

праці теріологічної школи, випуск 8

ФАУНА в антропогенному середовищі



Національна академія наук України
Національний науково-природничий музей НАН України
Українське теріологічне товариство



Серія: Праці Теріологічної Школи, випуск 8
Proceedings of the Theriological School, volume 8

www.terioskola.org.ua

ФАУНА В АНТРОПОГЕННОМУ СЕРЕДОВИЦІ

Праці Теріологічної Школи
Випуск 8

(за редакцією Ігоря Загороднюка)

Луганськ — 2006

УДК 59(477)

Фауна в антропогенному середовищі / За редакцією І. Загороднюка. — Луганськ, 2006. — 245 с. (Серія: Праці Теріологічної Школи, випуск 8).

Fauna in anthropogenic environments / Edited by I. Zagorodniuk. Luhansk, 2006, 245 p. (Series: Proceedings of the Theriological School, volume 8).

Випуск присвячено питанням існування та виживання фауни у антропогенно змінному середовищі. Розглянуто різні аспекти вивчення фауни: методологічні питання, огляди адвентивної фауни, поняття синантропів та урбофілів, рівні адаптованості видів до дії антропогенного фактору, тенденції історичних змін фауни, структури і динаміки популяцій, особливості існування видів в урболандшафті та в умовах заповідного режиму, біота яких зазнає опосередкованого антропогенного впливу. В основу випуску покладено статті, підготовлені за результатами роботи XII Теріологічної школи-семінару "Синантропія ссавців та фауна урбоєкосистем".

Інформація про серію "Праці Теріологічної Школи"

Серія "Праці Теріологічної Школи" є виданням Українського теріологічного товариства НАНУ. Серія започаткована 1998 року і зареєстрована як подовжене видання НАН України. Всі видання серії розміщено в електронному вигляді у форматі PDF на web-сайті Українського теріологічного товариства — www.terioshkola.org.ua (розділ "бібліотека"). Головний редактор серії — заступник голови УТТ проф. Ємельянов Ігор Георгійович; Науковий редактор та упорядник видання — Загороднюк Ігор Володимирович

Редакційна колегія серії "Праці Теріологічної Школи"

Волох Анатолій Михайлович — доктор біологічних наук, Мелітополь
Гайченко Віталій Андрійович — доктор біологічних наук, Київ
Годлевська Олена Вікторівна — спеціаліст біології, Київ
Дикий Ігор Васильович — кандидат біологічних наук, Львів
Дулицький Альфред Ізраїлович — кандидат біологічних наук, Сімферополь
Єстаф'єв Ігор Леонідович — кандидат біологічних наук, Сімферополь
Ємельянов Ігор Георгійович — доктор біологічних наук, член-кореспондент НАНУ, Київ
Загороднюк Ігор Володимирович (науковий редактор) — кандидат біологічних наук, Луганськ
Крочко Юлій Іванович — доктор біологічних наук, Ужгород
Лобков Володимир Олексійович — кандидат біологічних наук, Одеса
Постава Томаш — доктор біологічних наук, Краків

Над випуском працювали:

науковий редактор — І. Загороднюк, коректор — Ю. Зізда, редактор Л. Годлевська

- © Національний науково-природничий музей НАН України, 2006
- © Українське теріологічне товариство НАН України, 2006
- © Ігор Загороднюк, 2006: ідея, впорядкування, редагування, верстка

ISBN 966-02-0692-5 (серія)
ISBN 966-02-3986-6 (Випуск 8)

Видання здійснено за сприяння
Наталії Зубицької та екологічної організації "Зелена Планета"

Зміст

Передмова редактора	5
Загальна частина	
<i>Годлевская Е., Вишневский Д., Атамась Н.</i> Синантропизация фауны: вопросы терминологии	6–13
<i>Гулай В.</i> Класифікація тварин за рівнем їх адаптованості до антропогенної трансформації середовища	14–17
<i>Загороднюк І.</i> Адвентивна теріофауна України і значення інвазій в історичних змінах фауни та угруповань	18–47
<i>Селюніна З., Уманець О.</i> Зміни природних комплексів Північного Причорномор'я під впливом природних та антропогенних гідрологічних чинників	48–51
<i>Скороход О., Русіна Л.</i> Поліморфізм забарвлення тварин у місті: огляд теми	52–55
Популяції	
<i>Вишневский Д.</i> Половая структура популяций мелких млекопитающих зоны отчуждения Чернобыльской АЭС	56–58
<i>Волох А., Кашкарёва А.</i> Некоторые особенности эмбрионального развития асканийского благородного оленя (<i>Cervus elaphus</i>)	59–64
<i>Волох А., Янушевская Ю.</i> О сибирском лемминге (<i>Lemmus sibiricus</i>) — обитателе не-трансформированных ландшафтов на Гыданском полуострове	65–70
<i>Дулицький А., Дулицька О.</i> Білка-телеутка та її теперішній статус у Криму	71–74
<i>Жила С.</i> Вовки і дикі собаки: порівняльна екологія, поведінка, менеджмент	75–80
<i>Ковалева О., Бурдо Е., Кобозева Н., Глазко Т.</i> Разнообразие меж- и внутривидовых мутационных спектров у некоторых видов мышевидных грызунов	81–85
<i>Мякушко С., Степаненко М.</i> Зміни вікової структури популяцій двох видів лісових гризунів під час багаторічної динаміки чисельності	86–90
<i>Наглов В.</i> Полевая мышь <i>Apodemus agrarius</i> (Mammalia, Muridae) в Харьковской области	91–99
<i>Ткачук Ю.</i> Современное состояние популяции рыси (<i>Lynx lynx</i>) на Буковине и её зависимость от влияния антропогенного фактора	100–105
Синантропи і свійські ссавці	
<i>Городна О., Маріуца А., Глазко В.</i> Популяційно-генетичні характеристики вівці свійської та барану сніжного за молекулярними маркерами	106–110
<i>Евстафьев И.</i> Мелкие млекопитающие в населенных пунктах Крыма: эколого-фаунистические аспекты	111–119
<i>Загороднюк І.</i> Загибель тварин на дорогах: оцінка впливу автотранспорту на популяції диких і свійських тварин	120–125
<i>Зізда Ю.</i> Оцінки різноманіття кольорових форм вивірки (<i>Sciurus vulgaris</i>) у синантропних і природних місцезнаходженнях Закарпаття	126–132
<i>Саварин А.</i> О поимке белозубки малой в городской черте Гомеля	133–135

<i>Товпинец Н., Евстафьев И., Карасева Е.</i> Склонность к синантропии обыкновенного хомяка (<i>Cricetus cricetus</i>) по наблюдениям в Крыму	136–145
<i>Турчанінова В., Майборода Л.</i> Поширення гельмінтозів у місті Лисичанську та вміст овоцидів у відходах хімічного виробництва	146–150
<i>Черемних Н.</i> Зміни щільності популяцій трьох видів мишоподібних гризунів в урбаністичному градієнті	151–156

Фауна та угруповання

<i>Евстафьев И., Товпинец Н., Леженцев Б., Альянаки Л., Овдиенко Н., Костенко А., Леженцев В.</i> Териофауна и природно-очаговые инфекции в Крыму	157–159
<i>Жила С.</i> Вовк, дикі копитні та велика рогата худоба на півночі Житомирщини: вибірковість хижацтва	160–164
<i>Зенина И.</i> Мелкие млекопитающие трансформированных территорий Центрального Полесья	165–174
<i>Наглов В., Ткач Г., Зоря А.</i> Землеройки Харьковской области, их эктопаразиты и эпизоотическое значение	175–185
<i>Резник А.</i> Питание орлана-белохвоста в Луганской области и роль млекопитающих в спектре его жертв	186–190
<i>Роженко М.</i> Живлення деяких хижих ссавців у антропогенному ландшафті Причорномор'я	191–200
<i>Ружіленко Н.</i> Антропогенний вплив на популяції хижих ссавців в межах території Середнього Придніпров'я	201–205
<i>Сагайдак А., Самчук М.</i> Вплив пірогенних сукцесій на мисливську теріофауну боліт РЛП "Міжрічинський"	206–209
<i>Шпак А.</i> Новые данные относительно фауны рукокрылых Белорусского Поозерья	210–211

Проблеми охорони

<i>Боровик Е.</i> Динамика численности сурка (<i>Marmota bobac</i> Muller, 1776) на территории заповедника «Стрельцовская степь»	212–216
<i>Дулицький А.</i> О некоторых терминах, проблемах и практике заповедного дела	217–222
<i>Каштальян А., Сипко Т., Медведев И.</i> О роли антропогенных факторов в формировании пространственно-временной и поведенческой структуры вольноживущей борисовской популяции зубров	223–231
<i>Парнікоза І.</i> Основні можливості науковців в практичній природоохороні	232–233
<i>Русин М.</i> О некоторых особенностях резерватогенных сукцессий в степных заповедниках (на примере териофауны)	234–239
<i>Тимошенко В.</i> Редкие наземные млекопитающие заповедника Хомутовская степь в условиях антропогенного пресса	240–244

Передмова редактора

Сучасний стан розвитку фауни характеризується небаченими досі масштабами її змін, значною мірою спровокованих найпотужнішим на сьогодні чинником — антропогенним фактором. Ці зміни полягають як у спланованих людиною інтродукціях видів у склад місцевої фауни, так і у природних інвазіях, викликаних руйнацією природних бар'єрів. Іншим потужним чинником є зміни аборигенної фауни, що так само визначаються присутністю людини. Практично кожний вид, кожне фауністичне угруповання і кожна екосистема знаходяться під впливом людської діяльності і мусять пристосовуватися до цього. Стосується це і успішних інвайдерів, які стали невід'ємною частиною синантропних фаун, і тих видів, чие благополуччя визначається відсутністю антропогенного фактору і які включені до червоних списків. Так само не обійшли антропогенні зміни середовища і ті види, які ми сприймали і дотепер сприймаємо як представників найбільш незайманої людиною природи, у тому числі великих хижаків, що також потерпають від антропогенних впливів і змушенні змінювати свою поведінку і просторовий розподіл.

Тема антропогенних змін фауни вже давно актуалізована у багатьох країнах світу. В Україні цьому колу питань присвячено доволі незначну літературу і лише окремі наукові зібрання. Очевидно, що зміни середовища, викликані людиною, у першу чергу, мають позначитися на стані природних популяцій ссавців, які почасти мають ті самі вимоги до середовища, що і людина, і претендують на користування тими самими просторовими і трофічними ресурсами. Конфлікт цей викликаний поведінкою самої людини як головного адвентиста, і подальша доля дикої фауни залежатиме від того, як людина надалі змінюватиме середовище і якою мірою буде враховувати вимоги до цього середовища диких звірів, а також від того, які саме пристосування до дії антропогенного фактора виявляють у себе або вироблять ссавці. Власне, цей комплекс питань і став головною темою 12 Теріологічної школи-семінару, що проходила в Луганську 24–29 листопада 2006 року на базі Луганського національного педагогічного університету імені Тараса Шевченка та його Природничо-географічного факультету.

Цей випуск праць Теріологічної школи містить добірку статей, що представлені за темами доповідей і круглих столів, проведених під час роботи 12-ї школи. Робота над рукописами зайняла шість місяців, і ми тепер маємо змогу тримати в руках це унікальне видання. Вважаю своїм приємним обов'язком згадати імена тих колег, завдяки сприянню яких відбулися ця школа і це видання. Наталія Зубицька, напрочуд тонка і натхненна людина, відома в усіх куточках нашої країни своїми прагненнями зробити здоровішими і людей, і природу, і довкілля, допомогла знайти кошти на проведення Школи і на поліграфічні витрати. Віктор Дрель, декан природничо-географічного факультету і відомий дослідник адвентивної рослинності Луганщини, доклав надзвичайних організаційних зусиль для успішної роботи семінару, еколого-туристичний клуб "Корсак", що об'єднує небайдужих до природи студентів ПГФ, згуртованих два роки тому нашим колегою Олександром Кондратенко, допоміг в організації семінару і впорядкуванні цієї збірки на всіх етапах роботи, оргкомітет 12-ї школи, у складі якого, окрім вже згаданих колег, були Олена Годлевська та Юлія Зізда, які доклали величезних зусиль для того, щоб ця збірка праць була успішно впорядкована, відредагована і видана.

Сподіваюсь, що це видання стане у пригоді всім колегам, які досліджують синантропну та адвентивну фауну, фактори вразливості видів, що вже потрапили на сторінки червоної книги, і фактори успіху тих видів, що входять до переліку карантинних, явища синантропізації фауни та еволюцію складу фауни та її окремих представників.

Ігор Загороднюк, голова Теріологічної школи

УДК 591.52

Синантропизация фауны: вопросы терминологии

Елена Годлевская, Денис Вишнеvский, Наталья Атамась

Синантропізація фауни: питання термінології. — Годлевська О.¹, Вишнеvський Д.², Атамась Н.³ — Проведено аналіз термінології, яка описує результати досліджень фауни в антропогенно трансформованому середовищі у вітчизняній літературі. Термінологічний комплекс на сьогодні включає велику кількість понять. Водночас він характеризується значною нестабільністю: присутні чисельні перекривання та протиріччя. Наявна нестабільність обумовлена декількома причинами, в основі яких знаходяться загальні процеси становлення відносно молодій області науки. До розгляду запропоновано уніфіковане визначення „синантропії” для представників фауни, що базується на поняттях антропогенного середовища та репродуктивного благополуччя популяцій. Наголошується на бажаності для оцінки синантропії використовувати кількісні показники, категорії або бали. Вказується на доцільність використання терміна “синурбізація”.

Ключові слова: синантропізація, синурбізація, фауна, урбозоологія, термінологія.

Адреса: ^{1,3} Інститут зоології ім. І. І. Шмальгаузена НАН України, вул. Хмельницького, 15, м. Київ–30, 01601, Україна. ² ДСНВП “Екоцентр” МНС України, вул. Шкільна, 6, м. Чорнобиль, Київська обл., 03041, Україна. E-mail: ¹ dc@isppe.freenet.kiev.ua, ² den_post@rambler.ru, ³ atsd2000@yandex.ru.

Synanthropization of fauna: terminological questions. — Godlevskaya E. ¹, Vishnevskiy D. ², Atamas N. ³ — A terminology dealing with results of investigations of fauna in human-changed environment in Ukrainian and Russian zoological and ecological literature is analysed. A terminological complex today includes a great number of terms. At the same time it is unstable: there are many spans and contradictions between terms. Present instability has few causes based at general processes of the making of the new field of science. Unified definition of “synanthropy” for faunistic units based on concepts of the environment and reproductive prosperity of populations is suggested for consideration. A desirability to estimate synanthropy quantitatively, with categories or marks is emphasized. An expediency of use of the term “sunurbization” is underlined.

Key words: synanthropization, synurbization, fauna, urban zoology, terminology.

Address: ^{1,3} Schmalhausen Institute of Zoology, Bohdan Khmel'nitsky Str., 15, Kiev–30, 01601, Ukraine. ² SSSIE «Ecocentre», 6 Shkilna str., Chornobyl, Kyivska Province, 03041, Ukraine. E-mail: ¹ dc@isppe.freenet.kiev.ua, ² den_post@rambler.ru, ³ atsd2000@yandex.ru.

Введение

Все больше появляется работ, описывающих наблюдения фауны (в том числе — позвоночных) в антропогенно трансформированных ландшафтах. Увеличение количества таких работ обусловлено взаимосвязанными запросами практики и теории. Кроме того, увеличение трансформации природных экосистем закономерно ведет к увеличению работ, посвященных их изучению. Как справедливо отметила А. С. Шилова (1999), сегодня практически любые натурные исследования описывают измененную человеком среду. Можно предполагать, что в будущем количество таких исследований будет только расти.

