–598.
379. *Blair R. B.* Creating a homogeneous avifauna / J. M. Marzluff, R. Bowman, and R. Donnelly, editors // *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. – Kluwer Academic, Norwell, Massachusetts, USA. – 2001. – P. 456–486.
380. *Blandin P.* Indicateurs biologiques et bioevaluation des ecosytemes : bioindicateurs et diagnostic des systemes ecologiques // *Bull. Ecol.* – 1986. – Vol. 17 (4). – P. 257–289.
381. *Bolger D. T., Suarez A. V., Crooks K. R., Morrison S. A., Case T. J.* Arthropods in urban habitat fragments in southern California : area, age, and edge effects // *Ecological Applications*. – 2000. – Vol. 10. – P. 1230–1248.
382. *Bonnet E., Van de Peer Y.* ZT : a software tool for simple and partial Mantel tests // *Journal of Statistical Software*. – 2002. – Vol. 7. – P. 1–12.
383. *Bray J. R., Curtis J. T.* An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin // *Ecological Monographs*. – 1957. – Vol. 27. – P. 325–349.
384. *Breymeyer A.* Relations between *Lycosa lugubris* (Walck.) (Araneida) and the other wandering spiders with regard to penetration of forest litter // *Bull. Acad. Pol. Sci. (Sci. Biol.)*. – 1966. – 14(4). – P. 215–218.
385. *Brose U., Berlow E.L., Martinez N.D.* From food webs to ecological networks : linking non-linear trophic interactions with nutrient competition // P.C. de Ruiter, V. Wolters and J.C. Moore (Editor), *Dynamic Food Webs : Multispecies Assemblages, Ecosystem Development and Environmental Change*. Academic Press. – 2005. – P. 27–36.

386. Bruun L.E., Michaelsen K.R., Sorensen A., Nielsen M.H., Toft S. Do females of *Pisaura mirabilis* prefer large males or males with large nuptial gifts? // European Arachnology 2003 (D.V. Logunov & D. Penney eds.). Proceedings of the 21th European Colloquium of Arachnology (St.-Petersburg, 4–9 August 2003). – Arthropoda Selecta – 2004b. – Special Issue No.1 – P. 21.
387. Canard A. Contribution a la connaissance du developpement, de l'ecologie, et de l'ecophysologie des Araneides de landes armoricaines. – These de Doctorat Etat, Rennes. – 1984.
388. Canard A. Analyse nouvelle du developpement postembryonnaire des araignees // Rev. Arachnol. – 1987. – Vol. 7 (3). – P. 91–128.
389. Canard A. Heathland spider communities : a functional group study // Proc. 11th Int. Congr. of Arachnology, Turku, Finland, Acta Zool. Fenn. – 1990. – Vol. 190. – P. 45–50.
390. Canard A., Marc P., Ysnel F. An experimental system to test Invertebrate biodiversity by means of spiders // Bull. Br. Arachnol. Soc. – 1999. – P. 319–323.
391. Carrel J., Burgess K., Shoemaker D.M. A test of pollen feeding by a linyphiid spider // The Journal of Arachnology. – 2000. – 28. – P. 243–244.
392. Charitonov D.E. Contribution to the fauna of Crimean spiders // Festschr. Strand. Riga. – 1937. – Bd. 3. – S. 127–140.
393. Chien S.A., Morse D.H. The roles of prey and flower quality in the choice of hunting sites by adult male crab spiders *Misumena vatia* (Araneae, Thomisidae) // The Journal of Arachnology. – 1998. – 26. – P. 238–243.
394. Chisholm R. A., Burgman M. A. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography : comment // Ecology. – 2004. – Vol. 85. – P. 3172–3174.
395. Coddington J. A., Levi H. W. Systematics and evolution of spiders // Annual Review of Ecology and Systematics. – 1991. – 22. – P. 565–592.
396. Condit R., Pitman N., Leigh E.G., Jr, Chave J., Terborgh J., Foster R.B., Nunez P., Aguilar S., Valencia R., Villa G., Muller-Landau H.C., Losos E., Hubbell S.P. Beta Diversity in tropical forest trees // Science. – 2002. – Vol. 295. – P. 666–669.
397. Curtis D.J. Upland spiders – sampling study, winter 1978–79 // Report to Nature Conservancy Council (South-West (Scotland) Region). – 1979. – 20 p.
398. Curtis D.J. Pitfalls in spider community studies (Arachnida, Aranei) // J. Arachnol. – 1980. – 8. – P. 271–280.
399. Dale M.B. On plexus representation of dissimilarities // Community Ecology. – 2000. – Vol. 1. – P. 43–56.
400. Desender K., Ervinck A., Tack G. Beetle diversity and historical ecology of woodlands in Flanders // Belg. J. Zool. – 1999. – Vol. 129. – P. 139–156.
401. Duelli P., Obrist M.K. Search for best biodiversity correlates in agricultural landscapes. In : Matouch, S.; Sauberer, N. (eds) International Conference on Predicting Biodiversity in European Landscapes : Mapping, Patterns, Indicators, Monitoring. Vienna, 18–20th November 2001. – 2003. – P. 27–33.
402. Duffey E. Comparative sampling methods for grassland spiders. // Bull. Brit. Arach. Soc. – 1974. – 3. – P. 34–37.
403. Duffey E. A review of factors influencing the distribution of spiders with special reference to Britain // Proc. 12th Int. Congr. of Arachnology, Brisbane, Australia, Mem. Queensl. Mus. – 1993. – Vol. 33(2). – 497–502.
404. Dufrene M., Legendre P. Species assemblages and indicator species : the need for flexible asymmetrical approach // Ecological Monographs. – 1997. – Vol. 67(3). – P. 345–366.
405. Durwen K.J. Bioindikation im Dienste des Umweltschutzes // Beitrage Landespflege Rheinland-Pfalz. – 1983. – V. 9. – S. 133–160.

406. *Edwards C.A., Butler C.G., Lofty J.R.* The Invertebrate fauna of the park grass plots II // Surface fauna Rep. Rothamst. Exp. Stn. 1975, Part 2, – 1976. – P. 63–89.
407. *Ehmann W.J.* Organization of spider assemblages on shrubs : an assessment of role dispersal mode in colonization // American Midland Naturalist. – 1994. – Vol. 131. – P. 301–310.
408. *Eichwald E.* Zoologia specialis, quam expositis animalibus tum vivis, tum fossilibus potissimum Rossiae in universum et Poloniae in specie, in usum lectionum publicarum in universitate Caesarea Vिल्нensi habendarum edidit. Vilna, 1830. – 2. – P. 1–323. – цит. по : Харитонов, 1932
409. *Emlen J. T.* An urban bird community in Tucson, Arizona : derivation, structure, regulation // Condor. – 1974. – Vol. 76. – P. 184–197.
410. *Engelmann H.D.* Zur Dominanzklassifizierung von Bodenartropoden // Pedobiologia. – 1978. – 18. – Hf. 5/6. – S. 378–380.
411. *Esjunin S.L., Golovatch S.I., Penev L.D.* The fauna and zoogeography of spiders inhabiting oak forests of the East European Plain (Arachnida : Araneae) // Ber. nat.-med. Verein Innsbruck. – 1993. – Bd. 80. – S. 175–249.
412. *Esjunin S.L., Penev L.D., Golovatch S.I.* Distribution and assemblage classification of spiders of the East European oak forests (Arachnida, Aranei) // Arthropoda Selecta. – 1994. – 3 (3–4). – P. 67–98.
413. *Etienne R. S., Olff H.* A novel genealogical approach to neutral biodiversity theory // Ecology Letters. – 2004. – Vol. 7. – P. 170–175.
414. *Fedoryak M.M., Evtushenko K.V.* On the Lycosidae (Araneae) occurring on the pebble banks of the River Siret and its tributaries, Ciscarpatia (Ukraine) // European Arachnology 2003 (Logunov D.V. & Penney D eds.). Proceedings of the 21–sr European Colloquium of Arachnology, St-Peterburg, 4–9 August 2003. – Arthropoda Selecta. – 2004. – Special Issue No. 1. – P. 75–78.
415. *Foelix R.F.* 1996. Biology of spiders. – 2nd ed. Oxford Univ. Press, New York. – 326 p.
416. *Fomichev A.A.* New data on the spider fauna (Aranei) of the southern part of the Kherison Region, Ukraine // Arthropoda Selecta. – 2007. – 16 (3). – P. 173–175.
417. *Furst P.A., Mulhauser G., Pronini P.* Possibilités d'utilisation des Araignées en ecologie-conseil // Proc. 15–th Eur. Colloq. of Arachnology, Catania, 1993. Boll. Accad. Gioenia – Sci. Nat. – 1993. – Vol. 26 (345). – 107–113.
418. *Gajdos P., Sloboda K.* Present knowledge of the arachnofauna of Slovakia and its utilization for biota quality evaluation and monitoring // Proc. 13–th Int. Congr. of Arachnology, Geneva, Switzerland. Rev. Suisse Zool. (h.s.) 2. – 1995. – P. 235–244.
419. *Gibb H., Hochuli D.F.* Habitat fragmentation in an urban environment : large and small fragments support different arthropod assemblages // Biological Conservation. 2002. – Vol. 106. – P. 91–100.
420. *Gibbs J. P., Stantos E. J.* Habitat fragmentation and arthropod community change : carrion beetles, phoretic mites and flies // Ecological Applications. – 2001. – Vol. 11. – P. 79–85.
421. *Gilbert B., Lechowicz M.J.* Neutrality, niches and dispersal in a temperate forest understory // Proceedings of the National Academy of Sciences. – 2003. – Vol. 101. – P. 7651–7656.
422. *Gillison A.N.* Minimum spanning ordination – a graphic-analytical technique for three-dimensional ordination display // Austral Ecology. – 1978. – Vol. 3. – P. 233–238.
423. *Gisin H.* Okologie und Lebensgemeinschaft der Collembolen im Schweizerischen Exkursionsgebiet Basels // Rev. Suisse Zool. – 1943. – Vol. 50, № 4. – S. 198–224.

424. *Greenstone M.H.* Spider predation : How and why we study it // *J. Arachnology*. – 1999. – Vol. 27, № 1. – P. 333–342.
425. *Greenstone, M.H.* Determinants of web spider species diversity : vegetation structural diversity vs. prey availability // *Oecologia*. – 1984. – P. 299–304.
426. *Grimm U.* Die Gnaphosidae Mitteleuropas (Arachnida, Araneae). – *Abh. naturw. Ver. Hamb.*, 1985. – 26. – P. 1–318.
427. *Grimm N.B., M. Grove S., Pickett A., Redman C.* Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems // *BioScience*. – 2000. – Vol. 50. – P. 571–584.
428. *Gromov A.V.* New records of spider *Achaearanea tabulata* Levi (Arachnida : Araneae, Theridiidae) in Palearctics // *Известия МН – Ан Рк. Серия биологическая и медицинская*. – 1997. – №1. – С. 31–35.
429. *Gurdebeke S., Maelfait J.-P.* Pitfall trapping in population genetics studies : finding the right «solution» // *The Journal of Arachnology*. – 2002. – 30. – P. 255–261.
430. *Hanski I.* Single-species metapopulation dynamics : concepts, models and observations // *Biol. J. of the Linnean Society*. – 1991. – 42. – P. 17–38.
431. *Harte J.* Tail of death and resurrection // *Nature. – Ecology*. – Vol. 424. – P. 1006–1007.
432. *Hawkins C. P., MacMahon J. A.* Guilds : the multiple meanings of a concept // *Annual Review of Entomology*. – 1989. – Vol. 34. P. 423–451.
433. *He F.* Deriving a neutral model of species abundance from fundamental mechanisms of population dynamics // *Functional Ecology*. – 2005. – № 19. – P. 187–193.
434. *He F., Hu X.-S.* Hubbell’s fundamental biodiversity parameter and the Simpson diversity index // *Ecology Letters*. – 2005. – Vol. 8. – P. 386–390.
435. *Heatwole H.* The concept of the econe, a fundamental ecological unit // *Trop. Ecol.* – 1989. – Vol. 30, № 1. – P. 13–19.
436. *Heimer S.* Wunderbare Welt der Spinnen. – Leipzig, Jena, Berlin : Urania-Verlag, 1988. – 188 s.
437. *Heimer S., Nentwig W.* Spinnen Mitteleuropas : ein Bestimmungsbuch. – Berlin, Hamburg : Verlag Paul Parey, 1991. – 543 s.
438. *Herman O.* Magyarorszag Pok-Faunaja. I. Kotet. Altalanosresz. – Budapest : Magyar Termeszettudomanyi Tarsulat. – 1879. – 3. – P. 1–394.
439. *Hill M. O.* TWINSPAN : a fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. – Cornell University, New York, USA. – 1979.
440. *Hooper D. U.* The role of complementarity and competition in ecosystem responses to variation in plant diversity // *Ecology*. – 1998. – Vol. 79. – P. 704–719.
441. *Hubbell S. P.* The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. – Princeton, MA : Princeton University Press, 2001 a. – 360 p.
442. *Hubbell S. P.* The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. – Princeton, NJ : Princeton University Press, 2001 b. – 540 p.
443. *Hubbell S. P.* Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence // *Functional Ecology*. – 2005. – Vol. 19. – P. 166–172.
444. *Humphreys W.F.* The food consumption of a wolf spider *Geolycosa godefroyi* (Araneae, Lycosidae) in the Australian Capital Territory // *Oecologia* – 1975. – Vol. 18. – P. 343–358.
445. *Hutchinson G. E.* Concluding remarks // *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology* – 1958. – Vol. 22. – P. 415–427.
446. *Jackson R.R.* Nomenclature for orb web thread connections // *Bull. Brit. Arachnol. Soc.* – 1973. – 2 (7). – P. 125–126.
447. *Jackson R.R., Pollard S.D., Nelson X. J., Edwards G.B., Barrion A.T.* Jumping spiders (Araneae : Salticidae) that feed on nectar // *Journal of Zoology*. – 2001. – 255. – P. 25–29.