Особое место среди антропогенно трансформированных ландшафтов занимают города, представляющие одну из крайних степеней трансформации природных ландшафтов, что делает их «удобным» полигоном для исследований процессов компенсации и приспособления биологических объектов, возможных быстрых микроэволюционных преобразований, изменений норм реакции, толерантности, адаптивных возможностей и диапазонов изменчивости видов фауны.

В одном из наиболее полных обзоров терминологии, используемой для описания фауны в антропогенных ландшафтах в литературе стран прежнего СССР, сделанном В. В. Кучеруком (1988), автор отмечает "полную неопределенность и многочисленные противоречия в терминах и понятиях", связывая ситуацию с небольшим количеством аналитических работ, посвященных проблеме "сожительства диких животных с человеком". Несмотря на то, что за прошедшее с момента выхода работы время интерес к вопросу, несомненно, возрос, и постоянно растет количество работ, ему посвященных, понятийный аппарат до сих пор не является устоявшимся.

В связи с этим, целью данной работы стал анализ терминологии, описывающей результаты исследований фауны антропогенно трансформированной среды, и обозначение проблем, с ней связанных.

Основные группы понятий

Пребывание фауны в антропогенно трансформированных средах обычно описывают с помощью терминологических наборов, отдельно характеризующих фауну и среду. Для описания фауны чаще всего используют два терминологических блока: (1) блок слова «синантроп» — синантропный, синантропизация, синантропия; (2) блок корня «урбо-» — урбанизация, синурбизация (синурбанизация), урбанист, синурбист (синурбанист). Соответственно, для описания среды, в которой преобладают животные, используются понятия агроландшафт, урбоэкосистема, агроценоз и т. д.

Понятия группы «синантроп». Все имеющиеся на сегодня определения центрального термина этой группы — «синантроп» — можно разбить на 5 блоков (табл. 1). Каждый такой блок имеет свой «масштаб» и описывает разную степень взаимодействия вида с человеком и его деятельностью. Несмотря на все разнообразие определений термина, он нередко употребляется без соответствующей расшифровки. Требуется детализации и самое общее определение «синантропа» как вида, связанного с деятельностью человека. В. В. Кучерук (1988) отмечал, что нет животных, которые так или иначе не были бы связаны с деятельностью человека. Сегодня это становится все более очевидным: человек стал реально действующей геологической силой на планете. В этом случае синантропами можно называть всех представителей животного и растительного мира.

Для остальных производных слова «синантроп» особых противоречий в работах не отмечено: синантропизация — процесс, ведущий к приобретению видом или внутривидовой группировкой синантропных свойств; синантропность, синантропизм, синантропия — свойство вида или внутривидовой группировки.

Нужно отметить, что на сегодняшний день предложено несколько классификаций синантропии и видов-синантропов. Например, классификация Б. Клауснитцера (1990) предполагает наличие облигатной, факультативной, непрерывной, временной и частичной форм синантропии; классификация В. В. Кучерука (1988) — облигатную, настоящую, географически ограниченную, экологически ограниченную, внепостроечную и ложную формы; классификация Б. Росицкого, И. Кратохвила (1953, цит. по: Кучерук, 1988) включает эвсинантропов и гемисинантропов.

Таблица 1. Варианты определения термина «синантроп» в зоологических и экологических работах

Table 1. Variants of definition of the term "synanthropic" in zoological and ecological works

Определение	Источник
вид, зависящий от деятельности человека или связанный с ней	Наумов, 1963; Биологические инвазии..., 2004
вид, приспособленный к существованию в трансформированной человеком среде	Гулай, 2001; Гулай, 2005; Сытник и др., 1994; Мусієнко та ін., 2002
вид, тесно связанный с населенными пунктами, с жильем человека	Формозов, 1937; Кучерук, 1988; Реймерс, Яблоков, 1982
вид, не встречаемый нигде, кроме города	Благосклонов, 1980
вид, обитающий на человеке или только рядом с человеком (экто- и эндопаразиты человека)	Строков, 1969

Таблица 2. Варианты определения «урбанизации» в зоологических и экологических работах по отношению к фауне
 Table 2. Variants of definition of the term “urbanization” in zoological and ecological works concerning fauna

Определение	Автор
процесс освоения городов определенными видами фауны	Кошелев и др., 2005; Мельников, 2003; Мусієнко та ін., 2002; Клауснитцер, 1990
процесс освоения фауной жилых и промышленных построек человека, жилых поселков	Белик, 1989

Понятия группы «урбо-». Понятие урбанизация в литературе нередко используют не только как обозначающее социально-культурный процесс, характеризующийся повышением роли городов в жизни общества, развитием их промышленных, культурных, политических функций и притоком населения в города, но и для описания некоего процесса, происходящего с фауной в связи с ее «вселением» в населенные пункты (напр.: Дроздов, 1967; Исаков, 1967; Константинов, Лебедев, 1989; Гавриленко, 1970; Благосклонов, 1991; Делеган, Бондаренко, 1992).

В последнем случае определения данного термина разнятся, главным образом, по размерности и характеру объекта заселения: город или любая застроенная территория (табл. 2).

Использование термина урбанизация в отношении фауны, хотя и получило довольно широкое распространение, семантически, видимо, не может считаться верным в связи с его первичным и основным значением. Некоторые авторы уже указывают на необходимость использования термина «урбанизация» в экологических и зоологических исследованиях только, как описывающего ландшафтные изменения, изменения среды (напр.: Lunjak, 2004).

Нужно отметить, что польскими териологами (Andrzejewski et al., 1978; Babinska-Werka et al., 1979) в свое время был предложен более, на наш взгляд, семантически обоснованный термин — синурбизация. Авторы предложили разграничить понятия синантропизация и синурбизация.

Согласно определению Анджеевского с соавт., «Освобождение популяций от регулирующего влияния экосистемы, адаптация популяций к жизни в специфических условиях города, формирование новых регулирующих механизмов, т. д. может быть определено термином синурбизация — по аналогии с синантропизацией. Последнее означает склонность видов жить в тесной связи с человеком вне зависимости от того, живет ли вид в или вне городов. Первый термин означает тесное взаимодействие вида и очень специфической урбанистической среды. ... Среди видов, подвергающихся синурбизации, имеют место и несинантропные млекопитающие, которые заслуживают особого влияния.» (Andrzejewski et al., 1978: с. 342).

На сегодняшний день в иностранной, в основном в польской, литературе термин «синурбизация» (иногда модифицируемый в «синурбанизацию») используется вполне устойчиво и означает частный случай синантропизации (напр., Rejt et al., 2004; Lunjak, 2004; Dolata et al., 2005). В отечественной литературе термин в исходном, авторском, определении встречается достаточно редко (Бокотей, 1999; Хорняк, 2003); чаще — в совершенно иной трактовке. Так, В. С. Фридман и др. (2000) определяют синурбизацию как стадию, предшествующую синантропизации, называя синурбистами виды, которые, в отличие от синантропов, не переходят к обитанию в районах сплошной застройки. В таком же порядке синурбизация определена К. В. Авиловой (2002) при характеристике видов орнитофауны городов. О. И. Станкевич (2002) рассматривает урбанизацию и синурбизацию как две стадии одного и того же процесса — процесса формирования фауны, в частности — орнитофауны, городов.

Имеется также ряд иных «урбо-» терминов для характеристики видов: например, урбофил и урбанотил. Сходные и, казалось бы, синонимичные термины определяются разномасштабно:

урбофил — «вид, который без помощи человека осваивает город, достигая иногда высокой степени синантропизации; хотя основная масса обитает не в городских условиях» (Благосклонов, 1980);

урбанотил — вид, отдающий предпочтение обитанию в населенных пунктах (Гулай, 2001); уточняется также (Гулай, 2006), что в категорию синантропных животных урбанотилы не входят.

Другие терминологические и классификационные группы. Помимо рассмотренных выше терминов разные авторы в разные годы предлагали еще ряд классификационных групп для описания возможности и характера пребывания животных в антропогенных ландшафтах. Приведем здесь некоторые из них (в хронологическом порядке):

- классификация для видов животных по степени приспособления их к жизни в новых условиях, созданных человеком, сильно отличающихся от природных: *мизантропы, условные синантропы, частичные синантропы, полные, облигатные* (Исаков, 1969);
- классификация животных по отношению к человеку и его хозяйственной деятельности: *животные дикие, полусинантропные, одомашненные, синантропные и домашние* (Строков, 1969);
- категории животных культурных ландшафтов: *животные вобранные и животные приведенные* (Гладков, Рустамов, 1975);
- виды птиц по степени их приспособления к обитанию в городе: *синантропы, урбофилы, урбофобы* (Благосклонов, 1980);
- классификация видов птиц по степени их приспособленности к жизни в городской среде: *сезонные синантропы, пассивные синантропы и начальные, развитые и полные синурбанисты* (Янков, 1983);
- классификационный ряд видов по их отношению к антропогенным ландшафтам, приводимый Б. Клауснитцером (1990) вслед за другими зарубежными авторами: *гемерофилы; гемерофобы; гемеродиафоры*;
- классификация видов животных по их отношению к антропогенной трансформации среды обитания: *синантропы, урбанофилы, антропофилы, антропофобы* (Гулай, 2001);
- категории видов городской фауны: *животные вовлеченные, выпущенные, синурбанисты и синантропы* (Авилова, 2002);
- классификация млекопитающих мегаполиса по их отношению к человеку и городской среде: *синантропы, урбоксены, комменсалы* (Загороднюк, 2003);
- классификация животных по уровню их адаптированности к антропогенной трансформации среды: *синантропы (полусинантропы, синантропы и суперсинантропы), урбанофилы (полуурбофилы, урбофилы и суперурбофилы), антропофилы, антропофобы* (Гулай, 2006).

Помимо приведенных классификационных групп необходимо упомянуть еще одну классификацию — Б. Росицкого, И. Кратохвиля (1953, цит. по: Кучерук, 1988), в дальнейшем детализированную В. Барушем (1980, цит. по: Кучерук, 1988), включающую категории постоянных синантропов (эвсинантропов), полусинантропов (гемисинантропов) и экзоантропов. Эта классификация получила наиболее широкое использование в работах териологов стран бывшего СССР (Соколов, Карасева, 1986; Михайленко, Унтура, 1993; Карасева, Телицина, 1996; Богомоллов и др., 2000; Максимова, Аксенова, 2003); иногда — с некоторыми изменениями (Полушина, 1996). В работах по орнитофауне городов часто используется упомянутая выше классификация птиц К. Н. Благосклонова (напр.: Делеган, Бондаренко, 1992; Талпош, 1996).

Перекрытия и противоречия

При рассмотрении всех терминологических групп можно обнаружить, что одним и тем же терминам авторы дают разные определения (как было указано выше) или же одно и то же явление определяют разными терминами. Так, например, понятия «синантроп» и «урбанист» у разных авторов определяются одинаково — как виды, связанные с населенными пунктами; «антропофил» и «синантроп» оказываются синонимами ввиду определения их как видов, обитающий на человеке или рядом с ним, и так далее.

Характерно, что в русском и украинском языках при словообразовании с использованием корня «урбо-» также имеется несогласованность: урбоэкология пишется как через «о» — урбОэкология, так и через «а» — урбАэкология; соответственно, урбОценоз и урбАценоз (Мусієнко та ін., 2002; Черемних, 2005).

Среди причин появления терминологических противоречий можно выделить следующие.

1. Кажущаяся аксиомность понятий. Часто синантропом называют вид, исходя из простой констатации его нахождения в антропогенной или городской среде. Однако более детальное изучение связи разных видов или популяций животных с антропогенной средой показывают неудовлетворительность такого классифицирования.

2. Работа с разными группами животных. Разные виды характеризуются различными запросами к среде их обитания. Нередко эти запросы трудно «привести к единому знаменателю», что, следовательно, делает затруднительным унификацию определений (например, синантропности) для разных таксономических групп животных — не только представителей разных типов, но и о представителях разных отрядов одного и того же класса.

3. Отсутствие и/или недоступность базовых работ. На сегодняшний день в Украине зоологи могут воспользоваться всего двумя несколькими базовыми работами. Одна из них представлена переводом монографии Б. Клауснитцера (1990); вторая — учебником «Урбоэкология» В. П. Кучерявого (2001), в основе небольшой зоологической части которого лежит обзор Б. Клауснитцера (1990). Еще в одной статье — В. В. Кучерука (1988) — дается наиболее полный обзор терминов, используемых в советской литературе на момент выхода работы. В целом же все терминологические группы, классификации, определения, о которых идет речь в настоящей статье, разнесены по тематическим сборникам статей и тезисов конференций. (Ввиду этого мы отдаем себе отчет в возможной неполноте данного обзора, поскольку с некоторыми работами, на которые ссылаются наши предшественники, нам так и не удалось ознакомиться).

4. Непризнание биологами антропогенной среды как самостоятельного объекта исследования. До определенного времени существовал бинарный подход для определения объекта исследований: или природа, или "не-природа". Причем "не-природа" нередко воспринималась как достаточно патологическое, недробное образование, как источник помех функционированию природной среды.

5. Сложность и разнообразие антропогенной среды. Сложность антропогенной среды хорошо характеризуют города, являющиеся узловыми точками её каркаса и её же продуцирующие (Каганский, 2001). В частности, сложность города как объекта, как среды, атрибутируется, по крайней мере, двумя моментами:

1) внутренними сложностью и разнообразием: город не является цельным и единым, город не является экосистемой в полном понимании этого слова;

2) разнообразием городов, их несводимостью друг к другу даже в пределах одного класса, что обусловлено историческими традициями разных стран; градостроительными традициями и пр.

Сложность и разнообразие городов обуславливают особенности процесса интерпретации результатов урбоэкологических исследований, в том числе их суммирование и обобщение.

Таким образом, антропогенная среда для зоологов во многом остаётся *terra incognita*. При этом она постоянно присутствует в поле зоологических исследований. Отсутствие единой и удобной для использования концепции антропогенной среды приводит к противоречивости и несопоставимости результатов работ. Поэтому создание такой концепции (адаптированной к отечественной практике исследований) является необходимой теоретической задачей.

Синтез

Весь комплекс сред обитания организмов можно более или менее условно поделить на природную и антропогенную. В природной среде, соответственно, преобладают естественные средообразующие процессы; в антропогенной — процессы, инициированные или поддерживаемые человеком. Антропогенная среда, в свою очередь, включает агроэкосистемы, пагоэкосистемы, урбоэкосистемы (Морозова и др., 2003; Основы..., 2005). Агроэкосистемы формируются на территориях, на которых ведется производство сельскохозяйственной продукции; пагоэкосистемы (от *pagus* — область, округ) — в населенных пунктах сельского типа; урбоэкосистемы — в пределах городских территорий (Морозова и др., 2003).

Характерно, что большинство определений синантропии сформулировано на основании особенностей среды обитания организмов, которая характеризуется большими или меньшими антропогенными трансформациями. Следовательно, понятие среды, на наш взгляд, может стать основой для унификации понятий. Несомненно, что явление успешного близкого сосуществования животных и человека достаточно сложно, и характеризуется, видимо, достаточно обширным комплексом различных приспособлений, адаптаций, реакций и т. д. Некоторые авторы совершенно справедливо подчеркивают необходимость рассмотрения явления синантропизации в связи с формированием функциональных и/или причинных связей между животными и антропогенными экосистемами и их элементами (Исаков, 1969; Скильский, 2001). Однако можно предположить, что следствием этих сформировавшихся «удачных» функциональных связей «животное — человек» будет положительное изменение значений показателей репродуктивного благополучия вида или внутривидовой группировки (численности, плотности, выживаемости молодых особей и т. д.).

Таким образом, репродуктивные показатели популяций, удачно «вписавшихся» в антропогенную среду, будут выше или равны таковым популяций, обитающих на неизменных человеком территориях. Примеры можно найти немало как среди млекопитающих, так и среди птиц. Так, например, М. Луняк показал, что разница в плотности популяций одних и тех же видов в городских и природных условиях может достигать 60-кратного значения (Lunjak, 2004).