448. *Jimenez-Valverde A., Lobo J. M.* Determining a combined sampling procedure for a reliable estimation of Araneidae and Thomisidae assemblages (Arachnida, Araneae) // *The Journal of Arachnology*. – 2005. – 33. – P. 33–42.
449. *Jones-Walters L.M.* A spiders and other British arachnid. P. 1 // *Acta arachnologica*. – 1993. – 4, 2. – P. 365–470.
450. *Josephson J.* Why maintain biological diversity? // *Environ. Sci. and Technol.* – 1982. – V. 16, № 2. – P. 194–197.
451. *Juberthie C.* Sur les cycles biologiques des Araignees // *Toulouse. Bull. Soc. Hist. Nat.* – 1954. – Vol. 89. – 299–318.
452. *Juhász-Nagy P.* Scaling problems; almost everywhere. An introduction // *Abstracta Botanica*. – 1992. –16/1. – P. 1–5.
453. *Komposch Ch.* Spiders and harvestmen in light-traps (Arachnida : Araneae, Opiliones) // *Abstracts of the 19–th European Colloquium of Arachnology, Aarhus, Denmark, 17–22. July 2000.* – 2000. – P. 29.
454. *Kajak A.* An analysis of food relations between the spiders *Araneus cornutus* (Clerck) and *A. quadratus* (Clerck) and their prey meadows // *Ekol. Pol.* – 1965. – A. 13. – P. 717–764.
455. *Kajak A.* Productivity of some populations of web spiders // *Petrusewicz K. (Ed.), Secondary productivity of terrestrial ecosystems.* – Warsawa. – 1967. – P. 807–820.
456. *Kajak A.* Analysis of consumption by spiders under laboratory and field conditions // *Ekol. Pol.* – 1978. – Vol. 26 (3). – P. 409–427.
457. *Kaspari M., O'Donnell S., Kercher J.R.* Energy, density, and constraints to species richness : ant assemblages along a productivity gradient // *American Naturalist*. – 2000. – Vol. 155. – P. 280–293.
458. *Kessler A.* A comparative study of the production of eggs in eight *Pardosa species* in the field (Araneae, Lycosidae) // *Tijd. Entomol.* – 1973. – Vol. 116. – P. 23–41.
459. *Klimes L.* Comparison of the bioindicative value of vascular plants and spiders in the classifications of ecosystems // *Ecologia (CSSR)*. – 1987. – 6 (2). – P. 165–178.
460. *Knoflach B.* Die Arten der *Steatoda phalerata*-Gruppe in Europa (Arachnida : Araneae, Theridiidae) // *Mitt. schweiz. ent. Ges.* – 1996. – Vol. 69. – P. 377–404.
461. *Knoflach B.* Mating in *Theridion varians* Hahn and related species (Araneae : Theridiidae) // *Journal of Natural History*. – 1998. – 32. – P. 545–604.
462. *Kovblyuk N.M.* The spider genus *Drassyllus* Chamberlin, 1922 in the Crimean fauna, with description of a new species (Aranei : Gnaphosidae) // *Arthropoda Selecta*. – 2003. – V. 12, No. 1. – P. 23–28.
463. *Kovblyuk N.M.* A survey of spider species with Crimeo-Caucasian disjunct ranges (Arachnida, Araneae) // *European Arachnology 2002 (F. Samu & Cs. Szinetar eds.). Proceedings of the 20th European Colloquium of Arachnology (Szombathly, 22–26 July 2002).* – Budapest : Plant Protection Institute & Berzsényi College, 2004. – P. 251–258.
464. *Kovblyuk M.M.* The spider genus *Gnaphosa* Latreille, 1804 in the Crimea (Aranei : Gnaphosidae) // *Arthropoda Selecta*. – 2005. – Vol. 13, No. 3. – P. 133–152.
465. *Krell F.-Th., Kramer F.* Chemical attraction of crab spiders (Araneae, Thomisidae) to a flower fragrance component // *The Journal of Arachnology*. – 1998. – 26.1. – P. 17–119.
466. *Krzyżanowska E., Dziabaszewski A., Jaskowska B., Starega W.* Spiders (Arachnoidea, Aranei) of Warsaw and Mazovia // *Memorabilia Zool.* – 1981. – 34. – S. 87–110.
467. *Kupryjanowicz J., Hajdamowicz I., Stankiewicz A., Starfga W.* Spiders of some raised peat bogs in Poland // *P. A. Selden (ed.). Proceedings of the 17–th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh, 1997.– 1998.* – P. 267–272.

468. *Leborgne R., Pasque, A.* Contribution a la connaissance des peuplements d'araignees des prairies et friches des vallees des Vosges du Nord. Ann. // Sci. Res. Biosphere Vosges du Nord. – 1991. – Vol. 2. – P. 81–94.
469. *Lecaillon A.* Nouvelles recherches sur la biologie et la psychologie des *Chiracanthion* // Bull. Soc. Philom. – 1905. – Vol. 7 (9). – P 224–252.
470. *Lindenman R. L.* The trophic–dynamic aspect of ecology // Ecology. – 1942. – Vol. 23. P. 399–418.
471. *Logunov D.V.* *Pseudeuophrys* is a valid genus of the jumping spiders (Araneae, Salticidae) // Revue Arachnologique. – 1998. – T.12, Fasc.11. – P. 109–128.
472. *Logunov D.V.* Redefinition of the genera *Marpissa* C.L. Koch, 1846 and *Mendosa* Peckham & Peckham, 1894 in the scope of the Holarctic fauna // Revue Arachnologique. – 1999. – T. 13, Fasc. 3. – P. 25–60.
473. *Logunov D.V., Marusik Yu.M.* Miscellaneous notes on Palaearctic Salticidae (Arachnida : Aranei) // Arthropoda Selecta. – 1999. – 8 (4). – P. 263–292.
474. *Logunov, D.V., Wesolowska W.* New data on some poorly known Palaearctic species of *Sitticus* (Araneae : Salticidae) // Genus. – 1995. – No. 6. – P. 163–175.
475. *Lyoussoufi A., Armand E., Rieux R., Faivre-D'arcier F.* Influence de la reduction de la lutte chimique en verger de poirier sur l'evolution de la communaute des predateurs : comparaison avec certains modeles // ANPP 2–eme Conference Internationale sur les Ravageurs en Agriculture, Versailles. – 1990. – P. 583–590.
476. *MacArthur R. H., Wilson E. O.* The Theory of Island Biogeography. – Princeton : Princeton University Press, 1967. – 360 p.
477. *Maelfait J.P., Baert L.* Les Araignees sont-elles de bons indicateurs ecologiques? // Proc. 10–eme Colloque Europeen d'Arachnologie, Bull. Soc. Scient. Bretagne (h.s.) – 1988. – Vol. 59 (1). – P. 155–160.
478. *Magurran A. E., Henderson P. A.* Explaining the excess of rare species in natural species abundance distribution // Nature. – 2003. – 422. – P. 714–716.
479. *Mantel N.* The detection of disease clustering and a generalized regression approach // Cancer Research. – 1967. – Vol. 27. – P. 209–220.
480. *Marc P.* Nycthemeral activity rhythm of adult *Clubiona corticalis* (Walckenaer, 1802) (Arachnidae, Clubionidae) // Acta Zool. Fenn. – 1990. – Vol. 190. – P. 279–285.
481. *Marc P., Canard A., Ysnel F.* Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication // Agriculture, Ecosystems & Environment. – 1999. – Vol. 74, Iss. 1–3. – P. 229–273.
482. *Marzluff J. M.* Worldwide urbanization and its effects on birds // J. M. Marzluff, R. Bowman, and R. Donnelly, editors. Avian ecology and conservation in an urbanizing world. – Kluwer Academic, Norwell, Massachusetts, USA. – 2001. – P. 19–47.
483. *Marzluff J. M., Bowman R., Donnelly R.A.* historical perspective on urban bird research : trends, terms and approaches // J. M. Marzluff, R. Bowman, and R. Donnelly, editors. Avian ecology and conservation in an urbanizing world. – Kluwer Academic, Norwell, Massachusetts, USA. – 2001. – P. 1–17.
484. *Mason R.R., Jennings D.T., Paul H.G., Wickman B.E.* Patterns of spider (Araneae) abundance during an outbreak of western spruce budworm (Lepidoptera : Totricidae) // Environmental Entomology. – 1997. – Vol. 6. – P.507–518.
485. *Matthews J.A.* An Application of Non-Metric Multidimensional Scaling to the Construction of an Improved Species Plexus // Journal of Ecology. – 1978. – Vol. 66. – P. 157–173.
486. *McGill B. J.* Strong and weak tests of macroecological theory // Oikos. – 2003. – V. 102. – P. 679–685.
487. *McIntosh R.P.* Matrix and plexus techniques // R.H. Whittaker (Editor), Ordination and Classification of Communities. – Junk, The Hague. – 1973. – P. 159–191.

488. *McIntyre N. E.* Ecology of urban arthropods : a review and a call to action // *Annals of the Entomological Society of America.* – 2000. – Vol. 93. – P. 825–835.
489. *McKane A. J., Alonso D., Sole R.* Analytic solution of Hubbell's model of local community dynamics // *Theoretical Population Biology.* – 2004. – Vol. 65. – P. 67–73.
490. *Memmott J.* The structure of a plant-pollinator food web // *Ecological Letters.* – 1999. – Vol. 2. – P. 276–280.
491. *Miller J. R., Hobbs R. J.* Conservation where people live and work // *Conservation Biology.* – 2002. – Vol. 16. – P. 330–337.
492. *Miyashita T., Shinkai A., Chida T.* The effect of forest fragmentation on web spider communities in urban areas // *Biological Conservation.* – 1998. – Vol. 86. – P. 357–364.
493. *Moulder B.C., Reichle D.E.* Significance of spider predation in the energy dynamics of forest-floor arthropod communities // *Ecol. Monogr.* – 1972. – Vol. 42. – P. 473–498.
494. *Mulhauser B.* La bioindication et si nous reparlions des araignees // *Celerier M.L., Heurtault J., Rollard C. (Eds.), Proc. 12-eme Colloque Europeen d'Arachnologie.* – Paris, France, *Bull. Soc. Europ. Arachnol. (h.s.)* – 1990. – Vol. 1. – 266–272.
495. *Neet C.* Spiders as indicators species : lessons from two case studies // *Proc. 13-th Int. Congr. of Arachnology, Geneva, Switzerland, Rev. Suisse Zool. (h.s.)* – 1995. – Vol. 2. – P. 501–510.
496. *Nentwig W.* Non-webbuilding spiders : prey specialists or generalists? // *Ecologia (Berlin).* – 1986. – Vol. 69, N 4. – P. 571–576.
497. *Nentwig W., Wissel C.* A comparison of prey lengths among spiders // *Oecologia.* – Vol. 68. – P. 595–600.
498. *Nordmann A.* Von Erstes Verzeichniss der in Finnland und Lappland bisher gefundenen Spinnen, Araneae // *Bidr. till Finl. Naturkanned Etnogr. Statist.* – 1863. – Vol. 8. – S. 1–40.
499. *Nyffeler M.* Field studies on the ecological role of the spiders as insect predators in agroecosystems (abandoned grassland, meadows and cereal fields) // Thesis submitted to the swissfederal institute of technology. – Zurich, 1982. – 174 p.
500. *Nyffeler M., Moor H., Foelix R.F.* Spiders feeding on earthworms // *The Journal of Arachnology.* – 2001. – 29. – P. 119–124.
501. *Odum H. T.* Primary production in flowing waters // *Limnology and Oceanography.* – 1956. Vol. 1. – P. 102–117.
502. *Ovtsharenko V.I., Platnick N.I., Song D.X.* A review of the North Asian spiders of the genus *Gnaphosa* (Araneae, Gnaphosidae) // *Bull. Amer. Mus. Natur. Hist.* – 1992. – №.212. – P. 1–88.
503. *Paine R.T.* Ecological determinism in the competition for space // *Ecology.* – 1984. – Vol. 65. – P. 1339–1348.
504. *Palanichamy S.* Ecological energetics of the tropical spider *Cyrtophora cicatricosa* Stoliczka (Araneidae, Araneae) // *Trop. Ecol.* – 1986. – Vol. 27. – P. 24–32.
505. *Penev L.D., Esjunin S.L., Golovatch S.I.* Species diversity versus species composition in relation to climate and habitat variation : a case study on spider assemblages (Aranei) of the East European oak forest // *Arthropoda Selecta.* – 1994. – 3 (1–2). – P. 65–99.
506. *Penicaud P.* Dynamique d'une population de l'Araignee *Pisaura mirabilis* Cl. dans une lande Bretonne // These 3-eme cycle, Universite Paris. – 1979. – P. 89.
507. *Pettersson R.B.* Effect of forestry on the abundance and diversity of arboreal spiders in the boreal spruce forest // *Ecogeography.* – 1996. – Vol. 19. – P. 221–228.
508. *Pimm S. L.* The complexity and stability of ecosystems // *Nature.* – 1984. – № 307. – P. 321–326.

509. *Platnick N.I.* Dimensions of biodiversity : targeting megadiverse groups / Cracraft J. and F.T. Grifo (eds.) // *The Living Planet in Crisis : Biodiversity Science and Policy.* – Columbia Univ. Press, New York, 1999. – P. 33–52.
510. *Platnick N.I.* The world spider catalog, version 8.5. American Museum of Natural History, 2008. online at <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>
511. *Platnick N.I., Murphy J.A.* A revision of the spider genera *Trachyzelotes* and *Urozelotes* (Araneae, Gnaphosidae) // *Am. Mus. Novit.* – 1984. – 2792. – P. 1–30.
512. *Platnick N.I., Shadab M.U.* A revision of the spider genera *Herpyllus* and *Scotophaeus* (Araneae, Gnaphosidae) in North America // *Bull. Am. Mus. nat. Hist.* – 1977. – 159. – 1–44.
513. *Polchaninova N.Yu.* Effect of hay-moving on spiders communities of the meadow steppes of the central forest-steppe of Russia and Ukraine // 21–st European Colloquium of Arachnology (St. Petersburg, 4–9 August 2003). Program. Abstract. List of participants. – St. Petersburg. – 2003. – P. 70.
514. *Polchaninova N.Yu.* Effect of hay-mowing on spider communities of the meadow steppe of the Central forest-steppe of Russia and Ukraine // *Arthropoda Sel. (Special Issue No.1, 2004).* (Proceedings of the 21st European Colloquium of Arachnology, St.-Petersburg, 4–9 August 2003). – 2004. – P. 261–273.
515. *Polchaninova N.Yu., Prokopenko E.V.* A survey of the araneofauna of the Left-Bank Ukraine // *Mater. of the 22nd Europ. Coll. Arachnology.* 3–3 August, Blagoevgrad, 2005. – Sofia, 2005 a. – P. 66.
516. *Polchaninova N.Yu., Prokopenko E.V.* History of study and a brief survey of the araneofauna of the Left-Bank Ukraine // *European Arachnology 2005,* (Deltchev C. and Stoev P., eds). // *Acta zoologica bulgarica.* – 2005b. – suppl. No 1. – P. 50–57.
517. *Polchaninova N.Yu., Prokopenko E.V.* A checklist of the spider fauna (Araneae) of the «Svyati Gory» National Nature Park (Ukraine, Donetsk region) // *Arthropoda Selecta.* – 2007. – 16 (3). – P. 177–189.
518. *Polis G.A., Meyers C.A., Holt R.D.* The ecology and evolution of intraguild predation : potential competitors that eat each other // *Annu. Rev. Ecol. Syst.* – 1989. – Vol. 20. – P. 297–330.
519. *Pollard S.D.* Constraints affecting partial prey consumption by a crab spider, *Diaea* sp. (Araneae, Thomisidae) // *Oecologia.* – 1989. – Vol. 81. – P. 392–396.
520. *Pontegniet M., du Bus de Warnaffe G., Lebruna Ph.* Impacts of silvicultural practices on the structure of hemi–edaphic macrofauna community // *Pedobiologia* – 2005. – № 49 – P. 199–210.
521. *Post W.M., Riechert S.E.* Initial investigation into the structure of spider communities // *J. Anim. Ecol.* – 1977. – 46 (3). – P. 729–749.
522. *Rabe R.* Der Nachweis von Luftverunreinigungen und ihrer Wirkungen durch Bioindikatoren // *Forum Stadte-Hygiene.* – 1982. – V. 33. – P. 15–21.
523. *Raunkier C.* The life forms of plants and statistical plant geography. – Oxford : Clarendon Press, 1934. – 632 p.
524. *Raymond B., Hosiea G.* Network-based exploration and visualisation of ecological data // *Ecological Modelling* – 2009. – Vol. 220, Issue 5. – P. 673–683.
525. *Riechert S.E.* Thoughts on the ecological significance of the spiders // *Bioscience.* – 1974. – Vol. 24 (6). – P. 352–356.
526. *Riechert S.E., Harp J.M.* Nutritional ecology of spiders / Slansky F., Rodriguez J.G.(Eds.) // *Nutritional Ecology of Insects, Mites and Spiders.* – 1987. – P. 645–672.
527. *Riechert S.E., Tracy C.R.* Thermal balance and prey availability : bases for a model relating web site characteristics to spider reproductive success // *Ecology.* – 1975. – Vol. 56 (2). – P. 265–284.



528. *Roberts M.J.* Appendix to The spiders of Great Britain and Ireland. – Harley Books, Colchester, England, 1993. – 16 p.
529. *Roberts M.J.* Collins Field Guide : Spiders of Britain & Northern Europe. – Harper-Collins, London, 1995. – 383 p.
530. *Root R.B.* The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher // Ecological Monographs. – 1967. – Vol. 37. – P. 337–350.
531. *Root R. B.* Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats : the fauna of collards (*Brassica oleracea*) // Ecol. Monogr. – 1973. – V. 43. – P. 95–124.
532. *Rosca A.* Contributiuni la conoasterea Arachnidelor din Bucovina // Bui. Fac. sti. Cernauti. – 1930. – Vol. 4, No. 2. – P. 201–219.
533. *Rosca A.* Fauna Araneelor din Bucovina (sistematica, ecologia si raspandirea geographies) // Bui. Fac. sci. Cernauti. – 1936 b. – Vol. 10. – P. 123–216.
534. *Rosenzweig M.L.* Species diversity gradients : we know more and less than we thought // Journal of Mammalogy. – 1992. – Vol. 73. – P. 715–730.
535. *Rosenzweig M.L., Abramsky Z.* How are diversity and productivity related? // D. Schluter and R. Ricklefs, editors. Historical and geographical determinants of community diversity. – University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA. – 1993. – P. 52–65.
536. *Ross L.K.* A jumping spider feeding on an earthworm // Peckhamia. – 2008. – 71.1. – P. 1–2.
537. *Ruzicka V.* Percentual representation of species group in the community (on example of spiders) // Ekolýgia (CSSR). – 1985. – 4 (1). – P. 3–18.
538. *Ruzicka V., Bohac J.* The utilization of epigeic invertebrate communities as bioindicators of terrestrial environmental quality // Salanki, J., Jeffrey, D., Hughes, G.M. (Eds.), Biological Monitoring of the Environment : a manual of methods. CAB International. – 1994. – P. 79–86.
539. *Sacher P.* Spinnen (Araneae) an und in Gebuden – Versuch einer Analyse der synanthropen Spinnenfauna in der DDR // Entomol. Nachr. (Berlin). – 1983. – 27 (5). – S. 197–204.
540. *Samu F., Lovei G.* Species richness of a spider community (Araneae) : extrapolation from simulated increasing sampling effort // Eur. J. Entomol. – 1995. – 92. – P. 633–638.
541. *Samu F., Szinetar C.* On the nature of agrobiont spiders // Journ. of Arachnology. – 2002. – V. 30, iss. 2. – P. 389–402.
542. *Samu F., Toft S., and Kiss B.* Factors influencing cannibalism in the wolf spider *Pardosa agrestis* (Araneae, Lycosidae) // Behav. Ecol. Sociobiol – 1999. – Vol. 45. – P. 349–354.
543. *Schaefer M.* Experimentelle Untersuchungen zur Bedeutung der interspezifischen Konkurrenz bei 3 Wolfspinnen-Arten (Araneae, Lycosidae) einer Salzweise // Zool. Jahrb. Syst. – 1974. – Vol. 101. – P. 213–235.
544. *Schaefer M.* Experimentelle Untersuchungen zum Jahreszyklus und zur Überwinterung von Spinnen (Araneida) // Zool. Jb. Syst. – 1976. – Vol. 103. – P. 127–289.
545. *Schaefer M.* Ecophysiology of spiders : life cycles and diapause // Nentwig, W. (Ed.), Springer, Berlin. – 1987. – P. 331–347.
546. *Schimper A. F. W.* Plant-Geography upon a Physiological Basis. Clarendon Press, Oxford. – 1903.
547. *Schmalhofer V.* Diet-induced and morphological color changes in juvenile crab spiders (Araneae, Thomisidae) // The journal of arachnology. – 2000. – 28. – P. 56–60.
548. *Schmid J., Leiman J. M.* The development of hierarchical factor solutions // Psychometrika. – 1957. – Vol. 22. – P. 53–61.

549. *Schutt K. Drapetisca socialis* (Araneae : Linyphiidae) : web reduction – ethological and morphological adaptations // *Eur. J. Entomol.* – 1995. – 92. – P. 553–563.
550. *Segev O., Ziv M., Lubin, Y.* The male mating system in a desert widow spider // *Journal of Arachnology.* – 2002. – Vol. 31, iss. 3. – P. 379–393.
551. *Sherman P. M.* The Orb Web : An Energetic & Behavioral Estimator of a Spider's Foraging and Reproductive Strategies // *Animal Behaviour.* – 1995. – 48 (1). – P. 19–34.
552. *Shochat E., Stafanov W. L., Whithouse M. E. A., Faeth S. H.* Urbanization and spider diversity : influences of human modification of habitat structure and productivity // *Ecological Applications.* – 2004. – Vol. 14(1). – P. 268–280.
553. *Siemann E.* Experimental tests of effects of plant productivity and diversity on grassland arthropod diversity // *Ecology* – 1998. – Vol. 79. – P. 2057–2070.
554. *Simberloff D., Dayan T.* The guild concept and the structure of ecological communities // *Annual Review of Ecology and Systematics.* – 1991. – Vol. 22. – P. 115–143.
555. *Spassky S.A.* Araneorum species novae, II [sic]. // *Jour. New York ent. Soc.* – 1934. – 42. – P. 1–4.
556. *Specht, H.B., Dondale, C.D.* Spider populations in New Jersey apple orchards // *J. Econ. Entomol.* – 1960. – Vol. 53. – P. 810–814.
557. *Spence J.R., Zimmermann M., Wojcicki J.P.* Effects of food limitation and sexual cannibalism on reproductive output of the nursery web spider *Dolomedes triton* (Araneae : Pisauridae) // *Oikos.* – 1996. – Vol. 75. – P. 373–382.
558. *Strand E.* Einige Arachniden aus der Krim // *Jahrb. d. Nassau Ver. Naturk.* – 1910. – Bd. 63. – S. 114–118. – цит. по : Ковблюк, 2003 а
559. *Sugihara G., Bersier L.-F., Southwood T.R.E., Pimm S.L., May R.M.* Predicted correspondence between species abundances and dengrograms of niche similarities // *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 100. – 2003. – P. 5246–5251.
560. *Tahiri A., Horel A., Krafft B.* Etude preliminaire sur les interactions mere-jeunes et jeunes-jeunes chez deux especes d'*Amaurobius* (Araneae, Amaurobiidae) // *Rev. Arachnol.* – 1989. – Vol. 8 (8). – P. 115–128.
561. *Tanaka K.* Food consumption and diet composition of the web-building spider *Agelena limbata* in two habitats // *Oecologia.* – 1991. – Vol. 86. – P. 8–15.
562. *Tanasevitch A.V.* On some Palaearctic species of the spider genus *Agyneta* Hull, 1911, with description of four new species (Aranei : Linyphiidae) // *Arthropoda Sel.* – 1999. – 8 (3). – P. 201–213.
563. *Thompson R., Townsend C.* A truce with neutral theory : local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates // *Journal of Animal Ecology.* – 2006. – Vol. 75. – P. 476–484.
564. *Thorbek P., Topping C.J., Sunderland K.D.* Validation of a simple method for monitoring aerial activity of spiders // *Journ. of Arachnology.* – 2002. – V. 30, iss. 1. – P. 57–64.
565. *Thorell T.* Verzeichniss Subrussischer Spinnen // *Horae Soc. Ent. Ross.* – 1875 a. – № 11. – P. 39–122.
566. *Thorell T.* Descriptions of several European and North-African spiders // *Kungl. Svenska Vetensk.-Akad. Handl.* – 1875 b. – Bd. 13, № 5. – P. 1–204.
567. *Tilman D.* Functional diversity // *S. A. Levin, editor. Encyclopedia of biodiversity.* – San Diego, California, USA : Academic Press, 2001. – P. 109–120.
568. *Tilman D., Lehman C., Thompson K.* Plant diversity and ecosystem productivity : theoretical considerations. // *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA).* – 1997. – Vol. 94. – P. 1857–1861.
569. *Tischler W.* Agrarökologie / Fischer G.(Ed.). – Jena, 1965. – 499 p.
570. *Toft S.* Prey choice and spider fitness // *Journal of Arachnology.* – 1999. – Vol. 27. – P. 301–307.