Таким образом, мы полагаем, что термин «синантроп» может использоваться для тех видов, внутривидовых группировок или видовых комплексов, которые тесно связаны (т. е. находят благоприятную среду, зависят от нее, находят выгоду) с антропогенной средой (включающей агро-, паго- и урбоэкосистемы), состоящей из: (а) измененных человеком систем, которые развиваются под постоянным воздействием человека; (б) постоянно поддерживаемых человеком систем, в которых человек является главным средообразователем.

Для оценки синантропии вида крайне желательно использовать количественные показатели, категории или балы. Для этого могут быть использованы, в частности, индекс степени синантропии вида, предложенный П. Нуортевой, и индекс синантропизации, предложенный В. Едрычковским (Nuorteva, 1963; Jedryczkowski, 1979, цит. по: Клауснитцер, 1990). Указанные индексы с некоторыми модификациями использованы И. В. Скильским (2001) для оценки степени синантропизации орнитофауны г. Черновцы. В случае невозможности оперирования точными количественными данными целесообразно использовать бальную оценку относительной численности, как это сделано И. В. Загороднюком (2003) при описании териофауны Киева. А. Е. Луговым и О. И. Станкевич предложена схема оценки степени синурбизации видов птиц на основании ряда характеристик, отвечающих определенным формам адаптаций. В предложенной схеме степень синурбизации отвечает сумме адаптаций вида (Луговой, Станкевич, 2000, цит. по: Станкевич, 2002).

Что же касается классификаций животных по их «способности» к обитанию в антропогенных средах, то мы считаем целесообразным использование тех из них, которые укладываются в схему, описанную М. Л. Маккини (McKinney, 2006). Этот автор обращает внимание на то, что в градиенте «город — не-город» разные виды, несмотря на разнообразие их реакций, ведут себя в рамках одной из трех стратегий: (1) избегание, (2) приспособление и (3) эксплуатация. Именно в эту схему наилучшим образом укладываются упомянутые классификации Б. Росицкого с И. Кратохвилем и К. Н. Благосклонова, которые, как показано выше, применяются наиболее широко: первая — териологами, вторая — орнитологами. Очевидно, что схема М. Л. Маккини может быть использована для описания фауны не только урбанизированных, но и антропогенных ландшафтов в целом.

Наконец, следует сказать несколько слов об использовании еще одного термина: "синурбизация". В. В. Кучерук (1988) отмечает нецелесообразность введения терминов "синурбизация", или "синурбанизация". Однако, на наш взгляд, использование специального термина, подразумевающего освоение животными города, является в ряде случаев необходимостью, поскольку обозначает вполне самостоятельный процесс, характерный для видов, приспособляющихся к обитанию в отличном от природного ландшафте, характеризующемся вертикальной структурой, «скальностью» и особыми микроклиматическими показателями. На роль этого термина более всего подходит термин «синурбизация».

Заклучение

Разнообразие предлагаемых терминологических групп и классификаций свидетельствует о становлении пока относительно новой области исследований. Однако, на сегодняшний день, очевидными являются: необходимость унификации терминологии; тщательность в ее использовании; нежелательность дальнейшего ее умножения путем введения новых терминов или определений.

Благодарности

Мы искренне благодарны всем коллегам, принявшим активное участие в обсуждение вопросов, затронутых в работе, и внесших ряд конструктивных замечаний по ее содержанию, прежде всего М. Шквыре, И. Загороднюку, Л. Кобзарь, А. Бокотею, Н. Товпинцу, Ю. Куцоконь и В. Негоде.

Литература

- Авилова К. В.* Маленькая страна // Город и природа. — Москва: Изд-во ЦОДП, 2002. — С. 95–180. — (Сер. "Охрана живой природы").
- Белик В. П.* Некоторые вопросы изучения птиц городских ландшафтов // Тезисы докладов научно-практической конференции "Синантропизация животных Северного Кавказа". — Ставрополь, 1989. — С. 16–20.
- Биологические инвазии* в водных и наземных экосистемах. — Москва: КМК, 2004. — 436 с.
- Богомолов П. Л., Тихонова Г. Н., Тихонов И. А., Суров А. В.* Структура города как фактор формирования фауны мелких млекопитающих // Животные в городе. Материалы первой научно-практической конференции. — Москва, 2000. — С. 14–15.
- Бокотей А. А.* Орнітофауна м. Львова: населення, розподіл, динаміка: Автореферат дисертації ... канд. біол. наук. — Варшава, 1999. — 24 с.
- Благосклонов К. Н.* Авифауна большого города и возможности ее преобразования // Экология, география и охрана птиц. — Ленинград, 1980. — С. 144–155.
- Благосклонов К. Н.* Гнездование и привлечение птиц в сады и парки. — Москва: Изд-во МГУ, 1991. — 252 с.
- Гавриленко Н. И.* Позвоночные животные и урбанизация их в условиях города Полтавы. — Харьков: Изд-во Харьковского ун-та, 1970. — 140 с.
- Гладков Н. А., Рустамов А. К.* Животные культурных ландшафтов. — Москва: Мысль, 1975. — 176 с.
- Гулай В. І.* Ступені пристосованості тварин до антропогенної трансформації екосистем // Структура и функциональная роль животного населения в природных и трансформированных экосистемах: Тезисы I международной конференции, 17–20 сентября 2001. — Днепрпетровск: ДНУ, 2001. — С. 11–12.
- Гулай В.* Класифікація тварин за рівнем їх адаптованості до антропогенної трансформації середовища // Фауна в антропогенному середовищі. — Луганськ, 2006. — (этот сборник).
- Делеган І. В., Бондаренко В. Д.* Фауна міських екосистем // Проблеми урбоекології. — Київ, НМК ВО, 1992. — С. 107–123.
- Дроздов Н. Н.* Фауна и население птиц культурных ландшафтов // Орнитология. — 1967. — Вып. 7. — С. 3–46.
- Загороднюк І. В.* Дика теріофауна Києва та його околиць і тенденції її урбанізації // Вестник зоологи. — 2003. — Том 37, № 6. — С. 29–38.
- Исаков Ю. А.* Изменение условий жизни животных в Москве в связи с ростом и благоустройством города // Животное население Москвы и Подмосковья. — Москва, 1967. — С. 74–79.
- Исаков Ю. А.* Процесс синантропизации животных, его последствия и перспективы // Синантропизация и доместикация животного населения. — Москва: Изд-во МГУ, 1969. — С. 3–6.
- Каганский В. Л.* Города как горы — горы как города // Культурный ландшафт и советское обитаемое пространство. — Москва: Новое лит. обозрение, 2001. — С. 96–115.
- Карасева Е. В., Телицына А. Ю.* Методы изучения млекопитающих в полевых условиях. — Москва, 1996. — 240 с.
- Клауснитцер Б.* Экология городской фауны. — Москва: Мир, 1990. — 249 с.
- Константинов В. Н., Лебедев И. Г.* Изменение пространственно-этологической структуры врановых при возращании антропогенных воздействий // Врановые естественных и антропогенных ландшафтах. Материалы 2-го Всесоюзного совещания. — Липецк, 1989. — Часть 1. — С. 84.
- Кошелев А. И., Пересадыко Л. В., Кошелев В. А. и др.* Антропогенная трансформация ландшафтов Северного Приазовья, спады и подъемы численности фоновых видов позвоночных и их воздействие на структуру зооценозов // Биоразнообразие и роль зооценоза в естественных и антропогенных экосистемах. — Днепрпетровск: Изд-во ДНУ, 2005. — С. 123–125.
- Кучерук В. В.* Грызуны — обитатели построек человека и населенных пунктов различных регионов СССР // Общая и региональная териогеография. — Москва: Наука, 1988. — С. 165–237.
- Кучерявий В. П.* Урбоекологія: Підручник. — Львів: Світ, 2001. — 440 с.

- Максимова Е. Р., Аксенова Т. Г. Грызуны незастроенных участков южной части Санкт-Петербурга // Териофауна России и сопредельных территорий (VII съезд териол. общества). — Москва, 2003. — С. 207.
- Мельников В. Н. Хищные птицы в городах Европейского центра России // Животные в городе. Материалы Второй научно-практической конференции. — Москва: ИПЭЭ РАН, 2003. — С. 60–62.
- Михайленко А. Г., Унтура А. А. Видовой состав и численность синантропных грызунов в Молдове // Вестник зоологии. — 1993. — № 1. — С. 37–42.
- Морозова Г. Ю., Злобин Ю. А., Мельник Т. И. Растения в урбанизированной природной среде: формирование флоры, ценогенез и структура популяций // Журнал общей биологии. — 2003. — Том 64, № 2. — С. 166–180.
- Мусієнко М. М., Серебряков В. В., Брайон О. В. Екологія. Охорона природи: Словник-довідник. — Київ: Тов-во "Знання", КОО, 2002. — 550 с.
- Наумов Н. П. Экология животных. — Москва: Высшая школа, 1963. — 618 с.
- Полушина Н. А. Система «город — человек — животное» и ее оптимизация на примере Львова // Урбанізоване навколишнє середовище. — Київ, 1996. — С. 215–219.
- Реймерс Н. Ф., Яблоков А. В. Словарь терминов и понятий, связанных с охраной живой природы. — Москва: Наука, 1982. — 144 с.
- Скільський І. В. О степени синантропизации орнитофауны: подходы, методики, результаты (на примере г. Черновцы) // Беркут. — 2001. — Том 10, вып. 2. — С. 140–152.
- Соколов В. Е., Карасева Е. В. Серая крыса — жизненная форма грызуна-синантропа // Распределение и экология серой крысы. — Москва: Наука, 1986. — С. 6–17.
- Станкевич О. І. Вплив урбанізації на структурно-функціональні характеристики угруповань птахів (на прикладі м. Ужгорода): Автореферат дисертації ... канд. біол. наук. — Ужгород, 2002. — 18 с.
- Строков В. В. Связи животных с человеком и зоогеография // Синантропизация и domestикация животного населения. — Москва: Изд-во Моск. ун-та, 1969. — С. 11–13.
- Сытник К. М., Брайон А. В., Гордецкий А. В., Брайон А. П. Словарь-справочник по экологии. — Киев: Наукова думка, 1994. — 225 с.
- Талпош В. С. Сучасний стан орнитофауни м. Тернопіль та її охорона // Урбанізація та навколишнє середовище. — Київ, 1996. — С. 154–157.
- Формозов А. Н. Об освоении фауны наземных позвоночных и вопросах ее реконструкции // Зоологический журнал. — 1937. — Том 16, вып. 3. — С. 407–442.
- Фриджман В. С., Кавтарадзе Д. Н., Симкиным Г. Н. Города как арены микроэволюционных процессов (чем обеспечивается устойчивость популяций в нестабильной, мозаичной и изменчивой среде?) // Экополис 2000: экология и устойчивое развитие города. — Москва: Изд-во РАМН, 2000. — С. 162–170.
- Хорняк М. Синурбізація припутня (*Columba palumbus* L.) у м. Львові // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. — 2003. — Вип. 34. — С. 173–179.
- Черемних Н. Структурно-функціональні зміни угруповань дрібних ссавців у градієнті урбанізації // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія біологія. — 2005. — Вип. 17. — С. 34–38.
- Шилова С. А. Популяционная организация млекопитающих в условиях антропогенного воздействия // Успехи современной биологии. — 1999. — Том 199, № 5. — С. 487–503.
- Янков П. Н. Орнитофауна Софии, особенности ее структуры и формирования: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Минск, 1983. — С. 1–25.
- Andrzejewski R., Babinska-Werka J., Gliwicz J., Goszczynski J. Synurbization processes in an urban population of *Apodemus agrarius*. I. Characteristics of population in urbanization gradient // Acta Theriologicae. — 1978. — Vol. 23. — P. 341–358.
- Babinska-Werka J., Gliwicz J., Goszczynski J. Synurbization processes in an urban population of *Apodemus agrarius*. II. Habitats of the Striped Field Mouse in town // Acta Theriologicae. — 1979. — Vol. 26. — P. 405–415.
- Dolata P. T., Kamiński P., Winięcki A. Kawka *Corvus monedula* w Polsce — przegląd badań // Ptaki krukowate Polski. — Poznań: Bogucki Wyd. Nauk., 2005. — S. 65–88.
- Lunjak M. Synurbization — adaptation of animal wildlife to urban development // Proceedings of 4th International Urban Wildlife Symposium. — [USA], 2004. — P. 50–55.
- McKinney M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization // Biological Conservation. — 2006. — Vol. 127. — P. 247–260.
- Rejt L., Rutkowski R., Gryczynska-Siemiatkowska A. Genetic variability of urban kestrels in Warsaw — preliminary data // Zoologica Poloniae. — 2004. — Vol. 49, № 1–4. — P. 199–209.

Надійшло до редакції: 31 січня 2006 р.

УДК 59:005:[57.017.3:574.2]

Класифікація тварин за рівнем їх адаптованості до антропогенної трансформації середовища

Володимир Гулай

Класифікація тварин за рівнем їх адаптованості до антропогенної трансформації середовища. — Гулай В. — Рівень синантропізації сучасної фауни Європи неухильно зростає: чимало видів активно засвоюють окультурений ландшафт навіть з високим рівнем антропогенної трансформації, де донедавна їх не було. Різні види засвоюють окультурені біотопи по-своєму: деякі вже тривалий час існують поряд з людиною, інші наближаються до неї повільно, а деякі й досі не спроможні зносити будь яких проявів антропогенної трансформації місць існування і дуже обмежені в поширенні та чисельності. Синантропізація також характеризується різним ступенем освоєння тваринами окультурених ценозів: одні не йдуть далі біотопів сільськогосподарського освоєння, інші розмножуються в населених пунктах у постійному контакті з людиною, та одомашненою фауною. Всіх цих тварин відносять до синантропів, але без поділення їх за рівнями адаптованості до окультуреного середовища. Наведено критику попередніх спроб класифікації. В основу запропонованого ранжирування видів прийнято критерій розмноження тварин в окультурених біотопах і його частота в порівнянні з природними стаціями. Паралельно запропоновано поділення тварин, які мешкають одночасно у різних за рівнем окультурення ценозах за поняттям екотипу (життєвої форми).

Ключові слова: тварини, синантропізація, окультурене середовище.

Адреса: Південна філія “Кримський агротехнологічний університет” Національного аграрного університету, вул. Паркова, 7, кв. 9, смт. Аграрне, Сімферополь, АР Крим, Україна, 95492.

Classification of animals by a level of their adaptation to anthropogenic transformation of environment. — Gulay W. — A level of synanthropization of modern European fauna continuously grows: many species actively open a human-made landscape even with high level of anthropogenic transformation, in which they have recently been absent. Different species open anthropogenic biotopes by different ways: some had already existed near the man for a long time, others come nearer to him gradually, and others till now can not stand slightest kinds of anthropogenic transformation of ecotopes, and they are limited in distribution and number. There is also a different level of mastering of anthropogenic coenosis by animals: ones do not go further than biotopes of an agricultural development, others breed in a close contact with human environment. All these animals are considered as synanthrops without dividing them by levels of adaptation to anthropogenic environment. A criticism of these attempts of classification is given. At the base of offered ranking there is a criterion of breeding of animals in anthropogenic biotopes and its frequency in comparison with natural biotopes. A division of animals living simultaneously in anthropogenic coenosis with different levels of transformation according to the concept of ecotype (vital form) is offered as well.

Key words: animals, synanthropisation, anthropogenous to environment.

Address: Southern branch "Crimean Agro-technological university" of the National agrarian university, 7 Parkova st., apt. 209, hostel Agrarne, Simferopol, AR Crimea, Ukraine, 95492.

Вступ

Однією із досить цікавих особливостей розвитку сучасної фауни України, зокрема і Європи загалом, є неухильно зростаючий рівень синантропізації тваринного населення. Чимало видів, котрі ще порівняно недавно (20–30 років тому) мешкали лише у своїх споконвічних місцях існування, не змінених або дуже мало змінених господарською діяльністю людини, зараз активно освоюють окультурений ландшафт.

Вони проникають в регіони, що зазнали високого рівня антропогенної трансформації природи і де були відсутні впродовж багатьох сторіч, або ж не мешкали в цих регіонах взагалі. Особливо цікавим і наочним, з точки зору динаміки адаптивно-екологічних і етологічних складових біології сучасних ссавців, може слугувати приклад лісового kota, окремі особини якого, зрідка, періодично, в середньому один раз на 5–7 років трапляються серед здобичі мисливців у центральному Степу України (південь Кіровоградської області), який знаходиться досить далеко від сучасних осередків існування цього виду. Значні зміни відбулися також і у поширенні річкового бобра, окремі осередки існування якого досягли меж степової зони України.

У кожного виду тварин процес освоєння окультурених біотопів відбувається з певними особливостями. Одні з них уже тривалий час існують поряд з людиною, завдяки своїм високим здатностям до адаптації, інші проникають в антропогенний ландшафт дуже повільно. В той же час, окремі види взагалі, принаймні поки що, не спроможні зносити навіть незначні прояви антропогенної трансформації своїх споконвічних місць існування і мають обмежене поширення та чисельність (хохуля, бурий ведмідь, рись тощо). Розглядаючи проблему синантропізації диких тварин як складне природне явище, слід підкреслити ще одну його особливість — різний ступінь освоєння тваринами окультурених ценозів. Одні з них далі полів сівозмін, садів, виноградників, ставків, лісосмуг, яружно-балкових насаджень тощо не проникають, інші чудово себе почувають і успішно розмножуються в межах населених пунктів, практично у постійному контакті з людиною, а також з одомашненою фауною, що також не менш істотно у перебігу їх існування у неспецифічному оточенні.

Понятійний апарат

У сучасному тлумаченні всі ці тварини відносяться до синантропних видів без врахування конкретного рівня їх адаптованості до окультуреного середовища. З нашої точки зору, з метою більш об'єктивного означення рівня адаптованості того чи іншого виду тварин до антропогенної трансформації доцільно увести в науковий ужиток наступні поняття (Гулай, 1994):

Антропофоби — тварини, котрі існують лише в своїх споконвічних місцях існування, які не змінені чи дуже мало змінені діяльністю людини;

Синантропи — тварини, що заселяють ценози, які докорінно змінені людиною — поля сівозмін, луки, пасовища, штучні багаторічні та агролісомеліоративні насадження, сади, виноградники, ставки, водосховища, канали тощо і у населені пункти на розмноження не проникають. Оскільки до цієї групи відноситься широке коло видів, котрі до того ж мають неоднаковий рівень адаптованості до окультуреного середовища, пропонується їх відносити до трьох підрівнів, а саме напівсинантропів, синантропів та суперсинантропів. Критерії віднесення тварин до вказаних підрівнів наводяться у таблиці.

Урбофіли (урбанофіли) — тварини, що мешкають і розмножуються в межах населених пунктів. До цієї групи ми пропонуємо відносити не тільки види, які мешкають у межах міст, але й тварин, що утворюють осередки існування в межах селищ міського типу та сіл. Підставою для такої пропозиції є той незаперечний факт, що умови існування диких тварин в межах населених пунктів різного статусу, загалом хоч і відрізняються, проте не настільки, щоб окремо виділяти фауну сіл, селищ міського типу, малих міст, великих міст та мегаполісів. На аргументацію правомірності такого підходу можна навести у якості доказу той факт, що сучасна теріофауна вказаних населених пунктів, принаймні у своєму якісному вимірі мало чим відрізняється. За рівнем адаптованості до урбосередовища тварин доцільно відносити до наступних підрівнів — напівурбофіли, урбофіли та суперурбофіли, за критеріями, які наводяться у таблиці.

Антропофіли — тварини, що постійно живуть в оселях і господарських приміщеннях людини.

Критерії ранжирування рівнів синантропізації

Розглядаючи питання синантропізації тварин, доцільно приділити увагу розгляду головних критеріїв, за якими ті чи інші види тварин можуть бути віднесені до конкретного рівня адаптованості, до існування в окультуреному середовищі. На сьогодні таким критерієм є присутність тварин і частота їх зустрічей в певних окультурених біотопах, порівняно із природними стаціями.

Стосовно цієї проблеми опублікована низка праць, серед яких слід відмітити публікації Ю. Ісакова (Ісаков, 1969) та К. Татарінова (1969). Ю. Ісаков (1969) пропонував поділяти тварин за рівнем їх синантропізації на п'ять груп, позначаючи кожна з них відповідною римською цифрою. Віддаючи належне запропонованій цим дослідником системі, ми вважаємо, що вона має недоліки, головним з яких є позначення відповідних груп тварин цифровими індексами. Значно зручнішою є класифікація, що базується на відповідних термінах, і пропонується автором (табл. 1).

Окрім цього, з нашої точки зору, кращим критерієм, котрий може бути прийнятий за основу для класифікації тварин за ступенем адаптованості до антропогенної трансформації середовища, може бути не присутність видів у тих чи інших окультурених біотопах, а їх частота розмноження, порівняно з природними стаціями, адже саме розмноження тварини, в тому чи іншому місці оселення, є найбільш надійним і переконливим доказом того, що наявні умови цілком сприятливі для існування видів.

Таблиця 1. Класифікація деяких ссавців України за рівнем їх адаптованості до антропогенної трансформації середовища

Рівні синантропізації	Підрівні синантропізації	Головні ознаки підрівнів синантропізації	Найбільш характерні представники
Антропофоби	Антропофоби	Мешкають і розмножуються лише у своїх споконвічних природних стаціях, незмінених чи мало змінених діяльністю людини	Хохуля, земляний заєць великий, перегузня, норка європейська, рись, кіт лісовий, ведмідь бурий. Номінальні екотипи решти ссавців
Синантропи	Напівсинантропи	Мешкають і розмножуються в окультурених стаціях рідше, ніж у природних біотопах.	Бабак, миша лісова, ліскулька звичайна, вовчок садовий, сліпак звичайний, ховрах крапчастий, кріль дикий, тхір степовий, куниця лісова, собака єнотоподібний, вовк, лось, олень благородний, олень плямистий, зубр, муфлон
	Синантропи	Заселяють і розмножуються в окультурених та своїх споконвічних біотопах однаково часто	Ондатра, полівка водяна, хом'як звичайний, кріт європейський, заєць русак, ласиця, горностай, лисиця, кабан, борсук, видра. Синантропні екотипи інших ссавців
	Суперсинантропи	Мешкають і розмножуються в окультурених угіддях частіше ніж у властивих природних біотопах. У населені пункти на розмноження не проникають	Полівка польова, миша польова
Урбофіли (Урбанофіли)	Напівурбофіли (Напівурбанофіли)	Мешкають і розмножуються в природних та окультурених угіддях частіше, ніж в межах населених пунктів	Білка звичайна, їжак білогурий
	Урбофіли (Урбанофіли)	Мешкають і розмножуються в населених пунктах та окультурених біотопах однаково часто	Тхір лісовий
	Суперурбофіли (Суперурбанофіли)	Розмножуються у населених пунктах частіше, ніж у природних і окультурених стаціях. У помешканнях людей не розмножуються.	Куниця кам'яна
Антропофіли	Антропофіли	Мешкають і розмножуються переважно в житлових і господарських приміщеннях людей	Миша хатня, пацюк сірий

На користь застосування саме такого підходу свідчить велика кількість фактичного матеріалу про розмноження диких тварин в окультурених угіддях та населених пунктах, що стало вже скоріше правилом, аніж винятком.

Починаючи зі своїх споконвічних, незмінених чи мало змінених діяльністю людини біотопів і закінчуючи центральними частинами міст мегаполісів (наприклад куниця кам'яна), переважна більшість видів тварин зустрічається одночасно у різних за рівнем антропогенної трансформації угіддях. При цьому, види утворюють досить стійкі осередки існування (мікропопуляції). Таким чином, цілком очевидно є необхідність їх означення відповідним термінами.

У цьому відношенні найбільш прийнятним ми вважаємо поняття "екологічного типу" (життєвої форми), а саме, наявності чи відсутності у різних життєвих форм (екотипів) морфологічних особливостей чи відмінностей, що розглядав Ю. Одум (1986).

На основі поняття "екологічний тип" (життєва форма), нижче запропоновано термінологію, що стосується життєвих форм, котрі мешкають одночасно у різних за рівнем окультурення ценозах:

- 1) тварини номінального екотипу — представлені частинами популяцій, особини яких мешкають і розмножуються лише у своїх споконвічних стаціях, незмінених чи мало змінених діяльністю людини;
- 2) тварини синантропного екотипу — це частини популяцій, що заселяють і успішно розмножуються в окультурених ценозах, але на розмноження в населені пункти не проникають;
- 3) тварини урбофільного (урбанofільного) екотипу — це частини популяцій, що мешкають і успішно розмножуються в межах населених пунктів, при цьому на розмноження в оселі людини не проникають.

На підставі викладених підходів, у якості прикладу, пропонується наступна схема класифікації ссавців України за рівнем їх адаптованості до антропогенної трансформації середовища (див. табл. 1). Необхідно зазначити, що рівні адаптованості диких тварин до антропогенної трансформації середовища можуть носити регіональні особливості, що слід мати на увазі при проведенні подібних еколого-фауністичних та етологічних досліджень.

Література

- Гулай В. И. Современные охотничье-промысловые животные Украины: Автореф. дис ... докт. хабилитат биол. наук. — Кишинев, 1994. — 53 с.
- Исаков Ю. А. Процесс синантропизации: его следствия и перспективы // Материалы к совещанию 19–20 ноября 1969 г. — Москва, 1969. — С. 3–5.
- Одум Ю. Экология. — Москва: «Наука», 1986. — Том 2. — 360 с.
- Татаринев К. А. К формированию синантропного образа жизни у некоторых птиц и млекопитающих на западе Украины // Синантропизация и domestикация животного населения. — Москва: Изд-во МОИП, 1969. — С. 74–75.

Надійшло до редакції: 29 листопада 2005 р.

УДК 599(477)

Адвентивна теріофауна України і значення інвазій в історичних змінах фауни та угруповань

Ігор Загороднюк

Адвентивна теріофауна України і значення інвазій в історичних змінах фауни та угруповань. — **Загороднюк І.** — Наведено огляд видів і підвидів, що поповнили теріофауну України внаслідок штучних інтродукцій і природних інвазій протягом історичного часу. Загалом список фауни поповнився 36 видами і підвидами, насамперед за рахунок трьох груп: ратичних, гризунів та хижаків. Повна натуралізація з формуванням стабільних популяційних систем відмічена для лише кількох видів (снот, ондатра, норка американська тощо) і підвидів (вивірка телеутка, кабан східний тощо). Успіх у формуванні стійких популяцій інтродукованих видів залежав від освоєння ними природних екосистем. Натомість, успіх інвазійних видів має місце в урбаністичних системах (миша хатня, пацюк мандрівний, нетопир білосмугий тощо). Розглянуто екологічні ефекти, що спричиняє адвентивна фауна.

Ключові слова: теріофауна, видовий склад, історичні зміни, інвазія, Україна.

Адреса: Природничо-географічний факультет, Луганський національний педагогічний університет, вул. Оборонна 2, Луганськ, 91011, Україна. E-mail: zoozag@ukr.net.

Adventive mammal fauna of Ukraine and a significance of invasions in historical changes of fauna and communities. — **Zagorodniuk I.** — A review of mammal species and subspecies, which had enriched mammal fauna of Ukraine as a result of artificial introductions and natural invasions during few last centuries is presented. Totally, the list of fauna was supplemented by 36 species and subspecies mainly due to 3 groups: ungulates, rodents, and carnivores. A complete naturalization with formation of stable populations was established for just few species (raccoon dog, muskrat, American mink, etc.) and subspecies ("teleutka" form of red squirrel, ussurian form of wild pig, etc.). A success in forming of stable populations of introduced species depended of mastering of natural ecosystems by them. On the contrary, a success of invasive species occurs in urban systems (house mouse, Norway rat, Kuhl's pipistrelle, etc). Ecological effects of adventive fauna are analysed.

Key words: mammal fauna, species composition, historical changes, invasion, Ukraine.

Address: Natural Science Faculty, Luhansk National Pedagogical University, 2 Oboronna str., Luhansk, 91011, Ukraine. E-mail: zoozag@ukr.net.

Вступ

Сучасний період розвитку фаун характеризується небаченими масштабами змін їхнього складу, прямо або опосередковано залежними від антропогенного фактору. Це визначається численними експериментами людини з інтродукцією нових видів з метою покращення мисливських угідь (Павлов та ін., 1973) та руйнацією природних бар'єрів і вселеннями нових видів, що раніше не були складовими місцевої фауни (Mooney, Cleland, 2001). Загалом негативні процеси, що відбуваються на рівні континентальної фауни, пов'язують з проблемами зникнення частини аборигенів внаслідок руйнації природних комплексів, проте не менш важливою стає поява нових видів.

Вся ця група видів, що поволі або швидко увійшла до складу природних біотичних комплексів і стала їх невід'ємною частиною, носить назву адвентивної фауни (Загороднюк, 2003а). Її участь у більшості зональних і позазональних біотичних комплексах є настільки визначальною, що ігнорувати адвентивістів і описувати дику фауну, маючи на увазі лише аборигенні види, ми не маємо підстав. Участь адвентивних видів у функціонуванні фауністичних комплексів стає дедалі вагомішою і провокує подальші зміни фауни. Мета цієї праці — узагальнити дані щодо складу адвентивної фауни і проаналізувати її впливи на аборигенні фауністичні комплекси.

Таблиця 1. Число видів ссавців, зареєстрованих на території України згідно зі зведеннями різної давнини

Ряд (уніфікована назва)	1920	1938	1952	1965	1984	1998	XX ст.*
Soriciformes — мідисеподібні	7	11	11	12	12	11	14
Caniformes — собакоподібні	15	15	17	17	19	19	19
Vespertilioniformes — лиликоподібні	20	18	22	22	24	24	26
Delphiniformes — дельфіноподібні	3	0	3	3	3	4	4
Cerviformes — оленеподібні	5	5	7	7	8	8	8
Equiformes — конеподібні	0	0	0	0	0	0	1
Leporiformes — зайцеподібні	2	3	3	3	2	3	3
Muriformes — мишоподібні	30	36	38	38	41	48	50
Загалом	82	88	101	102	109	117	125

Примітка. * Число таксонів підраховано за повним контрольним списком для XX ст. з праці автора (Загороднюк, 1998а), за винятком видів, що зникли до XX ст. або наявність чи ранг яких вимагає перевірки; при підрахунках не враховано адвентивних Nominiformes та свійських тварин.

Таксономічний обсяг теріофауни України

Сучасні погляди на таксономічну структуру і видовий склад теріофауни регіону суттєво відрізняються від тих, що висвітлені у зведеннях різної давнини (Шарлемань, 1920; Мигулін, 1929, 1938; Корнеєв, 1952, 1965; Сокур, 1960; Крижанівський, Ємельянов, 1985; Загороднюк, 1998а). Кожне з них відбивало рівень знань відповідного періоду розвитку науки і, окрім того, охоплювало певну територію, що не була сталою. Порівнюючи списки фауни, маємо такий ряд числа видів, зареєстрованих на відповідний період досліджень: 1920/1929 р. — 82 види, 1938 — 88 видів, 1952 — 101 вид, 1965 — 102 види, 1984 — 109 видів, 1998 — 117 видів (табл. 1).