571. *Topping C.J., Luff M.L.* Three factors affecting the pitfall trap catch of linyphiid spiders (Araneae : Linyphiidae) // *Bull. Br. Arachnol. Soc.* – 1995. – 10 (1). – P. 35–38.
572. *Tretzel E.* Zur Ökologie der Spinnen (Araneae) Autökologie der Arten im Raum von Erlangen // *S. B. Physik. Med. Soc.* – 1952. – Vol. 75. – P. 36–131.
573. *Turnbull A.L.* The prey of the spider *Linyphia triangularis* (Clerck) (Araneae, Linyphiidae) // *Can. J. Zool.* – 1960. – Vol. 38. – P. 859–873.
574. *Uetz G.W.* Habitat structure and spider foraging / *Bell S.S., Mc Coy E.D., Mushinsky H.R.*(Eds.) // *Habitat Structure : The Physical Arrangement of Objects in Space.* Chapman & Hall, London. – 1991. – P. 325–348.
575. *Uetz G. W., Biere J. M.* Prey of *Micrathena gracilis* (Walckenaer) (Araneae : Araneidae) in comparison with artificial webs and other trapping devices // *Bull. Brit. Arach. Soc.* – 1980. – 5. – P. 101–107.
576. *Uetz G. W., Bischoff J., Raver J.* Survivorship of wolf spiders (Lycosidae) reared on different diets // *J. Arachnology.* 1992. Vol. 20, N 3. P. 207–211.
577. *Uetz G.W., Halaj J., Cady A.B.* Guild structure of spiders in major crops // *The Journal of Arachnology.* – 1999. – 280. – P. 270–280.
578. *Uetz G.W., Unzicker J.D.* Pitfall trapping in ecological studies of wandering spiders // *J. Arachnol.* – 1976. – 3. – P. 101–111.
579. *Urban D., Keitt T.* Landscape Connectivity : A Graph-Theoretic Perspective // *Ecology.* – 2001. – Vol. 82, No. 5. – P. 1205–1218.
580. *Vallade M., Houchmandzadeh B.* Analytical solution of a neutral model of biodiversity // *Physical Review.* – 2003. – E 68, 061902–0061905.
581. *Van Hook R.I.* Energy and nutrient dynamics of spider and orthopteran populations in a grassland ecosystem // *Ecol. Monogr.* – 1971. – Vol. 41. – P. 1–26.
582. *Vilbaste A.* Eesti siirdesoometsade amblikefauna struktuurist ja sesoonsetest muutustest // *Eesti NSV Teaduste Akademia Toimetised. Biol. serr.* – 1973. – 22, 3. – S. 208–225.
583. *Volkov I., Banavar J. R., Hubbell S. P., Maritan A.* Neutral theory and relative species abundance in ecology // *Nature.* – 2003. – Vol. 424. – P. 1035–1037.
584. *Vollrath F.* Spider growth as an indicator of habitat quality // *Bull. Br. Arachnol. Soc.* – 1988. – Vol. 7 (7). – P. 217–219.
585. *Wagner J.D., Toft S., Wise D.H.* Spatial stratification in litter depth by forest-floor spiders // *Journ. of Arachnology.* – 2003. – V. 31, iss. 1. – P. 28–39.
586. *Walker B., Kinzig A., Langridge J.* Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function : the nature and significance of dominant and minor species // *Ecosystems.* – 1999. – Vol. 2. – P. 95–113.
587. *Walter J.* «Himmelfahrt» – eine Beobachtung zur Aeronautik bei Spinnen (Arachnida : Araneae : Thomisidae) // *Beitr. Araneol.* – 1994. – 4. – P. 291.
588. *Whitcomb W.H., Exline H., Hite M.* Comparison of spider populations of ground stratum in Arkansas pasture and adjacent cultivated field // *Arkansas Acad. Sci. Proc.* – 1963. – 17. – P. 34–39.
589. *Whitehouse M. E. A., Shochat E., Shachak M., and Lubin Y.* Landscape effects on spider community structure in an arid ecosystem of the Northern Negev, Israel // *Ecography.* – 2002. – Vol. 25. – P. 395–404.
590. *Whittaker R.H., Fairbanks W.C.* A Study of Plankton Copepod Communities in the Columbia Basin, Southeastern Washington // *Ecology.* – 1958. – Vol. 39. – P. 46–65.
591. *Wiens J. A.* Spatial scaling in ecology // *Funct. Ecol.* – 1989. – Vol. 3. – P. 385–397.
592. *Wise D.H.* *Spiders in Ecological Webs.* – Cambridge University Press, Cambridge. – 1993. – 328 p.

593. *Wise D.H.* Food limitation of the spider *Linyphia marginata* experimental field studies // *Ecology*. – 1975. – Vol. 56. – P. 637–646.
594. *Wise D.H.* Effects of an experimental increase in prey abundance upon the reproductive rates of two orb-weaving spider species (Araneae, Araneidae) // *Oecologia*. – 1979. – Vol. 41. – P. 289–300.
595. *Witt P.N.* Introduction : communication in spiders. – *Spider Communication : Mechanisms and Ecological Significance*. – Princeton : Princeton Univ. Press., 1982. – P. 3–14.
596. *Wootton J.T.* Field parameterization and experimental test of the neutral theory of biodiversity // *Nature*. – 2005. – Vol. 33. – P. 309–312.
597. *Wunderlich J.* Uber «Ameisenspinnen» in Mitteleuropa (Arachnida : Araneae) // *Beitr. Araneol.* – 1994. – 4. – S. 447–470.
598. *Young O. P., Edwards G. B.* Spiders in United States field crops and their potential effect on crop pests // *J. Arachnol.* – Vol. 18. – 1990. – P. 1–27.
599. *Ysnel F.* Energy consumption of the orb-weaving spider *Larinioides cornutus* (Araneae, Araneidae) during postembryonic development under different temperature conditions // *Acta Zool. Fenn.* – 1990. – Vol. 190. – P. 409–414.
600. *Ysnel F.* Impact trophique et valeur bioindicatrice d'une population d'Araignees : exemple d'une espece a toile geometrique *Larinioides cornutus* (Araneidae). – These de Doctorat, Universite Rennes I. – 1992. – 217 p.
601. *Ysnel F., Canard A.* Reflexions sur les cycles vitaux des Araignees europeennes; l'exemple des especes a toile geometriques // *Mem. Soc. R. Belge Entomol.* – 1986. – Vol. 33. – P. 213–222.
602. *Ysnel F., Canard A., Tiberghien G.* The shrub layer spider communities : variation of composition and structure of the gorse clump communities in western France // *Proc. 13th Int. Congr. of Arachnology, Geneva, Switzerland, Rev. Suisse Zool. (h.s.)*. – 1995. – Vol. 2. – P. 691–700.
603. *Ysnel F., Ledoux J.C.* Donnees sur le cycle biologique de quelques araignees des terres Australes Francaises, Kerguelen, Crozet // *Proc. 10-eme Colloque Europeen d'Arachnologie, Bull. Soc. Sci. Bretagne. (h.s.)* – 1988. – Vol. 59. – P. 209–221.
604. [http://www.xs4all.nl/\\_Eednieuw/Spiders/Thomisidae/Thomisidae.htm](http://www.xs4all.nl/_Eednieuw/Spiders/Thomisidae/Thomisidae.htm)
605. [http://www.xs4all.nl/\\_Eednieuw/Spiders/ArgiopeBruennichi.html](http://www.xs4all.nl/_Eednieuw/Spiders/ArgiopeBruennichi.html)
606. [http://www.mir\\_paukov/spiders.nnov.ru/SP/sp\\_silk.shtm](http://www.mir_paukov/spiders.nnov.ru/SP/sp_silk.shtm)
607. <http://www.ufsia.ac.be/Arachnology/Arachnology.html>
608. <http://www.ufsia.ac.be/Arahnology/Pages/Documents/Spriggs.html>
609. <http://www.Hobo Spider Facts and Information from Big H Products.htm>
610. <http://www.Salticid Page of David Edwin Hill.htm>

# АЛФАВІТНИЙ ПОКАЖЧИК ЛАТИНСЬКИХ НАЗВ ТВАРИН

- Abacoproeces saltuum*, 98, 146, 149, 154, 160, 163, 169, 174, 198, 199, 202, 230, 237
- Achaearanea lunata*, 93
- Achaearanea simulans*, 94
- Achaearanea tabulata*, 94
- Aelurillus v-insignitus*, 138, 184, 187, 188, 195, 229, 239
- Agalenatea redii*, 109
- Agelena labyrinthica*, 39, 118
- Agroeca brunnea*, 123, 209, 214, 232, 236, 258
- Agroeca cuprea*, 123, 150, 155, 170, 174, 199, 204, 230, 238, 259
- Agroeca lusatica*, 123
- Agyneta conigera*, 98
- Allagelena gracilens*, 119
- Alopecosa cursor*, 113
- Alopecosa pulverulenta*, 113, 149, 152, 153, 154, 163, 166, 169, 174, 215, 218, 230, 238, 258
- Alopecosa striatipes*, 113, 160, 209, 214, 232, 237
- Alopecosa sulzeri*, 113, 163, 166, 169, 174, 199, 205, 230, 237
- Alopecosa taeniopus*, 114, 163, 174, 187, 193, 229, 239
- Alopecosa trabalis*, 114, 163, 166, 174, 187, 229, 239
- Anguliphantes angulipalpis*, 98, 149, 154, 169, 174, 198, 199, 203, 230, 236
- Anyphaena accentuata*, 22, 123, 170, 174, 199, 200, 230, 237
- Araneus angulatus*, 109
- Araneus circe*, 109
- Araneus diadematus*, 7, 10, 18, 109
- Araneus pallasi*, 109
- Araneus quadratus*, 13, 109
- Araneus sturmi*, 110
- Araniella cucurbitina*, 110
- Araniella displicata*, 110
- Archaeodictyna consecuta*, 120
- Arctosa cinerea*, 8, 20, 29, 113, 114
- Arctosa leopardus*, 114, 149, 154, 160, 161, 220, 222, 233, 238
- Arctosa lutetiana*, 114, 149, 153, 154, 160, 161, 163, 166, 169, 172, 174, 198, 199, 205, 230, 237, 258
- Arctosa perita*, 114
- Arctosa stigmosa*, 114
- Argenna subnigra*, 120
- Argiope bruennichi*, 7, 10, 13, 19, 24, 110
- Asianellus festivus*, 138, 164, 166, 175, 187, 188, 195, 228, 239, 257
- Atypus muralis*, 21, 90, 162, 165, 166, 169, 174, 175, 187, 188, 229, 239
- Ballus chalybeius*, 138, 199, 237
- Bathypantes approximatus*, 98
- Bathypantes gracilis*, 98
- Bathypantes nigrinus*, 99
- Berlandina cinerea*, 126, 163, 166, 175, 187, 190, 229, 239
- Callilepis nocturna*, 9, 126
- Carrhotus xanthogramma*, 138
- Centromerus capucinus*, 99, 160, 209, 211, 231, 237
- Centromerus prudens*, 99
- Centromerus sylvaticus*, 99, 215, 217, 233, 237
- Ceratinella brevis*, 99, 209, 211, 231, 236
- Cercidia prominens*, 110
- Chalcoscirtus nigrinus*, 138
- Cheiracanthium erraticum*, 122, 187, 189, 228, 239
- Cheiracanthium pennyi*, 122
- Cheiracanthium virescens*, 122
- Cheiracanthium elegans*, 122
- Clubiona caerulescens*, 124, 146, 155, 163, 174, 209, 210, 232, 236
- Clubiona frutetorum*, 124
- Clubiona germanica*, 83, 124
- Clubiona lutescens*, 124, 209, 232, 236
- Clubiona pallidula*, 124, 163, 174, 199, 200, 229, 236
- Clubiona phragmitis*, 6, 29, 124