Тобто, формальний список фауни протягом одного століття зріс на 46 % (80 => 117 видів), що складає величину приросту близько 5 % за десятиліття, тобто до одного нового для списку виду за кожні два роки. Причини такого збільшення числа видів різні — від зміни наших знань про склад фауни (збільшення території, що аналізується або виявлення видів двійників, яких раніше не вміли розрізнити) до змін самої фауни (інтродукції нових видів, інвазії із суміжних регіонів). Зміни наших знань докладно проаналізовано у серії спеціальних праць автора (для огляду див.: Загороднюк, 1998г; 1999в; 2004). Зміни самої фауни, що залежать від появи нових видів, не менші (Сокур, 1961; Загороднюк, 1999а; 2001) і визначаються експериментами природи і з природою.

Адвентивна теріофауна

Існує велика група видів, що складає найбільш нестабільну частину списку (=фауни у значенні "список"). Загалом ця група складає до 50 % загального переліку усіх згадуваних для території України видів, проте серед них чимало таких, що вказувалися помилково (напр., нічниця Іконнікова у Закарпатті, сункус етрусський в Криму, тушканчик "*Alactagulus acontion*" на Слобожанщині тощо), або які після спроб інтродукції зникли чи збереглися лише у штучних умовах. Серед останніх — зоопаркові фауни, різноманітні унгуляти у Криму (Дулицький, Товпинець, 1997) та Асканія-Нова (Треус, Лобанов, 1976). Немало є видів, що виявлені лише останніми роками. Це, переважно, двійники інших більш звичайних видів, проте ми зазвичай не знаємо час їхньої появи у фауні: часто цей час ототожнюють з їх появою у списку або, навпаки, вважають присутніми у складі фауни з долітописних часів. Проте, для більшості двійникових пар історичні реконструкції дозволяють припустити відносно нещодавню інвазію нових видів на територію регіону, переважно у час післяльодовикової колонізації фауною східноєвропейської рівнини (Загороднюк, 2005 та ін.).

Якщо не враховувати такі приклади змін списку фауни, як помилкові вказівки та виявлення видів-двійників, маємо на 136 видів ссавців у повному реконструйованому списку теріофауни України, складеному згідно з даними за літописний період (Загороднюк, 2004а, з уточненнями), п'ять груп видів, що складають найбільш нестабільну частку фауністичного списку. Загалом це 36 видів, тобто 1/4 усього контрольного списку теріофауни України:

- n=5 видів, що мають категорію "фантомний" і найімовірніше відсутні у складі нашої фауни: як зараз, так і раніше (нічниця Іконнікова, їжак європейський, мідія середня, сункус, смугач малий);
- n=1 видів, що перебувають у нашій фауні незакономірно і з'являються переважно у період міграцій або пульсацій ареалів (вечірниця велика) та низка видів, що скоротили свої ареали;
- n=10 видів, що зникли в історичні часи (довгокрил, тюлень білочеревий, росомаха, летяга звичайна, сурок гірський, кінь тарпан, кінь кулан, бик первісний, сайга звичайна, козиця звичайна);
- n=10 видів, що інтродуковані та реінтродуковані штучним шляхом (енот уссурійський, полоскун, норка американська, кріль, нутрія, ондатра, олень плямистий, лань, бізон європейський, муфлон);
- n=5 підвидових форм, яких інтродукували в ареали типових форм, у т. ч. вивірку телеутку, сарну сибірську, оленя асканійського, кабана далекосхідного, коня Пржевальського;
- n=5 видів, що з'явилися у складі нашої фауни самостійно шляхом інвазії в нові для себе природні зони (вухань австрійський, нетопир білосмугий, миша звичайна, пацюк мандрівний, шакал).

Нас цікавитиме друга частина цього списку, те, що додалося до складу фауни, а саме: 10 видів, що інтродуковані або реінтродуковані у природні екосистеми, 5 форм, що вселені в ареали типових підвидів, і 5 видів, що з'явилися внаслідок розселення природним шляхом. Окрім цього, існує велика група видів, які здавна відомі у складі фауни України, проте за історичний період помітно розширили свої ареали (отже, на значній частині території України фактично є адвентивними). Така група видів виступає "ближніми інвайдерами", що розселилися із суміжних біомів.

Дані щодо цієї частини фауни зведено у таблиці 2. Види згруповано за надрядами, і до списку додано кілька підвидових форм, інтродукція яких виявилася успішною (номенклатура за: Павлинов та ін., 1995; Павлинов, Россолімо, 1998). Наведений перелік є неповним, і не включає ті види, що формують групу "ближніх інвайдерів" або для яких припускається розширення ареалів в давні історичні або доісторичні часи (їхні описи та аналіз даних наведено нижче: див. табл. 4).

Таблиця 2. Адвентивна теріофауна України та суміжних країн (включаючи реакліматизовані види)

N	Наукова назва (за абеткою)	Українська назва	Примітка
	надряд <i>Ferae</i>		
1.	<i>Canis aureus</i> Linnaeus, 1758	шакал	стихійна інвазія у XX ст.
2.	<i>Mustela vison</i> Schreber, 1777	тхір американський	інтродукція
3.	<i>Nyctereutes procyonoides</i> (Gray, 1834)	енот уссурійський	інтродукція та акліматизація
4.	<i>Procyon lotor</i> (Linnaeus, 1758)	полоскун (ракун)	інтродукція
	надряд <i>Glires</i>		
5.	<i>Cavia porcellus</i> (Linnaeus, 1758)	свинка заморська	втечі з культури
6.	<i>Mus musculus</i> Linnaeus, 1758	миша звичайна	інвазія в історичні часи
7.	<i>Myocastor coypus</i> (Molina, 1782)	нутрія болотяна	інтродукція
8.	<i>Ondatra zibethicus</i> (Linnaeus, 1766)	ондатра звичайна	інтродукція, акліматизація
9.	<i>Oryctolagus cuniculus</i> (Linnaeus, 1758)	кріль звичайний	інтродукція
10.	<i>Rattus norvegicus</i> (Berkenhout, 1769)	пацюк мандрівний	стихійна інвазія у XVIII ст.
11.	<i>Sciurus vulgaris exalidibus</i> Pallas, 1778	вивірка телеутка	інтродукція
	надряд <i>Ungulata</i> *		
12.	<i>Bison bonasus</i> (Linnaeus, 1758)	бізон європейський	реакліматизація
13.	<i>Capreolus pygargus</i> (Pallas, 1811)	сарна азійська	інтродукція
14.	<i>Cervus nippon</i> Temminck, 1838	олень плямистий	інтродукція, акліматизація
15.	<i>Dama dama</i> (Linnaeus, 1758)	лань звичайна	інтродукція, акліматизація
16.	<i>Equus gmelini</i> Antonius, 1912	кінь тарпан	реінтродукція після зникнення
17.	<i>Equus hemionus</i> Pallas, 1775	кінь кулан	реінтродукція після зникнення
18.	<i>Ovis orientalis</i> Gmelin, 1774	муфлон європейський	інтродукція, акліматизація
19.	<i>Sus scrofa ussuricus</i> Heude, 1888	кабан дикий східний	акліматизація в Криму

* — усі аборигенні види ратичних (*Sus scrofa*, *Alces alces*, *Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus*) за історичні часи щонайменше один раз суттєво скорочували свої ареали аж до повного зникнення з більшої частини України у сучасних її межах (Мигулін, 1938; Сокур, 1961; Загороднюк, 1999а).

Систематичні та екологічні особливості адвентистів

Успіх одного виду в користуванні певними ресурсами завжди рівний сумарному програшу усіх інших видів (Van Valen, 1976)

Відразу варто зауважити, що будь-які спроби зробити чіткі підрахунки кількості адвентивних форм не можуть бути успішними, оскільки ми не можемо мати чітких критеріїв для обмеження такого переліку. Серед інших факторів умовності зазначу:

1) людина і частина свійських тварин (зокрема, собаки і коти), будучи однозначно адвентивною частиною угруповань (людину взагалі прийнято розглядати поза фауною), формально не включені до таких переліків, проте у частині природних систем (а часом навіть у заповідних ценозах!) їхня екологічна роль є визначальнішою за роль багатьох аборигенних видів;

2) частина видів демонструє адвентивні ознаки у межах України, і тому не мала би розглядатися як адвентивна складова. Зокрема, нетопир *Pipistrellus kuhlii* формально значиться у складі аборигенної фауни Криму (хоча без доказів), а нещодавня його інвазія на північ від Азову до Полісся не змінює його статус в Україні. Так само величезні пульсації ареалів аж до зникнення видів з більшої частини України внаслідок перепромислу відомі для більшості ратичних;

3) частина адвентивних видів формує локальні тимчасові популяції у багатьох районах України, проте більшість з них не є стабільними і фактично підтримуються лише за рахунок втеч з культури. Таке з різним ступенем вірогідності можна говорити і про нутрію, і навіть про тхора (норку) американського, а також про численних втікачів з лабораторій та зоопарків (зокрема, І. Підоплічко описував знахідки у сов'ячих пелетках залишків свинки заморської, *Cavia*);

4) деякі види відновлені (реінтродуковані та/або реакліматизовані) вкрай обмежено і далеко не з близьких за генетикою популяцій. Це напевно можна казати про більшість унгулят (кінь Пржевальського, біловезько-кавказький гібрид зубра, кулан), і в усіх таких випадках експерименти або були штучними або штучно підтримуються і суворо контролюються людиною.

У кожному разі можна зробити певні узагальнення систематичного плану. Насамперед, "адвентивна успішність" обмежена лише трьома групами: унгулятами (8 видів), гризунами (7 видів), хижаками (4 види). Частка адвентистів не пропорційна обсягу систематичних груп і більше визначається зусиллями людей, спрямованими на господарські зміни фауни (зокрема, програмами покращення мисливських угідь). Ця непропорційність знаходиться у певному протиріччі з раніше описаною відповідністю змін обсягу рядів після ревізії складу політипних видів (Загороднюк, 1998а), коли було показано прямий зв'язок між обсягом рядів та кількістю вже зроблених і очікуваних доповнень до списку видів. Це має своє пояснення (див. табл. 3).

По-перше, більшість успішних адвентистів — це консументи першого порядку, мало залежні від складності екологічних пірамід. А таких 15 з 19-ти, всі, крім кількох видів хижих. Успіх інших також не випадковий і визначається тим, що їхні дикі популяції або підживлюються зі звіроферм (напр., у випадку з американською "норкою"), або притаманні евтрофним заплавному комплексам (єнот, та сама "норка" американська). По-друге, частина адвентивної фауни внесена і підтримується штучно (насамперед, мисливські види). По-третє, значна кількість успішних адвентистів отримала успіх лише після звільнення ніш аборигенами або змусила аборигенів поступитися місцем.

Таблиця 3. Кореляції успіху видів-адвентистів зі змінами популяцій аборигенів (за Загороднюк, 2003а)

Приклад адвентиста	Аборигенний вид	Характер взаємодії видів
<i>Rattus norvegicus</i>	<i>Rattus rattus</i>	стрімка інвазія зі сходу та витіснення аборигенного виду протягом 1–2 поколінь в урбоценозах та заплавах
<i>Ondatra zibethicus</i>	<i>Arvicola amphibius</i>	інтродукція та стрімке поширення у заплавному комплексі з витісненням видів заплавного комплексу аборигенів
<i>Mustela vison</i>	<i>Mustela lutreola</i>	інтенсивне розведення адвентиста і численні утечі його з культури з наступним витісненням аборигена
<i>Canis aureus</i>	<i>Canis lupus</i>	інвазія з півдня та формування локальних популяцій у місцях зникнення аборигенного виду

Огляд інтродукованих видів і підвидів

Усе різноманіття видів ссавців, що входять до адвентивної частини теріофауни України, можна звести до кількох груп, що відрізняються особливостями походження, давністю інтродукції або інвазії, систематичною або екологічною близькістю до аборигенних видів (табл. 4).

Інтродуковані види. У складі теріофауни України є 10 видів, що походять з різних регіонів: як Середземномор'я, Уссурійського краю, Північної і Південної Америки тощо. Більшість успішних адвентистів представляють Палеоарктичну фауну. Значна частина інтродукцій була невдалою: наприклад, у Криму після численних спроб урізноманітнити царські полювання екзотикою прижився лише один вид бичачих — муфлон, тоді як зубр (*Bison bonasus*), козеріг (*Capra sibirica*) та інші види ратичних (переважно кіз, *Ovis* sp.) проіснували у кращому разі 2–3 покоління і були винищені бракон'єрами (Дулицький, Кормилицина, 1975; Дулицький, Товпинець, 1997; Дулицький, 2001). Багато інтродукцій виявилися невдалими у одних регіонах, проте успішними в інших.

Cavia porcellus (Linnaeus, 1758) — свинка заморська — вид, що широко використовується у якості лабораторних та пестових тварин. Завдяки своїй невибагливості легко приживається у різних умовах, проте жодної природної популяції в Україні не описано. Вид принаймні двічі згаданий у літературі при описі фауни: А. Дулицьким (2001: с. 84–84) зі статусом "вид, якого у нинішній час у фауні Криму немає" (був, але зник?), а на півстоліття раніше — І. Підоплічком при описі жертв сов на підставі знахідки кістяка свинки у сов'ячих пелетках з околиць Києва.

Cervus nippon Temminck, 1838 — олень плямистий — в Україні інтродуковано уссурійську форму *C. n. hortulorum* Swinh, яка успішно пройшла акліматизацію у більшості звірогоспів. Вид набув широкої популярності у зв'язку з лікувальними властивостями пант, що призвело як до скорочення поголів'я аборигенної популяції, так і до розвитку господарств з напіввільним утриманням тварин. В Україні акліматизація започаткована в Асканія-Нова ще 1909 року, і вже у 1951–1958 рр. плямистого оленя завозили в інші господарства (Херсонщина, Київщина, Вінниччина, Волинь, Луганщина, Черкащина тощо) (Делеган та ін., 2005). До 1964 р. в Україні чисельність виду перейшла 500 особин (Колосов, Лавров, 1968), а 1986 року лише в одному Заліському ДЛМГ досягла 915 особин (Смаголь та ін., 2005), і на кінець ХХ ст. досягла в Україні 3026 особин (Чисельність..., 1997). Вид часто поселяють у лісових масивах острівного типу у лісостепу та степу, проте після розведення у неволі він стає легкою здобиччю бракон'єрів (Мельниченко та ін., 2002).

Dama dama (Linnaeus, 1758) — лань звичайна — типовий мешканець Середземномор'я, успішно акліматизований у більшості країн Європи у біблійні часи. В Україні перші інтродукції мали місце ще у середньовіччі, у Закарпатті та Галичині (Делеган та ін., 2005). Наразі основні популяції зосереджені на півдні та в лісостепу, і в окремих господарствах щільність досягає 40–70 особин на 1000 га. Численні потужні інтродукції лані в такому елітному господарстві як "Заліське" протягом 1959–1990-х років не дали успіху, і чисельність цього виду там трималася на рівні 30–184 особин, фактично лише завдяки постійним завозам тварин з інших господарств (Смаголь та ін., 2005). Невдалою виявилася інтродукція виду і в Криму (Дулицький, 2001), натомість на Бірючому острові — успішна. Загальна чисельність лані в Україні до кінця ХХ ст. перевищила 1100 особин (Чисельність..., 1997), тобто є вдвічі більшою за чисельність такого аборигена, як зубр.