- Clubiona pseudoneglecta*, 124, 150, 155, 209, 232, 238  
*Clubiona stagnatilis*, 125  
*Clubiona subtilis*, 125  
*Cnephalocotes obscurus*, 99  
*Crustulina albovittata*, 143  
*Crustulina guttata*, 94  
*Cyclosa conica*, 110  
*Cyclosa oculata*, 110  
*Dendryphantès rudis*, 138  
*Dictyna armata*, 120  
*Dictyna arundinacea*, 16, 17, 39, 120  
*Dictyna civica*, 120  
*Dictyna latens*, 120  
*Dictyna uncinata*, 120  
*Dicymbium nigrum*, 99  
*Diplocephalus cristatus*, 100  
*Diplocephalus picinus*, 100, 146, 149, 154, 169, 174, 209, 212, 231, 238, 258  
*Diplostyla concolor*, 100, 146, 147, 154, 160, 161, 163, 169, 174, 209, 212, 230, 237  
*Dipoena torva*, 94  
*Dolomedes plantarius*, 118  
*Drassodes lapidosus*, 126, 150, 153, 155, 163, 166, 175, 187, 191, 230, 239  
*Drassodes lutescens*, 126  
*Drassodes orientalis*, 126  
*Drassodes pubescens*, 126, 150, 155, 163, 175, 220, 233, 238  
*Drassyllus lutetianus*, 127  
*Drassyllus praeficus*, 127, 191  
*Drassyllus pumilus*, 127, 164, 175, 187, 191, 229, 239  
*Drassyllus pusillus*, 127  
*Drassyllus villicus*, 127, 150, 153, 155, 220, 233, 238  
*Drassyllus vinealis*, 127  
*Ebrechtella tricuspidata*, 134  
*Emblyna annulipes*, 120  
*Enoplognatha latimana*, 94  
*Enoplognatha mordax*, 94  
*Enoplognatha ovata*, 94  
*Enoplognatha thoracica*, 94, 149, 154, 160, 163, 174, 215, 219, 231, 238  
*Entelecara acuminata*, 100  
*Episinus truncatus*, 95  
*Eresus kollari*, 18, 21, 23, 55, 93, 187, 189, 190, 229, 239  
*Erigone atra*, 100  
*Erigone dentipalpis*, 55, 100  
*Ero aphaea*, 92  
*Ero furcata*, 9, 92  
*Ero tuberculata*, 92  
*Euryopsis flavomaculata*, 95, 146, 149, 154, 215, 219, 231, 238  
*Evarcha arcuata*, 38, 39, 138  
*Evarcha falcata*, 139  
*Gibbaranea bituberculata*, 111  
*Gibbaranea ullrichi*, 111  
*Gnaphosa dolosa*, 127  
*Gnaphosa moesta*, 128  
*Gnaphosa mongolica*, 128  
*Gnaphosa opaca*, 128  
*Gnaphosa taurica*, 55, 128  
*Gnathonarium dentatum*, 100  
*Gongylidiellum latebricola*, 101  
*Gongylidiellum murcidum*, 101, 163, 174  
*Gongylidium rufipes*, 101  
*Hahnia nava*, 119, 163, 174, 209, 211, 232, 237  
*Hahnia ononidum*, 119, 149, 155, 170, 174, 209, 211, 232, 238  
*Haplodrassus bohemicus*, 128, 164, 175, 187, 228, 239  
*Haplodrassus cognatus*, 128, 170, 175, 199, 201, 230, 237  
*Haplodrassus dalmatensis*, 128, 150, 155, 187, 192, 231, 238  
*Haplodrassus kulczynskii*, 128, 155, 164, 175, 187, 229, 239  
*Haplodrassus signifer*, 129, 187, 192, 228, 239  
*Haplodrassus silvestris*, 129, 146, 150, 155, 160, 164, 166, 170, 175, 179, 199, 231, 237  
*Haplodrassus umbratilis*, 129, 150, 155, 215, 216, 232, 238  
*Harpactea azowensis*, 92, 187  
*Harpactea rubicunda*, 92, 162, 166, 169, 171, 172, 174, 198, 199, 201, 230, 237, 257, 259  
*Heliophanus aeneus*, 139  
*Heliophanus auratus*, 139  
*Heliophanus cupreus*, 139  
*Heliophanus flavipes*, 139

- Heliophanus patagiatus*, 139  
*Helophora insignis*, 101  
*Heriaeus melloteei*, 8, 134  
*Heriaeus setiger*, 134  
*Hypomma bituberculatum*, 101  
*Hypomma cornutum*, 101  
*Hypsosinga heri*, 111  
*Hypsosinga pygmaea*, 111  
*Hypsosinga sanguinea*, 111  
*Keijia tinctoria*, 95  
*Larinioides patagiatus*, 111  
*Larinioides suspicax*, 111  
*Lathys humilis*, 121  
*Lathys stigmatisata*, 121, 163, 174, 187, 189, 229, 239  
*Lepthyphantes leprosus*, 101  
*Linyphia hortensis*, 101  
*Linyphia tenuipalpis*, 102  
*Linyphia triangularis*, 15, 26, 97, 102  
*Lophomma punctatum*, 102  
*Lycosa singoriensis*, 17, 34, 113, 115  
*Macrargus rufus*, 102, 209, 231, 236  
*Mangora acalypha*, 10, 112  
*Marpissa muscosa*, 8, 140, 170, 175, 199, 207, 231, 236  
*Marpissa pomatia*, 140  
*Marpissa radiata*, 140  
*Maso gallicus*, 102  
*Maso sundevalli*, 102  
*Megalepthyphantes pseudocollinus*, 102, 146, 154, 218  
*Meioneta equestris*, 103  
*Meioneta rurestris*, 103, 163, 174, 199, 204, 230, 237  
*Meioneta simplicitarsis*, 103  
*Metellina menegi*, 6, 107  
*Metellina segmentata*, 9, 24, 107  
*Micaria formicaria*, 129  
*Micaria pulicaria*, 129  
*Microlinyphia impigra*, 103  
*Microlinyphia pusilla*, 103  
*Micrommata virescens*, 131  
*Microneta variata*, 103, 163, 174, 199, 203, 228, 229, 237  
*Minicia marginella*, 103  
*Misumena vatia*, 7, 134  
*Mustelicosa dimidiata*, 115  
*Myrmarachne formicaria*, 9, 140  
*Neon rayi*, 140  
*Neoscona adianta*, 112  
*Neottiura bimaculata*, 95  
*Neriere clathrata*, 104, 149, 154, 209, 213, 231, 236  
*Neriere montana*, 104  
*Neriere radiata*, 40, 104  
*Oedothorax apicatus*, 55, 104  
*Oedothorax retusus*, 104  
*Oxyopes heterophthalmus*, 121  
*Oxyopes ramosus*, 121  
*Ozyptila atomaria*, 135, 164, 175, 199, 207, 231, 237  
*Ozyptila brevipes*, 135  
*Ozyptila cf. arctica*, 135, 160, 161, 164, 166, 175, 187, 237  
*Ozyptila claveata*, 135, 164, 166, 175, 187, 196, 229, 239  
*Ozyptila praticola*, 135, 146, 147, 150, 153, 156, 160, 161, 164, 166, 170, 172, 175, 198, 199, 207, 231, 237, 259  
*Ozyptila scabricula*, 135, 150, 156, 187, 188, 196, 229, 239  
*Ozyptila trux*, 135, 150, 152, 153, 156, 220, 222, 223, 231, 232, 238  
*Pachygnatha clercki*, 107  
*Pachygnatha degeeri*, 55, 107  
*Pachygnatha listeri*, 108, 146, 154, 215, 219, 233, 237  
*Panamomops menegi*, 104, 149, 154, 163, 169, 174, 199, 203, 230, 237  
*Parasteatoda tepidariorum*, 95  
*Pardosa agrestis*, 115, 149, 154, 160, 161, 163, 174, 220, 222, 230, 238  
*Pardosa amentata*, 115  
*Pardosa italica*, 115  
*Pardosa luctinosa*, 115  
*Pardosa lugubris*, 115, 146, 147, 149, 152, 153, 154, 160, 161, 163, 165, 166, 169, 172, 174, 175, 176, 198, 199, 205, 230, 237, 259  
*Pardosa nebulosa*, 116  
*Pardosa paludicola*, 116, 149, 152, 153, 154, 160, 161, 220, 233, 238  
*Pardosa prativaga*, 116, 149, 152, 153, 154, 160, 161, 220, 233, 238  
*Pelecopsis elongata*, 104  
*Pelecopsis parallela*, 105

- Philaeus chrysops*, 140  
*Philodromus aureolus*, 132  
*Philodromus cespitum*, 132  
*Philodromus collinus*, 132  
*Philodromus dilutus*, 132  
*Philodromus dispar*, 132  
*Philodromus emarginatus*, 132  
*Philodromus histrio*, 133  
*Philodromus margaritatus*, 133  
*Philodromus rufus*, 133  
*Phlegra fasciata*, 140  
*Pholcus opilionoides*, 91  
*Pholcus phalangioides*, 30, 31, 91  
*Pholcus ponticus*, 30, 91  
*Phrulolithus minimus*, 125, 155  
*Phrulolithus festivus*, 125, 146, 155, 215, 218, 232, 236  
*Pirata hygrophilus*, 116, 146, 147, 153, 154, 163, 165, 166, 169, 171, 172, 174, 175, 215, 219, 233, 237  
*Pirata latitans*, 116, 149, 154  
*Pirata piraticus*, 29, 116  
*Pirata piscatorius*, 117  
*Pisaura mirabilis*, 6, 18, 24, 117, 118, 149, 155, 160, 161, 163, 166, 169, 172, 174, 198, 199, 207, 230, 237, 258  
*Pocadicnemis pumila*, 105  
*Porrhomma convexum*, 105  
*Porrhomma pygmaeum*, 105  
*Pseudeuophrys obsoleta*, 141  
*Pseudicius encarpatus*, 141  
*Robertus lividus*, 95, 215, 230, 237  
*Rugathodes instabilis*, 95  
*Runcinia grammica*, 135  
*Salticus scenicus*, 30, 141  
*Salticus zebraneus*, 141  
*Scotophaeus quadripunctatus*, 129, 150, 155, 199, 202, 232, 238  
*Silometopus reussi*, 105  
*Simitidion simile*, 96  
*Singa hamata*, 28, 112  
*Singa lucina*, 112  
*Singa nitidula*, 112  
*Sitticus ammophilus*, 141  
*Sitticus floricola*, 29, 141  
*Sitticus inopinabilis*, 142  
*Sitticus psammodes*, 141  
*Sitticus pubescens*, 30, 142  
*Sitticus saltator*, 142  
*Sitticus zimmermanni*, 142  
*Steatoda albomaculata*, 96  
*Steatoda bipunctata*, 30, 96  
*Steatoda castanea*, 15, 31, 96  
*Steatoda grossa*, 31, 96  
*Steatoda meridionalis*, 96  
*Steatoda phalerata*, 96, 187, 195, 196, 228, 239  
*Stemonyphantes lineatus*, 105  
*Styloctetor romanus*, 105  
*Synageles subcingulatus*, 142  
*Synema globosum*, 19, 136  
*Tapinocyba insecta*, 105  
*Tegenaria atrica*, 119  
*Tegenaria lapicidarum*, 119, 146, 163, 170, 174, 198, 199, 230, 237  
*Tenuiphantes flavipes*, 106, 146, 154, 160, 163, 169, 171, 172, 174, 198, 199, 203, 230, 237  
*Tetragnatha dearmata*, 108  
*Tetragnatha extensa*, 108  
*Tetragnatha montana*, 108  
*Tetragnatha obtusa*, 108  
*Tetragnatha pinicola*, 108  
*Thanatus arenarius*, 133, 164, 166, 175, 187, 188, 194, 231, 239  
*Thanatus flavidus*, 133  
*Thanatus formicinus*, 133  
*Theridion impressum*, 9, 40, 96  
*Theridion innocuum*, 97  
*Theridion pictum*, 28, 97  
*Theridion sisyphium*, 97  
*Theridion varians*, 26, 97  
*Thomisus onustus*, 136  
*Tibellus maritimus*, 133  
*Tibellus oblongus*, 8, 134  
*Titanoeca schineri*, 121, 149, 155, 220, 222, 223, 232, 233, 238  
*Tmarus piger*, 8, 136  
*Trematocephalus cristatus*, 106  
*Trichoncus affinis*, 106  
*Trichoncus vasconicus*, 106  
*Trochosa robusta*, 117, 271  
*Trochosa ruricola*, 117, 149, 152, 153, 154, 160, 161, 163, 166, 169, 174, 220, 221, 233, 238, 259



- Trochosa terricola*, 117, 146, 147, 149,  
152, 153, 154, 160, 161, 163, 165, 166,  
169, 171, 172, 174, 175, 198, 199, 206,  
230, 237, 259
- Uloborus walckenaerius*, 8, 17, 93
- Walckenaeria alticeps*, 106, 209, 231, 236
- Walckenaeria antica*, 106, 160, 199, 204,  
230, 237
- Walckenaeria atrotibialis*, 106, 163, 174,  
209, 213, 229, 236
- Walckenaeria furcillata*, 107, 149, 154, 169,  
174, 215, 217, 231, 237
- Walckenaeria kochi*, 107
- Xerolycosa miniata*, 55, 117, 149, 154, 187,  
193, 229, 239
- Xysticus cristatus*, 136, 164, 175, 187, 196,  
197, 229, 239
- Xysticus kochi*, 136, 150, 156, 164, 175,  
187, 188, 231, 239
- Xysticus laniо*, 136
- Xysticus luctator*, 136, 146, 147, 150, 156,  
160, 161, 164, 170, 171, 172, 175, 179,  
198, 199, 207, 208, 231, 237
- Xysticus marmoratus*, 137
- Xysticus ninnii*, 137
- Xysticus robustus*, 137, 164, 175, 187, 197,  
229, 239
- Xysticus striatipes*, 137
- Xysticus ulmi*, 137, 150, 156, 160, 209,  
214, 232, 237
- Yllenus arenarius*, 142
- Yllenus vittatus*, 142
- Zelotes aurantiacus*, 129, 170, 175, 199,  
202, 231, 238
- Zelotes caucasicus*, 130, 150, 155, 220,  
223, 232, 233, 238
- Zelotes electus*, 130, 164, 170, 175, 187,  
193, 229, 239, 259
- Zelotes fuscus*, 130
- Zelotes kukushkini*, 27, 130, 150, 155, 160,  
170, 175, 215, 216, 232, 238
- Zelotes longipes*, 130
- Zelotes petrensis*, 130
- Zelotes subterraneus*, 143
- Zilla diodia*, 10, 112
- Zora armillata*, 131
- Zora nemoralis*, 131, 184, 209, 232, 236
- Zora pardalis*, 131
- Zora spinimana*, 131, 146, 150, 156, 164,  
170, 171, 172, 175, 184, 199, 200, 208,  
230, 237, 258, 259

**ЗМІСТ**

<b>ВСТУП .....</b>	<b>3</b>
<b>1. ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ПАВУКІВ.....</b>	<b>5</b>
1.1. Біологічний цикл .....	5
1.2. Біотопічна приуроченість та поведінка павуків.....	7
1.2. Життєві форми павуків .....	31
1.3. Харчування павуків .....	38
1. 4. Павуки урбанізованих територій.....	42
1.5. Павуки як біоіндикатори .....	49
1.5.1. Загальні положення .....	49
1.5.2. Структурні характеристики населення павуків у біоіндикаційних дослідженнях .....	53
1.5.3. Залежність структури населення павуків від типів рослинності.....	58
<b>2. МЕТОДИКА ЗБИРАННЯ МАТЕРІАЛУ .....</b>	<b>59</b>
2.1. Косіння ентомологічним сачком .....	60
2.2. Комбіновані пастки .....	62
2.3. Метод ґрунтових пасток (пастки Барбера) .....	63
2.3.1. Особливості методу .....	63
2.3.2. Конструкція або «дизайн» .....	65
2.3.4. Фіксувальна рідина .....	71
2.3.5. Розташування пасток .....	74
2.4. Біоценометричні проби.....	79
2.5. Метод ручного збирання .....	83
2.6. Стовбурні та підстилкові пастки .....	84
2.7. Особливості збирання павуків .....	84
<b>3. АРАНЕОФАУНА ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....</b>	<b>87</b>
<b>4. АНОТОВАНИЙ ПЕРЕЛІК ПАВУКІВ (ARANEI) ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ .....</b>	<b>91</b>
4.1. Родина АТУРІДАЕ .....	91
4.1.1. <i>Atypus muralis</i> Bertkau, 1890.....	91
4.2. Родина РХОЛЦИДАЕ .....	91
4.2.1. <i>Pholcus opilionoides</i> (Schrank, 1781) .....	92
4.2.2. <i>Pholcus phalangioides</i> (Fuesslin, 1775).....	92
4.2.3. <i>Pholcus ponticus</i> Thorell, 1875 .....	92
4.3. Родина ДИСДЕРИДАЕ.....	92

4.3.1. <i>Harpactea azowensis</i> Charitonov, 1956 .....	93
4.3.2. <i>Harpactea rubicunda</i> (C. L. Koch, 1838) .....	93
<b>4.4. Родина MIMETIDAE .....</b>	<b>93</b>
4.4.1. <i>Ero aphana</i> (Walckenaer, 1802) .....	93
4.4.2. <i>Ero furcata</i> (Villers, 1789) .....	93
4.4.3. <i>Ero tuberculata</i> (De Geer, 1778) .....	93
<b>4.5. Родина ERESIDAE .....</b>	<b>94</b>
4.5.1. <i>Eresus kollari</i> (Oliver, 1789) .....	94
<b>4.6. Родина ULOBORIDAE .....</b>	<b>94</b>
4.6.1. <i>Uloborus walckenaerius</i> Latreille, 1806 .....	94
<b>4.7. Родина THERIDIDAE .....</b>	<b>94</b>
4.7.1. <i>Achaearanea lunata</i> (Clerck, 1757) .....	95
4.7.2. <i>Achaearanea simulans</i> (Thorell, 1875) .....	95
4.7.3. <i>Achaearanea tabulata</i> Levi, 1980 .....	95
4.7.4. <i>Crustulina guttata</i> (Wider, 1834) .....	95
4.7.5. <i>Dipoena torva</i> (Thorell, 1875) .....	95
4.7.6. <i>Enoplognatha latimana</i> Hippa et Oksala, 1982 .....	95
4.7.7. <i>Enoplognatha mordax</i> (Thorell, 1875) .....	95
4.7.8. <i>Enoplognatha ovata</i> (Clerck, 1757) .....	95
4.7.9. <i>Enoplognatha thoracica</i> (Hahn, 1833) .....	96
4.7.10. <i>Epirinus truncatus</i> Latreille, 1809 .....	96
4.7.11. <i>Euryopis flavomaculata</i> (C. L. Koch, 1836) .....	96
4.7.12. <i>Keijia tinctoria</i> (Walckenaer, 1802) .....	96
4.7.13. <i>Neottiura bimaculata</i> (Linnaeus, 1767) .....	96
4.7.14. <i>Parasteatoda tepidariorum</i> (C. L. Koch, 1841) .....	96
4.7.15. <i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836) .....	96
4.7.16. <i>Rugathodes instabilis</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871) .....	96
4.7.17. <i>Simitidion simile</i> (C.L. Koch, 1836) .....	97
4.7.18. <i>Steatoda albomaculata</i> (De Geer, 1778) .....	97
4.7.19. <i>Steatoda bipunctata</i> (Linnaeus, 1758) .....	97
4.7.20. <i>Steatoda castanea</i> (Clerck, 1757) .....	97
4.7.21. <i>Steatoda grossa</i> (C. L. Koch, 1838) .....	97
4.7.22. <i>Steatoda meridionalis</i> (Kulczyn'ski, 1894) .....	97
4.7.23. <i>Steatoda phalerata</i> (Panzer, 1801) .....	97
4.7.24. <i>Theridion impressum</i> L. Koch, 1881 .....	97
4.7.25. <i>Theridion innocuum</i> Thorell, 1875 .....	98
4.7.26. <i>Theridion pictum</i> (Walckenaer, 1802) .....	98
4.7.27. <i>Theridion sisyphium</i> (Clerck, 1757) .....	98
4.7.28. <i>Theridion varians</i> Hahn, 1833 .....	98
<b>4.8. Родина LINYPHIIDAE .....</b>	<b>98</b>
4.8.1. <i>Abacoproeces saltuum</i> (L. Koch, 1872) .....	99
4.8.2. <i>Agyreta conigera</i> (O. Pickard-Cambridge, 1863) .....	99
4.8.3. <i>Anguliphantes angulipalpis</i> (Westring, 1851) .....	99
4.8.4. <i>Bathypantes approximatus</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871) .....	99
4.8.5. <i>Bathypantes gracilis</i> (Blackwall, 1841) .....	99
4.8.6. <i>Bathypantes nigrinus</i> (Westring, 1851) .....	100
4.8.7. <i>Centromerus capucinus</i> (Simon, 1884) .....	100
4.8.8. <i>Centromerus prudens</i> (O. Pickard-Cambridge, 1873) .....	100

4.8.9. <i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841) .....	100
4.8.10. <i>Ceratinella brevis</i> (Wider, 1834).....	100
4.8.11. <i>Cnephalocotes obscurus</i> (Blackwall, 1834).....	100
4.8.12. <i>Dicymbium nigrum</i> (Blackwall, 1834).....	100
4.8.13. <i>Diplocephalus cristatus</i> (Blackwall, 1833) .....	101
4.8.13. <i>Diplocephalus picinus</i> (Blackwall, 1841) .....	101
4.8.14. <i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834).....	101
4.8.15. <i>Entelecara acuminata</i> (Wider, 1834) .....	101
4.8.16. <i>Erigone atra</i> Blackwall, 1833 .....	101
4.8.17. <i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834) .....	101
4.8.18. <i>Gnathonarium dentatum</i> (Wider, 1834).....	101
4.8.19. <i>Gongyliellum latebricola</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871).....	102
4.8.20. <i>Gongyliellum murcidum</i> Simon, 1884 .....	102
4.8.21. <i>Gongylidium rufipes</i> (Linnaeus, 1758).....	102
4.8.22. <i>Helophora insignis</i> (Blackwall, 1841) .....	102
4.8.23. <i>Hypomma bituberculatum</i> (Wider, 1834).....	102
4.8.25. <i>Hypomma cornutum</i> (Blackwall, 1833).....	102
4.8.26. <i>Lepthyphantes leprosus</i> (Ohlert, 1865).....	102
4.8.27. <i>Linyphia hortensis</i> Sundevall, 1830.....	102
4.8.28. <i>Linyphia tenuipalpis</i> Simon, 1884 .....	103
4.8.29. <i>Linyphia triangularis</i> (Clerck, 1757) .....	103
4.8.30. <i>Lophomma punctatum</i> (Blackwall, 1841) .....	103
4.8.31. <i>Macrargus rufus</i> (Wider, 1834) .....	103
4.8.32. <i>Maso gallicus</i> Simon, 1894 .....	103
4.8.33. <i>Maso sundevalli</i> (Westring, 1851) .....	103
4.8.34. <i>Megalepthyphantes pseudocollinus</i> Saaristo, 1997 .....	103
4.8.35. <i>Meioneta equestris</i> (L. Koch, 1881).....	104
4.8.36. <i>Meioneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836).....	104
4.8.37. <i>Meioneta simplicitarsis</i> (Simon, 1884).....	104
4.8.38. <i>Microlinyphia impigra</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871) .....	104
4.8.39. <i>Microlinyphia pusilla</i> (Sundevall, 1830).....	104
4.8.40. <i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841) .....	104
4.8.41. <i>Minicia marginella</i> (Wider, 1834) .....	104
4.8.42. <i>Neriere clathrata</i> (Sundevall, 1830).....	105
4.8.43. <i>Neriere montana</i> (Clerk, 1757).....	105
4.8.44. <i>Neriere radiata</i> (Walckenaer, 1842) .....	105
4.8.45. <i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850).....	105
4.8.46. <i>Oedothorax retusus</i> (Westring, 1851) .....	105
4.8.47. <i>Panamomops mengei</i> Simon, 1926.....	105
4.8.48. <i>Pelecopsis elongata</i> (Wider, 1834).....	105
4.8.49. <i>Pelecopsis parallela</i> (Wider, 1834).....	106
4.8.50. <i>Pocadicnemis pumila</i> (Blackwall, 1841) .....	106
4.8.51. <i>Porrhomma convexum</i> (Westring, 1851) .....	106
4.8.52. <i>Porrhomma pygmaeum</i> (Blackwall, 1834).....	106
4.8.53. <i>Silometopus reussi</i> (Thorell, 1871).....	106
4.8.54. <i>Stemonyphantes lineatus</i> (Linnaeus, 1758).....	106
4.8.55. <i>Styloctetor romanus</i> (O. Pickard-Cambridge, 1872).....	106
4.8.56. <i>Tapinocyba insecta</i> (L. Koch, 1869) .....	106
4.8.57. <i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854) .....	107
4.8.58. <i>Trematocephalus cristatus</i> (Wider, 1834).....	107