Таблиця 4. Головні групи видів-адвентистів у складі аборигенної теріофауни України

Група видів	Склад групи (за абеткою)
Інтродуковані види	<i>Cavia porcellus</i> , <i>Cervus nippon</i> , <i>Dama dama</i> , <i>Mustela vison</i> , <i>Myocastor coypus</i> , <i>Nyctereutes procyonoides</i> , <i>Ondatra zibethicus</i> , <i>Oryctolagus cuniculus</i> , <i>Ovis orientalis</i> , <i>Procyon lotor</i>
Інтродуковані підвиди	<i>Capreolus (capreolus) pygargus</i> , <i>Cervus elaphus "ascanicus"</i> , <i>Sciurus vulgaris exalidibus</i> , <i>Sus scrofa ussuricus</i>
Реінтродуценти	<i>Bison bonasus</i> , <i>Equus gmelini</i> , <i>Equus hemionus</i>
Дальні інвайдери	<i>Mus musculus</i> , <i>Rattus norvegicus</i> , <i>Canis aureus</i>
Ближні інвайдери	<i>Eptesicus serotinus</i> , <i>Martes foina</i> , <i>Pipistrellus kuhlii</i> , <i>Sciurus vulgaris carpathicus</i>
Види-пульсовики	<i>Alces alces</i> , <i>Capreolus capreolus</i> , <i>Desmana moschata</i> , <i>Lutra lutra</i> , <i>Meles meles</i> , <i>Sus scrofa</i>

Mustela vison Schreber, 1777 — тхір американський ("норка" американська) — вид, інтродукція якого спричинила найбільші ефекти і хвилювання в галузі охорони природи. Вид ввозили до Європи для кліткового розведення, особливо інтенсивно у другій половині ХХ ст., коли за рахунок втеч почали формуватися природні популяції цього хижака (Павлов та ін., 1973; Терновский, 1977; Сидорович, 1995). У 1966–1987 рр. цей вид розводили у близько 40 господарствах більшості адміністративних областей України (Волох, 2004а). На 1987 р. поголів'я виду у звірогоспах становило 350 тис. особин, що і стало джерелом формування диких популяцій. З 1970–80-х років цей вид рееструють по всій Україні, у тому числі в таких віддалених заповідних куточках, як Поліський заповідник. Зараз у дикому стані в Україні мешкає близько 8–10 тис. особин цього виду тхорів (Панов, 2002)¹, що суттєво вплинуло на популяції інших аборигенних видів цієї родини.

Myocastor coypus (Molina, 1782) — нутрія болотяна — походить з Аргентини. Від 50-х років ХХ ст. його широко використовують як свійську тварину при штучному та напіввільному утриманні заради хутра і м'яса. В Україні практикують напіввільне утримання у природних або штучних водоймах в теплу пору року і зимове утримання у клітках (Делеган та ін., 2005). Для кримських нутрій, яких А. Дулицький (2001) відносить до форми *M. c. bonaricus* Geoffroy, 1805, описано факти формування місцевої популяції на Сивашах. У зимовий час нутрія потерпає від льодоставу, і тому стабільних популяцій не формує навіть на півдні: окремі групи тварин, за якими вели спостереження, існували у природі від кількох місяців до кількох років (Дулицький, 2001). Іншими словами, ознак натуралізації виду в природних екосистемах України немає.

Nyctereutes procyonoides (Gray, 1834) — енот уссурійський — наразі звичайний для нашої фауни вид, інтродукція якого почалася 1934 року: лише протягом 1948–1954 рр. його випущено у 10 областях (Сокур, 1961). Фактично протягом 2–3 десятиліть відбулася повна натуралізація виду і формування цілісної структури його ареалу в Україні. Вид став одним із домінантів у більшості природних комплексів. Цей вид особливо звичайний на коловодних ділянках; у великій кількості відмічений на заплавах островів Дніпра (Ружіленко, 2004), у дельті Дунаю (Біорізноманітність..., 1999) та Дніпра, на ставах рибгоспів більшості областей України, у тому числі і в степовій зоні (напр., Станично-Луганський рибгосп). Вже у роки інтродукції (50-ті рр. ХХ ст.) в Україні мисливці добували щороку 5–7 тисяч енотів (Сокур, 1961), на кінець ХХ ст. загальна чисельність становила близько 8–10 тис. особин (Чисельність..., 1997). Вид суттєво впливає на структуру угруповань усіх хижих та стан їхньої кормової бази (Корнеев, 1954; Роженко, 2006).

Ondatra zibethicus (Linnaeus, 1766) — ондатра звичайна — інтродуцент, якого часто утримують у штучних умовах (Соколов, Лавров, 1993). В Україні 1944–1969 рр. випущено 16 тис. ондатр (Берестенников та ін., 1969; Панов, 2002). Популяції у західних областях сформувалися внаслідок інвазії з місць інтродукції в Польщі та Словаччині (Татаринів, 1956); наразі вид проник у Крим (Гринченко, Дулицький, 1984). Дані щодо обсягів заготівлі хутра засвідчують невпинний ріст чисельності виду протягом першого циклу інтродукції: у 1950–1958 рр. обсяг річної заготівлі зростав від 7,3 до 53,4 тисяч шкурок (Сокур, 1961). Поточна чисельність в Україні оцінена у 108,7 тис. особин (Чисельність, 1997). Наразі вид заселив всю Україну, але найпотужніші популяції зосереджені на півдні, при тому в плавнях Дунаю і Дніпра діють ондатрові артілі. Живлення водною рослинністю розглядають як фактор сприяння інтенсивному рибництву (Свириденко, 1953), що інколи вважають важливим біотехнічним заходом і в заповідній справі (Біорізноманітність..., 1999).

Oryctolagus cuniculus (Linnaeus, 1758) — кроль звичайний — вид інтродукували на початку ХХ ст. Акліматизацію здійснювали у різних регіонах: Причорномор'ї (Браунер, 1923), Криму і Слобожанщині (Зоря, 2005), проте успішною вона виявилася лише на півдні Одеської та Миколаївської областей (Мигулін, 1938). Вид звичайно не згадують як інтродуцента (напр., Шарлемань, 1920, Сокур, 1961), оскільки більшість даних стосується напіввільного утримання. Останнє широко використовували на Одещині (робили копанки з гніздовими камерами, від яких кролі рили системи ходів на пасовища (В. Загороднюк, особ. повідомл.). У Центральній Європі кролів відносять до шкідників, які своєю риючою діяльністю псують аеродроми, цвинтарі, газони тощо.

¹ За мисливською статистикою, в Україні чисельність "норки вільної", тобто суми обох видів (при обліках їх достовірно не розрізняють), становить близько 2,5 тис. особин (Чисельність..., 1997).

Ovis orientalis Gmelin, 1774 — муфлон європейський¹ — інтродукований у багатьох мисливських і заповідних господарствах України, початок чого покладено у Криму 1915 р. Вид утримують в Асканії (Треус, 1968), на Джарилгачі (Селюніна, 2000), у Заліському ДЛМГ (Смаголь та ін., 2005) тощо. Найпотужніша популяція мешкає у гірському Криму (Дулицький, 1992; Дулицький, 2001) та в степовому Приазов'ї, зокрема, на косі Бірючий острів (Woloch, 2003). Загальна чисельність виду в Україні невелика і на кінець ХХ ст. складає 1162 особини (Чисельність..., 1997). Більшість популяцій муфлона є точковими і абсолютно ізольованими одна від одної. Більшість з них входить до складу фактично замкнених мисливських угідь (Селюніна, 2000; Woloch, 2003).

Procyon lotor (Linnaeus, 1758) — полоскун, або ракун — цінний хутровий вид, якого широко інтродукували в середині ХХ ст. в різних частинах Східної та Центральної Європи (Павлов та ін., 1973), у тому числі в близьких до України частинах Румунії, Угорщини, Молдови, Словаччини та Білорусі. Найближчі до України знахідки відмічені у Гомельській області недалеко від території України, де виявлено зимове скупчення єнотів у дуплі дерева (І. Зеніна, особ. повідомл.). Близькі до території Закарпаття знахідки ракуна відмічені в Угорщині та ін. країнах (Делеган та ін., 2005). Можна говорити про те, що наразі формуються маргінальні популяції у принаймні двох районах — у Закарпатті (Чопська низовина) та у Поліссі (Центральне та Придніпровське).

Інтродуковані підвиди. Щонайменше 4 форми ссавців поповнили генофонд теріофауни України впродовж останніх десятиліть і вплинули на стан популяцій видів-аборигенів: сарна азійська, кабан далекосхідний, олень асканійський та вивірка телеутка. В усіх випадках є тенденція до нагуллізації адвентивних форм з подальшим їх розчиненням у аборигенних формах.

Capreolus (capreolus) pygargus (Pallas, 1811) — сарна азійська (сибірська) — аловид сарни європейської, яку визнають як за підвид (Гептнер та ін., 1961), так і за вид (Данилкін та ін., 1992). У більшості праць щодо теріофауни України визнають поширення азійської форми на схід від Дніпра (Браунер, 1915; Мигулін, 1938; Корнеєв, 1965; Булахов та ін., 1996), проте у працях останнього часу азійську сарну не згадують взагалі. Аналіз літератури і колекційних зразків дозволяє припустити колишнє поширення *pygargus*-подібних форм на Дніпропетровщині та східних областях (Загороднюк, 2002а), що підтверджують і дані про історію штучних розселень сарни (Данилкін, 1992б), цитогенетичні особливості дніпропетровських сарн (Данилкін та ін., 1992), знахідки у деснянських сарн паразитів, що відомі у сибірської форми (Г. Двойнос, особ. повідомл.).

Cervus elaphus "ascanicus" — олень благородний асканійський — складний гібрид багатьох форм оленів, якого вже багато років розводять в Асканія-Нова з метою виведення особливої степової форми, переважно на основі кримської форми оленя благородного та маралу з участю європейського та кавказького підвидів (Треус, 1968). Загальна чисельність популяції складає близько 3 тис. особин, інтродукованих у різних куточках Примор'я, у т. ч. на косі Обиточна, острові Джарилгач, в Рацинській лісовій дачі тощо (Селюніна, 2000; Волох, Кашкарева, 2006), і наразі актуалізовано питання про формування окремої трофейної номінації для мисливців і, відповідно, визнання цієї форми за окремий таксон (А. Волох, особ. повідомл.). Чимало малих державних і приватних мисливських господарств беруть асканійського оленя для розведення та організації полювань, і його загальна чисельність та поширення продовжують зростати (Волох, 2004в).

Sciurus vulgaris exaldbus Pallas, 1778 — вивірка телеутка — інтродукція у 1940 році в Криму і в подальші роки у Кремінських лісах. Кримська популяція, до 1940 року відсутня, починалася зі 125 тварин з Барнаулу, швидко стала стабільною (Ларин, 1953) і набула певних власних ознак, достатніх для визнання за окремий підвид, *S. v. puzanovi* (Дулицька та ін., 1990; Дулицький, Дулицька, 2006). Ця форма вивірки є єдиним представником свого роду у Криму, вона швидко синантропізується і не демонструє ніяких конфліктів у стосунках з аборигенною фауною (Дулицький, Дулицька, 2006). Натомість, доля інтродукованих телеуток на материк (1948–1949 рр.), у тому числі на Дінці (Кремінський район) та на Поліссі (Коростенський район) абсолютно невідома і, найімовірніше, вони цілком розчинилися поміж типової форми вивірки (Сокур, 1961).

¹ Вид також позначають як *Ovis musimon*, у т. ч. в працях автора (Загороднюк, 1999а). За Павлиновим та ін. (1995, 1998), форма *musimon* Pallas, 1811 відноситься до *Ovis orientalis* Gmelin, 1774 із зауваженням, що середземноморські форми барана інколи розглядають як окремий вид *Ovis gmelini* Blyth, 1841.

Sus scrofa ussuricus Heude, 1888 — кабан дикий східний — інтродукований у Криму 1957 року (Дулицкий, 2001). Кабан відзначався на півострові за матеріалами з пізнього плейстоцену та, імовірно, більшої частини голоцену. Для інтродукції вибрано генетично відмінну від материкових форму (Князев, Никитин, 2004), яка, очевидно, вже зараз сформувала мішані популяції з кабанами нижнього Дніпра і Приазов'я. Як надалі розвиватиметься така мішана популяція — невідомо, проте в експериментах з гібридизації типової (Біловежа) та уссурійської форм показано виразний гібридний дисгенез (Князев, Никитин, 2004). З'ясовано, що потік кабанів-мігрантів у Крим через Перекоп та Керченський півострів створює помітний вплив на генотип і фенотип кримських кабанів, особливо у присиваських районах та на Керченському півострові (Волох, 2001).

Види-реінтродуценти. У їх складі — тільки унгуляти, при тому обидві ключові групи макрофітофагів — зубри і коні (тарпан і кулан); третя група — тури — вимерли. В обох випадках генетично вихідні популяції повністю знищені людиною в історичні часи (Кириков, 1979; 1983), і для відновлення втрачених форм використано суміжні підвиди і види. В усіх випадках дотримуються рекомендації SSC щодо реінтродукції (IUCN..., 1995), у тому числі: "відновлення в межах історичного ареалу" і "використання генетично найбільш близьких форм".

Bison bonasus (Linnaeus, 1758) — бізон європейський (зубр) — колись типовий представник регіональної фауни, знищений в Україні в історичні часи (Підоплічко, 1951; Сокур, 1961). До початку ХХ ст. зберігся лише на Кавказі та у Біловезькій Пущі, що дозволило розпочати роботи з відновлення його популяції. Останнє було зведено до формування напіввільних стад у заповідниках і елітних мисливських господарствах (Перерва та ін., 1991), що визначалося потребами розвитку "царських" і "валютних" полювань і високим рівнем браконьєрства. Вид відновлювали в Асканії-Нова (Заблоцкий, 1940) та деяких інших центрах, і фактично всі зубри були кавказько-біловезькими гібридами. Поширення виду залишається точковим (Галака, 1973), вид є наразі у більшості елітних господарств, у тому числі в Сколівських Бескидах (Хоєцький, 2003), державній резиденції "Залісся" і Конотопському ДМГ (Смаголь та ін., 2005), Цуманській пущі (Татаринів, Дякун, 1969) тощо (огляди: Бондаренко та ін., 2000; Герус, Крижанівський, 2005). Загальна чисельність виду зростала від 110 ос. у 1974 р. до 664 ос. у 1994 р., проте у подальшому почався спад (320 у 2004 р.) (Герус, Крижанівський, 2005). У місцях інтродукції відмічають негативний вплив зубрів на лісове господарство і вихід тварин у конфліктні зони (Колисник, 1993; Смаголь та ін., 2005).

Equus gmelini Antonius, 1912 — кінь тарпан — одна з ключових груп унгулят з точки зору функціонування лучно-степових екосистем (Кузьміна, 1997), яка була однією з найбільш характерних для степових і лісостепових екосистем України (Сокур, 1961; Загороднюк, 1999а). Аборигенні популяції знищені людьми: останній тарпан загинув на початку ХХ ст. у неволі (Гептнер, 1955; Корнеєв, 1988). Відновлення коней (коня Пржевальського¹) в Україні розпочато 100 років тому (Ясинецькая, Жарких, 1997). 1998 року розпочато програму інтродукції коня у Зону відчуження ЧАЕС (Жарких, Ясинецькая, 2000, 2003), і з 1999 до 2004 року чисельність поліської популяції зросла природним шляхом з 27 до 60 особин, сформувалося 2 табуни (Вишневецький, 2005). Експерименти з інтродукцією *Equus przewalskii* на Поліссі можна розглядати як реакліматизацію тарпанів.

Equus hemionus Pallas, 1775 — кінь кулан — вид був характерним до ХІІ–ХVІ ст. (Підоплічко, 1951). Вид широко згадують в літописних документах (Сокур, 1961), проте наразі його ареал обмежений степами Туркменії та Центральної Азії. Роботу з реінтродукції кулана в Україні розпочато у 50-ті роки в Асканії (Треус, 1968), і нині їх загальна чисельність стабілізувалась на рівні 60–70 голів (Жарких, Ясинецькая, 1998). За мисливською статистикою (Чисельність..., 1997), чисельність виду в Україні складає 49 особин, за іншими авторами — 180 особин (дані на 2002 рік) (Ясинецькая, Жарких, 2003). Дотепер проведена лише точкова інтродукція в місцях, де можливо організувати напіввільне утримання (Великий Чапельський Под в заповіднику "Асканія-Нова", коса "Бирючий острів" у Приазов'ї), і стабільні популяції у дикій природі відсутні.