4.8.59. <i>Trichoncus affinis</i> Kulczyn'ski, 1894 .....	107
4.8.60. <i>Trichoncus vasconicus</i> Denis, 1944 .....	107
4.8.61. <i>Walckenaeria alticeps</i> (Denis, 1952) .....	107
4.8.62. <i>Walckenaeria antica</i> (Wider, 1834) .....	107
4.8.63. <i>Walckenaeria atrotibialis</i> (O. Pickard-Cambridge, 1878) .....	107
4.8.64. <i>Walckenaeria furcillata</i> (Menge, 1869) .....	108
4.8.65. <i>Walckenaeria kochi</i> (O. Pickard-Cambridge, 1872) .....	108
<b>4.9. Родина TETRAGANTHIDAE .....</b>	<b>108</b>
4.9.1. <i>Metellina mengei</i> (Blackwall, 1870) .....	108
4.9.2. <i>Metellina segmentata</i> (Clerck, 1757) .....	108
4.9.3. <i>Pachygnatha clercki</i> Sundevall, 1823 .....	108
4.9.4. <i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830 .....	108
4.9.5. <i>Pachygnatha listeri</i> Sundevall, 1830 .....	109
4.9.6. <i>Tetragnatha dearmata</i> Thorell, 1873 .....	109
4.9.7. <i>Tetragnatha extensa</i> (Linnaeus, 1758) .....	109
4.9.8. <i>Tetragnatha montana</i> Simon, 1874 .....	109
4.9.10. <i>Tetragnatha obtusa</i> C. L. Koch, 1837 .....	109
4.9.11. <i>Tetragnatha pinicola</i> L. Koch, 1870 .....	109
<b>4.10. Родина ARANEIDAE .....</b>	<b>109</b>
4.10.1. <i>Agalenatea redii</i> (Scopoli, 1763) .....	110
4.10.2. <i>Araneus angulatus</i> Clerck, 1757 .....	110
4.10.2. <i>Araneus circe</i> (Audouin 1826) .....	110
4.10.3. <i>Araneus diadematus</i> Clerck, 1757 .....	110
4.10.4. <i>Araneus pallasi</i> (Thorell, 1875) .....	110
4.10.5. <i>Araneus quadratus</i> Clerck, 1757 .....	110
4.10.6. <i>Araneus sturmi</i> (Hahn, 1831) .....	111
4.10.7. <i>Araniella cucurbitina</i> (Clerck, 1757) .....	111
4.10.8. <i>Araniella displicata</i> (Hentz, 1847) .....	111
4.10.9. <i>Argiope bruennichi</i> (Scopoli, 1772) .....	111
4.10.10. <i>Cercidia prominens</i> (Westring, 1851) .....	111
4.10.11. <i>Cyclosa conica</i> (Pallas, 1772) .....	111
4.10.12. <i>Cyclosa oculata</i> (Walckenaer, 1802) .....	111
4.10.13. <i>Gibbaranea bituberculata</i> (Walckenaer, 1802) .....	112
4.10.14. <i>Gibbaranea ullrichi</i> (Hahn, 1835) .....	112
4.10.15. <i>Hypsosinga heri</i> (Hahn, 1831) .....	112
4.10.16. <i>Hypsosinga pygmaea</i> (Sundevall, 1831) .....	112
4.10.17. <i>Hypsosinga sanguinea</i> (C. L. Koch, 1844) .....	112
4.10.18. <i>Larinioides patagiatus</i> (Clerck, 1757) .....	112
4.10.19. <i>Larinioides suspicax</i> (O. P.-Cambridge, 1876) .....	112
4.10.20. <i>Mangora acalypha</i> (Walckenaer, 1802) .....	113
4.10.21. <i>Neoscona adianta</i> (Walckenaer, 1802) .....	113
4.10.22. <i>Singa hamata</i> (Clerck, 1757) .....	113
4.10.23. <i>Singa lucina</i> (Audouin, 1826) .....	113
4.10.24. <i>Singa nitidula</i> C. L. Koch, 1844 .....	113
4.10.25. <i>Zilla diodia</i> (Walckenaer, 1802) .....	113
<b>4. 11. Родина LYCOSIDAE .....</b>	<b>114</b>
4.11.1. <i>Alopecosa cursor</i> (Hahn, 1831) .....	114
4.11.2. <i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757) .....	114

4.11.3. <i>Alopecosa striatipes</i> (C. L. Koch, 1839).....	114
4.11.4. <i>Alopecosa sulzeri</i> (Pavesi, 1873).....	114
4.11.5. <i>Alopecosa taeniopus</i> (Kulczyn'ski, 1895).....	115
4.11.6. <i>Alopecosa trabalis</i> (Clerck, 1757).....	115
4.11.7. <i>Arctosa cinerea</i> (Fabricius, 1777).....	115
4.11.8. <i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833).....	115
4.11.9. <i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876).....	115
4.11.10. <i>Arctosa perita</i> (Latreille, 1799).....	115
4.11.11. <i>Arctosa stigmata</i> (Thorell, 1875).....	115
4.11.12. <i>Lycosa singoriensis</i> (Laxmann, 1770).....	116
4.11.13. <i>Mustelicosa dimidiata</i> (Thorell, 1875).....	116
4.11.14. <i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861).....	116
4.11.15. <i>Pardosa amentata</i> (Clerck, 1757).....	116
4.11.16. <i>Pardosa italica</i> Tongiorgi, 1966.....	116
4.11.17. <i>Pardosa luctinosa</i> Simon, 1876.....	116
4.11.18. <i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802).....	116
4.11.19. <i>Pardosa nebulosa</i> (Thorell, 1872).....	117
4.11.20. <i>Pardosa paludicola</i> (Clerck, 1757).....	117
4.11.21. <i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870).....	117
4.11.22. <i>Pirata hygrophilus</i> Thorell, 1872.....	117
4.11.23. <i>Pirata latitans</i> (Blackwall, 1841).....	117
4.11.24. <i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757).....	117
4.11.25. <i>Pirata piscatorius</i> (Clerck, 1757).....	118
4.11.26. <i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876).....	118
4.11.27. <i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778).....	118
4.11.28. <i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856.....	118
4.11.29. <i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834).....	118
<b>4. 12. Родина PISAURIDAE .....</b>	<b>118</b>
4.12.1. <i>Dolomedes plantarius</i> (Clerck, 1757).....	119
4.12.2. <i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757).....	119
<b>4. 13. Родина AGELENIDAE .....</b>	<b>119</b>
4.13.1. <i>Agelena labyrinthica</i> (Clerck, 1757).....	119
4.13.2. <i>Allagelena gracilens</i> (C. L. Koch, 1841).....	120
4.13.3. <i>Tegenaria atrica</i> C.L. Koch, 1843.....	120
4.13.3. <i>Tegenaria lapicidarum</i> Spassky, 1934.....	120
<b>4. 14. Родина HAHNIIDAE.....</b>	<b>120</b>
4.14.1. <i>Hahnia nava</i> (Blackwall, 1841).....	120
4.14.2. <i>Hahnia onnidum</i> Simon, 1875.....	120
<b>4. 15. Родина DICTYNIDAE.....</b>	<b>120</b>
4.15.1. <i>Archaeodictyna consecuta</i> (O. Pickard-Cambridge, 1872).....	121
4.15.2. <i>Argenna subnigra</i> (O. Pickard-Cambridge, 1861).....	121
4.15.3. <i>Dictyna armata</i> Thorell, 1875.....	121
4.15.4. <i>Dictyna arundinacea</i> (Linnaeus, 1758).....	121
4.15.5. <i>Dictyna civica</i> (Lucas, 1850).....	121
4.15.6. <i>Dictyna latens</i> (Fabricius, 1775).....	121
4.15.7. <i>Dictyna uncinata</i> Thorell, 1856.....	121
4.15.8. <i>Emblyna annulipes</i> (Blackwall, 1846).....	121
4.15.9. <i>Lathys humilis</i> (Blackwall, 1855).....	122
4.15.10. <i>Lathys stigmatisata</i> (Menge, 1869).....	122

<b>4.16. Родина TITANOECIDAE</b> .....	<b>122</b>
4.16.1. <i>Titanoeca schineri</i> L. Koch, 1872 .....	122
<b>4. 17. Родина OXYOPIDAE</b> .....	<b>122</b>
4.17.1. <i>Oxyopes heterophthalmus</i> (Latreille, 1804) .....	122
4.17.2. <i>Oxyopes ramosus</i> (Martini, Goeze, 1778) .....	122
<b>4. 18. Родина MITURGIDAE</b> .....	<b>123</b>
4.18.1. <i>Cheiracanthium elegans</i> Thorell, 1875 .....	123
4.18.2. <i>Cheiracanthium erraticum</i> (Walckenaer, 1802) .....	123
4.18.3. <i>Cheiracanthium pennyi</i> O. Pickard-Cambridge, 1873 .....	123
4.18.4. <i>Cheiracanthium virescens</i> (Sundevall, 1832) .....	123
<b>4. 19. Родина ANYPHAENIDAE</b> .....	<b>123</b>
4.19.1. <i>Anyphaena accentuata</i> (Walckenaer, 1802) .....	124
<b>4. 20. Родина LIOCRANIDAE</b> .....	<b>124</b>
4.20.1. <i>Agroeca brunnea</i> (Blackwall, 1833) .....	124
4.20.2. <i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873 .....	124
4.20.3. <i>Agroeca lusatica</i> (L. Koch, 1875) .....	124
<b>4.21. Родина CLUBIONIDAE</b> .....	<b>125</b>
4.21.1. <i>Clubiona caerulescens</i> L. Koch, 1867 .....	125
4.21.2. <i>Clubiona frutetorum</i> L. Koch, 1867 .....	125
4.21.3. <i>Clubiona germanica</i> Thorell, 1871 .....	125
4.21.4. <i>Clubiona lutescens</i> Westring, 1851 .....	125
4.21.5. <i>Clubiona pallidula</i> (Clerck, 1757) .....	125
4.21.6. <i>Clubiona phragmitis</i> C. L. Koch, 1843 .....	125
4.21.7. <i>Clubiona pseudoneglecta</i> Wunderlich, 1994 .....	126
4.21.8. <i>Clubiona stagnatilis</i> Kulczyn'ski 1897 .....	126
4.21.8. <i>Clubiona subtilis</i> L. Koch, 1867 .....	126
<b>4.22. Родина CORINNIDAE</b> .....	<b>126</b>
4.22.1. <i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835) .....	126
4.22.2. <i>Phrurolithus minimus</i> C. L. Koch, 1839 .....	126
<b>4.23. Родина GNAPHOSIDAE</b> .....	<b>126</b>
4.23.1. <i>Berlandina cinerea</i> (Menge, 1872) .....	127
4.23.2. <i>Callilepis nocturna</i> (Linnaeus, 1758) .....	127
4.23.3. <i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802) .....	127
4.23.4. <i>Drassodes lutescens</i> (C. L. Koch, 1839) .....	127
4.23.5. <i>Drassodes orientalis</i> (L. Koch, 1866) .....	127
4.23.6. <i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856) .....	128
4.23.7. <i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866) .....	128
4.23.8. <i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866) .....	128
4.23.9. <i>Drassyllus pumilus</i> (C.L. Koch, 1839) .....	128
4.23.10. <i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833) .....	128
4.23.11. <i>Drassyllus villicus</i> (Thorell, 1975) .....	128
4.23.12. <i>Drassyllus vinealis</i> (Kulczyn'ski, 1897) .....	128
4.23.13. <i>Gnaphosa dolosa</i> Herman, 1879 .....	128
4.23.14. <i>Gnaphosa moesta</i> Thorell, 1875 .....	129
4.23.15. <i>Gnaphosa mongolica</i> Simon, 1895 .....	129
4.23.16. <i>Gnaphosa opaca</i> (O. Herman, 1879) .....	129
4.23.17. <i>Gnaphosa taurica</i> Thorell, 1875 .....	129