¹ Існують різні точки зору на систематику коней загалом і тарпанів, зокрема: від визнання тарпана у складі *Equus przewalskii* (Гептнер та ін., 1961) до визнання кількох видів, у тому числі виду, що включає форми *gmelini-sylvatica* (Громов, Баранова, 1981; Загороднюк, 1999а). Найчастіше форму *gmelini* включають до *Equus caballus* L., 1758, приймаючи *E. przewalskii* за окремий вид (Павлинов та ін., 1995).

Дальні інвайдери. До цієї групи віднесено види, що з'явилися у складі дикої фауни внаслідок розселення природним шляхом, проте за сприяння людини. Більшість з них виявляють схильність до синантропії. У складі теріофауни України є три види, що прийшли до нас з віддалених біомів: *Mus musculus*, *Rattus norvegicus*, *Canis aureus*. Інвазія на територію України припускається для більшості видів-двійників на основі біогеографічних реконструкцій (Загороднюк, 2005).

Mus musculus Linnaeus, 1758 — миша звичайна — вид, що проник у Європу лише в історичні часи, і у викопному стані відомий тут лише з культурних шарів (Лавренченко, 1994). Наявність двійників (зокрема, мишей групи *Mus spicilegus-spretus*: Vonhomme et al., 1984; Загороднюк, 1996а) ускладнює інтерпретацію сучасних і тим паче палеонтологічних даних, за якими цей (?) вид інколи вважають мешканцем території України з часів пізнього плейстоцену (Дулицький, 2001). У Східній Європі миша звичайна формує кілька зональних комплексів, що відрізняються рівнем синантропії (на півночі це облігатний синантроп), проте навіть на півдні України цей вид закономірно формує лише літні екзантропні поселення. Територія Східної Європи загалом розглядається як зона нещодавньої інвазії *Mus musculus*, що підтверджують як історичні реконструкції (Загороднюк, 2005), так і результати аналізу генетичних маркерів популяцій (Якименко та ін., 2003).

Rattus norvegicus (Berkenhout, 1769) — пацюк мандрівний — відносно нещодавній вселенець, що проник на терени Європи¹ у XVIII ст.: Паллас описував прями спостереження того, як пацюки перепливали Волгу в околицях Астрахані (*Mus decumanus* Pallas, 1779) і колонізували її правобережжя. Основними шляхами проникнення виду в Європу стали торговельні шляхи (Аргиропуло, 1940; Гиренко, 1950). Наразі вид населяє практично всі освоєні людиною природні зони (Кузякин, 1951; Кучерук, 1990) і формує кілька екологічних рас — від типово синантропних на півночі до сезонно екзантропних на півдні (Громов, 1995). У Києві цей вид з'явився вперше 1849 р. (Кесслер, 1851) і за кілька років повністю витіснив пацюка чорного. Наразі в усіх місцях домінування пацюка мандрівного вид *Rattus rattus* зник (Дулицький та ін., 1992; Загороднюк, 1996б).

Canis aureus Linnaeus, 1758 — шакал — вид, що не відомий у викопному стані з європейських місцезнаходжень (Барьшников, 1981) і, найімовірніше, проник на Балкани не раніше Середньовіччя природним шляхом або інтродукований був там з Африки у ~XV ст. (для огляду див.: Роженко, Волох, 2000). Тривалий час вид був відомий в Європі лише з півдня Балкан, проте у 70-х роках почалася його експансія на північ. Спочатку шакал був виявлений по всій території Болгарії, наприкінці 80-х років — в Італії та Австрії, наразі він відомий у 12 країнах Європи (Роженко, Волох, 2000). В Україні перша поява виду відмічена у 1997–1998 роках в дельтах Дністра і Дунаю (Волох та ін., 1998; Роженко, Волох, 1999), а у 2001–2002 рр. — у Криму (Волох, 2004б). Почалося формування стабільних популяцій і "вбудовування" шакала у гільдію місцевих хижих: цей хижак вміло поєднує якості нападника, збирача ягід, ловця дрібних хребетних і падальщика, використовує у їжу загиблих на дорогах тварин, нападає на свійських ссавців і птицю (Роженко, 2006).

Ближні інвайдери — види, що помітно змінили своє поширення у межах регіону, проте формально не змінили своєї належності до регіональної фауни: як і раніше, вони входять до фауни України, проте у частині областей вони є новими внаслідок розширення меж свого поширення. Масштабних змін ареалів вони не демонструють, і зміни ареалів є поступовими.

Eptesicus serotinus (Schreber, 1774) — лилик пізній — вважається аборигенним видом, що поширений на більшій частині України (Абеленцев, Попов, 1956) і є осілим (Абеленцев та ін., 1970; Годлевська, 2001). Більшість знахідок і найбільш потужні популяції зосереджені в середній (лісо-степовій) смузі, а у крайніх північних та південних регіонах вид трапляється значно рідше (Тищенко, 1999). Вид є виразним синантропом, і його поширення значною мірою обумовлене наявністю населених пунктів (Загороднюк, 1998в; Тищенко, 1999). Повідомлення останніх років про розширення ареалу на північ у прилеглих областях Росії (Власов, 1995) та на схід у Поволжі (Стрелков, 2004) дозволяють припустити подібні зміни ареалу в історичні часи в Україні. Зокрема, знахідки цього лилика не були відомі на Волині та у Поліссі (Ткач та ін., 1995; Зенина, 1998), проте нові повідомлення про цей вид в Шацькому НПП (Сребродольська та ін., 2001) та Поліському заповіднику (Жила, Загороднюк, неопубл.) свідчать про подальшу експансію виду.

¹ Зазначу, що К. Лінней (Linnaeus, 1758) ще не знав цей вид, в його описах є лише *Rattus rattus*.

Martes foina (Erxleben, 1777) — куниця кам'яна — типовий вид більшості природних зон, особливо характерний для гірських районів та південних областей (Корнеєв, 1965). Вид загалом характерний для різних місцезнаходжень, проте у більшості регіонів демонструє схильність до синантропії, особливо на північних межах свого поширення (Абеленцев, 1968; Сидорович, 1995), за що має другу назву "куниця хатня" (Шарлемань, 1920). Вид відмічений по всій степовій і лісостеповій зоні, проте на півночі зустрічається переважно у населених пунктах, у тому числі в Києві (Загороднюк, 2003б). За історичні часи вид помітно розширив свій ареал на північ і наразі відмічений у більшості районів Полісся і заселив значну частину Білорусі (Сидорович, 1995). Ключовими причинами цього могли стати постійний прес мисливців, що привело до розрідження популяції аборигенного виду, куниці лісової (Сокур, 1961), та схильність куниці кам'яної до синантропії.

Pipistrellus kuhlii (Kuhl, 1817) — нетопир білосмугий — нещодавній інвайдер, природний ареал якого обмежений аридними районами північної Африки, південної Європи та Передньої Азії. Із 60 років ХХ ст. відмічено зростання чисельності виду на півдні та початок його розселення (Стрелков, 2004). В Україні до цього часу була відома одна давня знахідка в Криму (Абеленцев, Попов, 1956), проте протягом останніх 20 років відмічена поява виду на півдні і сході України та окремі реєстрації на півночі аж до Сум, Харкова, Ніжина, Києва, Канева (огляд та аналіз див.: Загороднюк, Негода, 2001). Наразі цей вид кажанів став типовим для всіх південних районів (Волох, 2002; Форманюк, Панченко, 2003, дані автора). Абсолютна більшість знахідок виду в Україні (на півночі — всі) пов'язані з урболандшафтом, і, виходячи з переважання знахідок в осінньо-зимовий час, вид тут є осілим (Загороднюк, Годлевська, 2001)¹. Реконструкція просторової картини та темпів інвазії виду в Україні (Загороднюк, Негода, 2001) дозволяє говорити про дуже швидку (протягом одного покоління) його експансію на рівнини Східної Європи, переважно по мережі антропогенно змінених ландшафтів. Сховища виду в нових місцях оселення приурочені до забудов, при тому, на відміну від інших кажанів, цей вид надає очевидну перевагу новим будовам і адміністративним спорудам (Загороднюк, Годлевська, 2001; Стрелков, 2004).

Sciurus vulgaris carpathicus Pietruski, 1853 — вивірка карпатська (чорна форма) — підвид вивірки звичайної, поширення якого обмежено гірськими лісами Карпат (Татаринів, 1956). Загалом вважається, що поширення рудої та темної форм вивірки визначається поширенням темних шпилькових і рівнинних (світлих) буково-дубових лісів, проте ця закономірність не є однозначною (Zawidzka, 1958). Останніми роками, приблизно у 1980–2000 рр., відбулося формування синантропних популяцій чорної форми вивірки, причому на підгірних рівнинах (Зізда, 2005а-б). Запропоновані гіпотези загалом зводяться до розширення ареалу синантропної чорної форми, яка стала домінуючою у більшості прикарпатських міст, як в Закарпатті, так і Прикарпатті.

Види-пульсовики — це переважно види місцевої фауни, що протягом історичних часів принаймні один раз суттєво скоротили ареали в межах регіону. Більшість пульсацій ареалів (скорочення і нове розширення) є неприродними і породжені антропогенними впливами. Як правило, такі пульсації відбуваються в межах історичних ареалів видів ("реконструйованих ареалів" за: Гептнер та ін., 1961). Часом пульсації стають потужнішими, і види вселяються у нові для них природні зони. Серед прикладів переважають представники мисливської фауни.

Alces alces (Linnaeus, 1758) — лось європейський — як і всі аборигенні ратичні², скоротив ареал на початку ХХ ст. настільки, що вважався в Україні вимерлим (Мигулін, 1938). Тепер цей вид відновив свій ареал і розширився до морських узбереж і за мисливською статистикою останніх років згадується для більшості областей України, тобто до кінця ХХ ст. відбулося розширення ареалу явно за межі історично відомого ареалу виду (Лобков, 2004). Змінам ареалу сприяє велика здатність лосів до міграцій (Данилкін, 1997), у тому числі при нестачі корму, пресі полювання, пошуках сприятливих умов існування. Суттєвими факторами зростання популяції стали багаторічна заборона полювання на цей вид і поширення молодих соснових насаджень.

¹ Деякі дослідники припускають міграційний статус виду, виходячи з виразної осінньої активності цього нетопира в Причорномор'ї та західної спрямованості відмічених переміщень (Форманюк, Панченко, 2003).

² Всі аборигенні види ратичних фактично були відсутні на більшій частині України; залишкові популяції були лише у Криму і Карпатах (олень і сарна), а також на Поліссі (сарна і лось) (Мигулін, 1938).

Capreolus capreolus (Linnaeus, 1758) — сарна європейська — вид, що кілька разів скорочував свій ареал і розпадався на декілька географічно ізольованих форм продовж як плейстоцену і голоцену, так і в історичні часи (Тимофеева, 1985; Данилкин, 1992а). Останнє суттєве скорочення ареалу відбулося на початку ХХ ст. (Мигулін, 1938), коли залишкові популяції збереглися лише у крайових малодоступних місцезнаходженнях (Карпати, Полісся, Крим, Кавказ, Урал) (Тимофеева, 1985) та де-не-де у долинах великих річок, у тому числі Дніпра і Дінця (Браунер, 1915; Мигулін, 1938). Відновлення популяцій відбулося як за рахунок штучних розселень сарн, так і їх природного розселення. Завдяки вимиранню проміжних форм і вселенню на рівнини Східної Європи віддалених географічних форм сформувалися сучасні аловида (Загороднюк, 2002а).

Desmana moschata (Linnaeus, 1758) — хохла — третинний релікт, що населяв басейн Дніпра і Дінця (Селезньов, 1936; Шарлемань, 1936; Мигулін, 1938). Найбільші популяції зустрічаються у басейні Волги і Дону (Хахин, Иванов, 1990; Назирова, 2001), а на Дніпрі та Дінці зник (Загороднюк та ін., 2002). Після акліматизації на Курщині хохла почала розселятися за течією Сейму і 1969 р. досягла Путивльського району Сумщини (Сердюк, 1978), а наразі поширилася по старицях і меліоративних каналах вздовж всього Сейму (Мерзлікін, 1995). Швидкість розселення склала 10 км/рік (Сердюк, 1992; Мерзлікін, 1998), і, попри антропний прес, вид продемонстрував високу здатність до освоєння нового басейну. Аналогічні експерименти з реакліматизацією хохли на Брянщині (Онурфреня, Онурфреня, 2003) можуть сприяти також формуванню популяції на Десні. Варто зазначити, що проведені раніше спроби відновлення виду на Дніпрі, тобто у місцях нещодавнього колишнього поширення, виявилися марними¹ (Загороднюк та ін., 2002).

Lutra lutra (Linnaeus, 1758) — видра річкова — абориген нашої фауни, що є типовим мешканцем усієї мережі річкових систем як від рівнин до гір та від Полісся до Степу, проте на півдні його поширення обмежено долинами великих річок (Абеленцев, 1968). Вид відноситься до традиційних об'єктів мисливства і через надмірний промисел перейшов у статус рідкісних ще у ХІХ ст. (Сокур, 1961). Згасанню популяції сприяла не тільки висока вартість хутра видри, але й масштабна гідромеліорація і погіршення кормової бази. У середині ХХ ст. щороку в Україні здобували до 800 шкір (Сокур, 1961). Надання охоронного статусу ("Червона книга") зменшило дію негативних факторів, і на кінець ХХ ст. чисельність виду склала 6,8–8,7 тис особин (Чисельність..., 1997; Панов, 2002). За останнє десятиліття відбулося помітне відновлення чисельності і ареалу (Панов, 2002; Волох, 2003). Наразі вид помітно розширив межі свого поширення і освоїв більшість південних річок, його рекомендовано перевести у категорію "відновлений" (Загороднюк, Дикий, 2002).

Meles meles (Linnaeus, 1758) — борсук європейський — місцевий вид, поширений на більшій частині території України, переважно в межах лісової та лісостепової зон (Абеленцев, 1968). У зв'язку з надмірним промислом з 1980 року включений до Червоної книги України, завдяки чому відновив свою чисельність і рекомендований до переведення у категорію "відновлений" (Дикий, 2001). Сучасна чисельність досягла 24–27 тис особин (Дикий, 2004). Зростання чисельності супроводжувалося розселенням за межі відомого ареалу, і наразі вид проник у більшість районів степової зони (Волох 1999), у т. ч. на нижньодніпровські піски (Роман, 2002) та в Асканійський степ (Думенко, 2003). Розселення виду відбувалося у південному і південно-східному напрямках зі швидкістю 3 км на рік, і на даний час у степовій зоні мешкає 5–7 тис. особин (Дикий, 2004).

Sus scrofa Linnaeus, 1758 — кабан дикий — аборигенний вид, що є типовим для всіх природних зон України і є традиційним об'єктом полювання. У воєнні та повоєнні роки чисельність виду різко зменшувалася, і він зникав з більшої частини України (Мигулін, 1938; Лобков, 2004). Одним з факторів відновлення ареалу стала висока міграційна здатність кабана і фактор турбування: у часи бойових дій кабани йшли у більш спокійні місця і активно розселялися. Починаючи з 1943 року, кабани за 3–4 роки проникли у 18 областей України (Корнеев, 1970). Сприяла цьому і висока плодючість виду, особливо у периферійних популяціях, та їхнє подальше міксування, що вело до зростання гетерозиготності популяцій (Лобков, 2004). Наразі вид з'явився у більшості південних районів, де був відсутній з кінця ХІХ ст. (Волох, 2001; Москаленко, 2003).

¹ Підоплічко (1951) вважає скорочення західної частини ареалу хохли (у тому числі вимирання виду в басейні Дніпра) природним процесом, що розпочався у доісторичні часи і не пов'язаний з людиною.