4.23.18. <i>Haplodrassus bohemicus</i> Miller et Buchar, 1977 .....	129
4.23.19. <i>Haplodrassus cognatus</i> (Westring, 1861).....	129
4.23.20. <i>Haplodrassus dalmatensis</i> (L. Koch, 1866) .....	129
4.23.21. <i>Haplodrassus kulczynskii</i> Lohmander, 1942 .....	129
4.23.21. <i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839).....	130
4.23.23. <i>Haplodrassus silvestris</i> (Blackwall, 1833) .....	130
4.23.25. <i>Haplodrassus umbratilis</i> (L. Koch, 1866).....	130
4.23.26. <i>Micaria formicaria</i> (Sundevall, 1831).....	130
4.23.27. <i>Micaria pulicaria</i> (Sundevall, 1831).....	130
4.23.28. <i>Scotophaeus quadripunctatus</i> (Linnaeus, 1758).....	130
4.23.29. <i>Zelotes aurantiacus</i> Miller, 1967 .....	130
4.23.30. <i>Zelotes caucasicus</i> (L. Koch, 1866).....	131
4.23.31. <i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839).....	131
4.23.32. <i>Zelotes fuscus</i> (Thorell, 1875) .....	131
4.23.33. <i>Zelotes kukushkini</i> Kovblyuk, 2006.....	131
4.23.34. <i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866).....	131
4.23.35. <i>Zelotes petrensis</i> (C. L. Koch, 1839).....	131
<b>4.24. Родина ZORIDAE.....</b>	<b>131</b>
4.24.1. <i>Zora armillata</i> Simon, 1878 .....	132
4.24.2. <i>Zora nemoralis</i> (Blackwall, 1861).....	132
4.24.3. <i>Zora pardalis</i> Simon, 1878.....	132
4.24.4. <i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833).....	132
<b>4.25. Родина SPARASSIDAE.....</b>	<b>132</b>
4.25.1. <i>Micrommata virescens</i> (Clerck, 1757) .....	132
<b>4.26. Родина PHILODROMIDAE.....</b>	<b>133</b>
4.26.1. <i>Philodromus aureolus</i> (Clerck, 1757) .....	133
4.26.2. <i>Philodromus cespitum</i> (Walckenaer, 1802).....	133
4.26.3. <i>Philodromus collinus</i> C. L. Koch, 1835 .....	133
4.26.4. <i>Philodromus dilutus</i> Thorell, 1875 .....	133
4.26.5. <i>Philodromus dispar</i> Walckenaer, 1826.....	133
4.26.6. <i>Philodromus emarginatus</i> (Schrank, 1803).....	133
4.26.7. <i>Philodromus histrio</i> (Latreille, 1819).....	134
4.26.8. <i>Philodromus margaritatus</i> (Clerck, 1757).....	134
4.26.9. <i>Philodromus rufus</i> Walckenaer, 1826 .....	134
4.26.10. <i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872 .....	134
4.26.11. <i>Thanatus flavidus</i> Simon, 1875 .....	134
4.26.12. <i>Thanatus formicinus</i> (Clerck, 1757) .....	134
4.26.13. <i>Tibellus maritimus</i> (Menge, 1875).....	134
4.26.14. <i>Tibellus oblongus</i> (Walckenaer, 1802).....	135
<b>4.27. Родина THOMISIDAE.....</b>	<b>135</b>
4.27.1. <i>Ebrechtella tricuspidata</i> (Fabricius, 1775) .....	135
4.27.2. <i>Heriaeus melloteei</i> Simon, 1886.....	135
4.27.3. <i>Heriaeus setiger</i> (O. Pickard-Cambridge, 1872).....	135
4.27.4. <i>Misumena vatia</i> (Clerck, 1757).....	135
4.27.5. <i>Ozyptila</i> cf. <i>arctica</i> Kulczyn'ski, 1908 .....	136
4.27.6. <i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801).....	136
4.27.7. <i>Ozyptila brevipes</i> (Hahn, 1826) .....	136
4.27.8. <i>Ozyptila claveata</i> (Walckenaer, 1937).....	136
4.27.9. <i>Ozyptila praticola</i> (C. L. Koch, 1837) .....	136



4.27.10. <i>Ozyptila scabricula</i> (Westring, 1851).....	136
4.27.11. <i>Ozyptila trux</i> (Blackwall, 1846).....	136
4.27.12. <i>Runcinia grammica</i> (C. L. Koch, 1837).....	136
4.27.13. <i>Synema globosum</i> (Fabricius, 1775).....	137
4.27.14. <i>Thomisus onustus</i> Walckenaer, 1805.....	137
4.27.15. <i>Tmarus piger</i> (Walckenaer, 1802).....	137
4.27.16. <i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757).....	137
4.27.17. <i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872.....	137
4.27.18. <i>Xysticus lanio</i> C. L. Koch, 1835.....	137
4.27.19. <i>Xysticus luctator</i> L. Koch, 1870.....	137
4.27.20. <i>Xysticus marmoratus</i> Thorell, 1875.....	138
4.27.21. <i>Xysticus ninnii</i> Thorell, 1872.....	138
4.27.22. <i>Xysticus robustus</i> (Hahn, 1832).....	138
4.27.23. <i>Xysticus striatipes</i> L. Koch, 1870.....	138
4.27.24. <i>Xysticus ulmi</i> (Hahn, 1831).....	138
<b>4.28. Родина SALTICIDAE .....</b>	<b>138</b>
4.28.1. <i>Aelurillus v-insignitus</i> (Clerck, 1757).....	139
4.28.2. <i>Asianellus festivus</i> (C. L. Koch, 1834).....	139
4.28.3. <i>Ballus chalybeius</i> (Walckenaer, 1802).....	139
4.28.4. <i>Chalcoscirtus nigrinus</i> (Thorell, 1875).....	139
4.28.5. <i>Carrhotus xanthogramma</i> (Latreille, 1819).....	139
4.28.6. <i>Dendryphantès rudis</i> (Sundevall, 1833).....	139
4.28.7. <i>Evarcha arcuata</i> (Clerck, 1757).....	139
4.28.8. <i>Evarcha falcata</i> (Clerck, 1757).....	140
4.28.9. <i>Heliophanus aeneus</i> (Hahn, 1832).....	140
4.28.10. <i>Heliophanus auratus</i> C. L. Koch, 1835.....	140
4.28.11. <i>Heliophanus cupreus</i> (Walckenaer, 1802).....	140
4.28.12. <i>Heliophanus flavipes</i> (Hahn, 1832).....	140
4.28.13. <i>Heliophanus patagiatus</i> Thorell, 1875.....	140
4.28.14. <i>Marpissa muscosa</i> (Clerck, 1757).....	141
4.28.15. <i>Marpissa pomatia</i> (Walckenaer, 1802).....	141
4.28.16. <i>Marpissa radiata</i> (Grube, 1859).....	141
4.28.17. <i>Myrmarachne formicaria</i> (De Geer, 1778).....	141
4.28.18. <i>Neon rayi</i> (Simon, 1875).....	141
4.28.19. <i>Philaeus chrysops</i> (Poda, 1761).....	141
4.28.20. <i>Phlegra fasciata</i> (Hahn, 1826).....	141
4.28.21. <i>Pseudeuophrys obsoleta</i> (Simon, 1868).....	142
4.28.22. <i>Pseudicius encarpatus</i> (Walckenaer, 1802).....	142
4.28.23. <i>Salticus scenicus</i> (Clerck, 1757).....	142
4.28.24. <i>Salticus zebraneus</i> (C. L. Koch, 1837).....	142
4.28.25. <i>Sitticus ammophilus</i> (Thorell, 1875).....	142
4.28.26. <i>Sitticus psammodes</i> (Thorell, 1875).....	142
4.28.27. <i>Sitticus floricola</i> (C. L. Koch, 1837).....	142
4.28.28. <i>Sitticus inopinabilis</i> Logunov, 1992.....	143
4.28.29. <i>Sitticus pubescens</i> (Fabricius, 1775).....	143
4.28.30. <i>Sitticus saltator</i> (O. Pickard-Cambridge, 1868).....	143
4.28.31. <i>Sitticus zimmermanni</i> (Simon, 1877).....	143
4.28.32. <i>Synageles subcingulatus</i> (Simon, 1878).....	143
4.28.34. <i>Yllenus arenarius</i> Menge in Simon, 1868.....	143

4.28.35. <i>Yllenus vittatus</i> Thorell, 1875 .....	143
<b>4.29. Помилкові та сумнівні вказівки .....</b>	<b>144</b>
4.29.1. <i>Crustulina albovittata</i> (Thorell, 1875).....	144
4.29.2. <i>Zelotes subterraneus</i> (C. L. Koch, 1833) .....	144
<b>5. СТРУКТУРА НАСЕЛЕННЯ ПАВУКІВ ДОЛИННО-ТЕРАСОВОГО ЛАНДШАФТУ .....</b>	<b>145</b>
5.1. Павуки заплави р. Самара .....	146
5.2. Павуки заплави р. Оріль .....	149
5.3. Павуки урочища Круглик.....	155
<b>6. СТРУКТУРА НАСЕЛЕННЯ ПАВУКІВ ПРИВОДОДІЛЬНО-БАЛКОВОГО ЛАНДШАФТУ .....</b>	<b>159</b>
6.1. Байрак Яців Яр .....	159
6.2. Байрак Військовий.....	165
6.3. Порівняльний аналіз угруповань степових та байрачних біогеоценозів.....	170
6.4. Порівняльний аналіз угруповань заплавних та байрачних біогеоценозів .....	1769
<b>7. ЕКОЛОГІЧНІ ГРУПИ ПАВУКІВ - ЕКОМОРФИ.....</b>	<b>179</b>
7.1. Ценоморфи павуків .....	180
7.1.1. Степанти .....	183
7.1.2. Сильванти .....	195
7.1.3. Пратанти-сильванти .....	205
7.1.4. Пратанти .....	211
7.1.5. Палюданти .....	217
7.2. Гігроморфи павуків.....	222
7.2.1. Ксерофіли .....	225
7.2.2. Мезоксерофіли .....	225
7.2.3. Ксеромезофіли.....	226
7.2.4. Мезофіли.....	227
7.2.5. Гігрофіли.....	228
7.2.6. Ультрагігрофіли .....	229
7.3. Трофоценоморфи павуків .....	229
7.3.1. Олігомезотрофи .....	233
7.3.2. Мезотрофи .....	233
7.3.3. Мегамезотрофи .....	234
7.3.4. Мезомегатрофи .....	235
7.3.5. Мегатрофи .....	236
7.4. Екологічна структура населення павуків.....	237
7.5. Синекологічні характеристики угруповань павуків .....	240
7.6. Факторний аналіз екологічної матриці угруповань павуків .....	241

7.7. Ієрархічний факторний аналіз екологічної матриці.....	244
<b>8. ОРДИНАЦІЯ ТА СІТЬОВИЙ АНАЛІЗ УГРУПОВАНЬ ПАВУКІВ .....</b>	<b>251</b>
8.1. Сітка як засіб відображення структури угруповання.....	251
8.2. Сітьова структура угруповань павуків .....	252
8.3. TWINSPAN-ординація угруповань павуків .....	256
<b>9. ВІЗУАЛІЗАЦІЯ ФОРМИ УГРУПОВАННЯ ПАВУКІВ.....</b>	<b>261</b>
<b>10. ТЕОРІЯ НЕЙТРАЛЬНОГО РІЗНОМАНІТТЯ ДЛЯ ОПИСАННЯ УГРУПОВАНЬ ПАВУКІВ.....</b>	<b>278</b>
10.1. Принципи теорії нейтральності.....	278
10.2. Описання розподілу видів з погляду теорії нейтральності.....	280
10.3. Фундаментальний параметр розмаїття Хуббелла .....	281
10.4. Характеристики угруповань павуків з боку теорії нейтрального різноманіття .	283
10. 5. Перевірка теорії нейтральності та теорії ніш.....	288
<b>ЛІТЕРАТУРА .....</b>	<b>293</b>
<b>АЛФАВІТНИЙ ПОКАЖЧИК ЛАТИНСЬКИХ НАЗВ ТВАРИН.....</b>	<b>325</b>

Наукове видання

Прокопенко Олена Василівна  
Кунах Ольга Миколаївна  
Жуков Олександр Вікторович  
Пахомов Олександр Євгенійович

**БІОЛОГІЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ УКРАЇНИ.  
ДНІПРОПЕТРОВСЬКА ОБЛАСТЬ.  
ПАВУКИ (ARANEI)**

Монографія

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

Фото на обкладинці – *Mangora acalypha* (Walckenaer, 1802), автор – О. В. Мартинов

Свідоцтво державної реєстрації № ДК 289 від 21.12.2000 р.

---

Підписано до друку 17.07.2010. Формат 70 x 108 <sup>1</sup>/<sub>16</sub>. Папір друкарський. Друк плоский.  
Ум. друк. арк. 30,0. Ум. фарбовідб. 30,7. Обл.-вид. арк. 30,09. Тираж 300 пр. Вид. № 1491.  
Зам. № .

---

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