Інвазії у двійникових комплексах

У фауні України існує 16 груп видів-двійників ссавців із загалом невідомою історією (Загороднюк, 1998б). Морфологічна подібність таких видів обмежує можливості історичних реконструкцій, проте загальний аналіз їх поширення, структура зон симпатрії та напрямки географічної мінливості роблять реконструкції можливими і результативними. Докладно такий аналіз проведено автором у спеціальній праці, присвяченій історичній біогеографії двійникових комплексів (Загороднюк, 2005), і тут анонсовано лише окремі найбільш показові приклади. Загальною особливістю усіх детально досліджених двійникових груп є відносно давня інвазія їхніх видів на територію регіону порівняно з появою проаналізованих вище видів: більшість з них з'явилися у складі місцевої фауни не раніше, ніж у час післяльодовикової колонізації Європи (для огляду цієї теми див.: Hewitt, 1999; Hofreiter et al., 2004), тобто в межах 5–20 тисяч років тому. Проте, з огляду на історію регіональної фауни, це невеликий час, і ця група видів доповнює загальну картину динаміки фауни¹.

Вухані. З двох наявних у фауні України двійників вуханя один — *Plecotus austriacus* (вухань австрійський) — розглядається як нещодавній інвайдер, що проник в регіон із Середземномор'я. Більшість його сучасних знахідок приурочена до Криму, Одещини, Поділля та прикарпатських областей і пов'язана з синантропними місцезнаходженнями (Стрелков, 1988; Загороднюк, 1999б). У більшості випадків час вселення вуханя австрійського обмежений історичним часом, і в колекційних зборах початку ХХ ст. вид майже відсутній (Zagorodnyuk, 2001; Стрелков, 2004).

Нетопири. У групі нетопирів карликових є два види (*Pipistrellus pipistrellus* та *P. pygmaeus*), широко поширені в Україні та суміжних країнах (Mayer, Helvesen, 2001; Загороднюк, 2005). Аналіз давніх колекційних зразків дозволяє припустити, що ареали видів в Україні на початку ХХ ст. були обмежені Кримом і Закарпаттям (Загороднюк, Негода, 2001). Подальше формування ареалів йшло за рахунок розширення ареалу *P. pipistrellus* на північний схід (імовірно від Балкан) та *P. pygmaeus* на північний захід (імовірно від Кавказу) (Hulva et al., 2004; Загороднюк, 2005).

Нічниця. З кількох двійникових пар інвазійний характер припускається для вусатих нічниць (*Myotis "mystacinus"*), представлених в Україні двома (Стрелков, 1983) або трьома (Benda, Tsytsulina, 2000) видами. З них *M. mystacinus* найімовірніше прийшов на територію України з Середземномор'я, *M. brandtii* — з північного сходу, *M. aurascens* — з Кавказу. У викопних фаунах атлантичного віку з Ченстоховської височини явно домінує *M. brandtii*. Припускається вторинна симпатрія *M. mystacinus* і *M. brandtii* та зміщення меж їх поширення на північ (Загороднюк, 2005).

Мишаки. Група "лісових мишей" представлена трьома видами, що мають на території України межі свого поширення (Zagorodnyuk, 1996; Межжерин, 1997). За конфігурацією ареалів та особливостями прояву морфологічних і генетичних ознак можна припустити нещодавнє розширення їхніх ареалів на терени України. Вид *Sylvaemus sylvaticus* очевидно розширився з південної Європи (із заходу), *S. uralensis* — зі сходу або Кавказу, *S. arianus* — зі степового Передкавказзя (найімовірніше — з Передньої та Малої Азії) (Загороднюк та ін., 1997; Michaux et al., 2005).

Ховрахи. Група рябих ховрахів представлена в Україні 4 "хромосомними" видами з $2n=40-34$ (Фрисман та ін., 1999; Загороднюк, Федорченко, 1995), що формують в зонах контакту гібридні популяції. Просторовий розподіл видів є не випадковим і відповідає моделі "таксономічного брукнування" з вищепленням нових (малохромосомних) форм у напрямку від Малої Азії до Східноєвропейської рівнини, що збігається зі схемою їхніх імовірних родинних стосунків (Загороднюк, 2002б). З цього випливає гіпотеза поступовості розселення ховрахів у північному напрямку.

Нориці. Три групи двійників демонструють подібні тенденції, найяскравіше видні на норицях групи *Microtus "arvalis"*. Останні представлені трьома видами (Загороднюк, 1991; Соколов, Башеніна, 1994): парю 46-хромосомних аловидів *M. arvalis* та *M. obscurus* та маргінально симпатичним з ними 54-хромосомним *M. levis*. Аналіз їхнього поширення дозволяє стверджувати про нещодавнє вселення всіх трьох видів на територію України (*M. arvalis* з південного заходу, *M. obscurus* з південного сходу) та вторинний характер їхньої симпатрії (Загороднюк, 2005).

¹ Перелік праць щодо поширення і реконструкцій історичних змін ареалів у двійників є доволі значним — 279 джерел лише за цитованою працею автора (Загороднюк, 2005), і тут наведено лише окремі огляди.

Закономірності інвазійного процесу

Наведений вище аналіз складу адвентивної фауни та особливостей окремих видів, що інтродуковані і акліматизовані штучним шляхом або інвазувалися природним шляхом, дозволяє зробити певні узагальнення. Ці узагальнення особливо важливі для розуміння процесів зміни складу регіональної теріофауни загалом, у тому числі збільшення її загального (формального) видового складу та редукції популяцій аборигенних видів ссавців. Першочергову увагу надалі буде присвячено тим видам, які увійшли до складу дикої фауни, та ефектам, які викликали ці види. В усіх випадках можна говорити власне про інвазії: навіть у випадку інтродукцій, які часто проводилися точково, у подальшому мали місце процеси природного (а не штучного) розселення видів. Значна частка адвентивних видів пройшла лише точкову інтродукцію (зокрема, більшість ратичних), і вони не мають перспектив сформувати природні популяції внаслідок різних причин (браконьєрство, відсутність достатніх територій тощо), а тому їм буде приділено меншу увагу.

Розподіл у часі. Абсолютна більшість видів, перелічених у таблиці 2, додалася до складу місцевої фауни протягом кількох десятиліть середини ХХ ст. Очевидно, що масштаби змін фауни залежали від людини і програм "збагачення" мисливських угідь, а також експериментів з введенням у культуру нових видів. Власне, на цьому аналізі можна було б і закінчити, пославшись на величезну літературу з цього приводу, проте це далеко не кінець. По-перше, культурально-мисливська діяльність стосується далеко не всієї території України і обмежена кількома десятками тисяч гектарів. По-друге, розподіл інвазій та інтродукцій у часі засвідчує, що зміни складу фауни мали місце завжди, хоча й визначалися певними періодами біоценотичних перебудов.

Можна розрізнити п'ять головних періодів інвазій останнього часу (табл. 5), тобто того, що відбувалося на очах у людини. Фауна змінюється постійно, проте загалом темпи появи нових для місцевої фауни видів очевидно зростають. Це зростання загалом відбувається стрибкоподібно, і такі стрибки відповідають основним періодам біоценотичних криз, що супроводжували ці перебудови. Очевидно, що шкала цих змін є логарифмічною, і темпи змін зростають у міру зростання впливу людини на природні комплекси. Очевидно також, що ці зміни є незворотними.

Таблиця 5. Головні періоди інвазій та інтродукцій та їхня відповідність періодам біоценотичних криз

Головні періоди інвазій протягом голоцену	Період біоценотичних криз
1) післяльодовикова колонізація Східноєвропейської рівнини, під час якої на територію нинішньої України проникла значна кількість видів, у т. ч. види-двійники, за якими часто (і доволі формально і безпідставно) залишають час появи відповідно до їх появи у сучасних списках фауни	постгляціальні перебудови біоти
2) час розвитку селищ і малих міст, коли людина ввела в культуру велику кількість нових для своєї території видів, після чого загальна чисельність культурних аналогів (напр., корів і свиней) швидко і на кілька порядків перевищила чисельність відповідних диких форм ¹	експансія людини та її мутуалістів — свійських тварин
3) формування фауни синантропів, у т. ч. за рахунок неаборигенних видів, що прийшли в регіон з людиною і міською культурою (напр., пацюк); збільшення мережі населених пунктів і розвиток транспортних мереж і транспортних засобів сприяв появі чужорідних видів	розвиток культурних ландшафтів
4) програми розвитку мисливських і звіроводських господарств за рахунок інтродукції чужорідних видів з господарсько важливими властивостями (м'ясні та хутрові види), що супроводжувалося подальшим природним їх розселенням після спланованих випусків (напр., єнот) і втеч з культури (напр., норка)	окультурювання природних ландшафтів
5) друга хвиля інвазій і розширень ареалів аборигенів внаслідок надпотужного розвитку транспортних мереж, розширення урбоценозів і розвитку коридорів для проникнення нових синантропів (напр., нетопир білосмугий), а також програм з охорони аборигенів (напр., лось)	формування мережі транспортних коридорів і повна фрагментація природних ландшафтів

¹ Як автор зазначав раніше, "на рік загибелі останнього тарпана в Україні було обліковано 5 млн. 424 тис. (!) свійських коней (перепис 1916 р.)" (Загороднюк, 1999а).

Розподіл у просторі. Поява нових видів не є чітко локалізованою у часі, і нові види успішно додаються до місцевої фауни (як природним шляхом, так і шляхом штучних інтродукцій) незалежно від географічних координат місцевості. Проте, певні відмінності регіонів є. Зокрема, у Карпатах та на Поліссі частка адвентивних видів є найменшою, що визначається як високим ступенем збереженості природних комплексів (Загороднюк, Хоменко, 1995), так і загалом невдалими спробами акліматизації більшості видів у цих регіонах. Очевидно, що одне визначалося іншим: "вбудова" нових видів у структуру розвинених і стабільних угруповань приречена на невдачу. Натомість, на півдні та у середній смузі (примор'я, степова та лісостепова зони) адвентисти почуваються значно успішніше. Зауважу, що саме для цих районів властива значна порушеність природних комплексів і висока освоєність їх людиною, які, при цьому, є двома боками однієї медалі: гемеробність (окультуреність) є мірою порушення природних систем (Кучерявий, 2001).

Якщо на Поліссі та у Карпатах частка адвентистів у складі дикої фауни складає лише малі відсотки, то на півдні — до 30–40 %. Зокрема, в заповіднику Асканія-Нова частка адвентистів і ближніх інвайдерів поповнила формальний список фауни на 41 % (Полищук, 2003), сучасний список фауни Криму (за: Дулицький, Товпинець, 2001) на 20–25 % складений видами-адвентистами¹. Те саме стосується центрів урбанізації: у великих містах, зокрема, у Києві, частка адвентивних видів ссавців сягає 32 % (Загороднюк, 2003б), і цей відсоток закономірно зменшується до периферії міст та зростає до центру урбанізації (Черемних, 2005). Тобто, як на місцевому рівні, так і у великому просторі мають місце однакові закономірності: формування градієнтів ступеню адвентивності фауни і зростання частки адвентистів у порушених людиною місцезнаходженнях.

Точкові та розлітні інвазії та інтродукції. Абсолютна більшість інтродукцій мають риси точкових порушень структури екосистем. Зокрема, це стосується практично усіх адвентивних видів копитних, які успішно інтродуковані лише на обмежених ділянках суходолу. Більшість з них формують не так популяції, як окремі напіввільні стада, що штучно підтримуються людиною. Ця підтримка полягає у постійній селекції, з одного боку, та приливі "свіжої крові", з іншого боку (Смаголь та ін., 2005 та ін.). Значна частка таких стад (зубри, муфлони, лані, кулани тощо) мають точкові ареали, межі яких звичайно визначаються межами відповідних мисливських господарств. Проте, у випадку з хижими (енот, "норка" американська) і гризунами (ондатра) точкові інтродукції та втечі з культури швидко переросли у локальні інвазії, що привели до формування місцевих популяцій, які у подальшому вже самі інвазувалися у суміжні регіони. Подібну місцеву інвазію ондатри долиною Дністра після інтродукції виду в Польщі описано для Львівщини (Татаринів, 1952, 1956); те саме можна сказати і щодо більшості інших регіонів та про інші види.

У випадку природних інвазій практично всі види відразу входять до складу місцевих фаун. Найчастіше цей процес завершується формуванням синантропних популяцій, тобто таких, що мешкають у суттєво трансформованих людиною умовах і часто є облігатними синантропами (Хляп та ін., 2003). Проте, навіть у випадку з такими виразними синантропами і коменсалами, якими є *Mus musculus* та *Rattus norvegicus*, маємо виразну зональність рівня синантропності: якщо на півночі сучасного ареалу обидва ці види є облігатними синантропами, так на півдні (у степовій зоні та усіх приморських районах вони формують екзантропні популяції, а в лісостепу є сезонними екзантропами і виселяються на літній час у природні (часто заплавні) місцезнаходження (Громов, 1995; Загороднюк, 1996а та ін.). Високий рівень синантропії властивий і такому нещодавньому успішному інвайдеру як *Pipistrellus kuhlii* (Загороднюк, Негода, 2001).

Еволюційні ефекти інвазій. Кожна інвазія або інтродукція веде до появи нового (для угруповання) виду у складі аборигенних (нових для інвайдера) угруповань, що веде до перебудови всієї структури угруповань. Варто зауважити, що кожна біосистема є відкритою і постійно змінюється, що і забезпечує еволюцію як видів, так і угруповань. Система, що не змінюється, втрачає свою пластичність і, відповідно, стійкість. Дотепер поширені серед неонтологів (особливо серед природоохоронців) метафізичні уявлення про стабільність систем і потребу охорони нещодавнього минулого входять у протиріччя з історичною динамікою угруповань. У кожній здавалося б стабільній екосистемі маємо як сезонні, так і багаторічні зміни структури угруповань.

¹ На список із 63 видів (не вкл. зубра і лань і вкл. 7 видів, вимерлих в історичні часи) є 12 адвентистів.

Факти свідчать, що значна кількість видів з'явилася у складі аборигенних угруповань криптогенно, тобто прийшли зовні. Про це, зокрема, пишуть всі палеонтологи (Рековец, 1994, Топачевський та ін., 1998, Тесаков, 2004), наразі це реєструють неонтологи, щоправда у значно ширших масштабах, які дедалі зростають (Pascal et al., 2003, ця робота). Аналіз двійникових комплексів, тобто груп, що представлені безсумнівно молодими видами, засвідчує те саме: двійники з'явилися у складі нашої фауни переважно внаслідок розширення ареалів із суміжних регіонів (Загороднюк, 2005). Власне, інвазійний характер появи нових видів лежить в основі інвазійної моделі видоутворення (Загороднюк, 2003а), і ситуація, коли у складі нашої фауни з'являються види, що сформувалися за межами регіону, є типовою. Сучасні інвазії аналогічні поняттю криптогенних видів у палеонтологів, тобто інвазії були завжди, і їхня роль у змінах структури угруповань незмінна.

Причини інвазій. Головною сучасною особливістю більшості біогеоценозів є руйнація їхньої структури, викликаною згасанням популяцій багатьох аборигенних видів. Головний і очевидний наслідок цього — спрощення таксономічної структури угруповань — є далеко не єдиним, і наступним за ним наслідком є поява нових видів. Два з них, шакал (*Canis aureus*) і нетопир білосмугий (*Pipistrellus kuhlii*), з'явилися прямо у нас на очах, не за програмами штучних інтродукцій. Головною спільною особливістю усіх природних інвайдерів є вселення через порушені екосистеми, квазіприродні або урбанізовані. Більшість інвайдерів дотепер не стали повноцінними членами аборигенних угруповань і досягають успіху в порушених або в штучних екосистемах (напр., миша *Mus musculus* в населених пунктах або шакал *Canis aureus* в місцях, де знищений вовк) (табл. 6). Варто зауважити, що чималий шанс інвайдерам дає людина: знищуючи аборигенні види та створюючи і "пропонуючи" нові ресурси. Навіть у випадку точкових інтродукцій людина створила потужну мережу квазіприродних оселищ, вигідних для інвайдерів (напр., мережа ставків і водосховищ у всій гідромережі для ондатри і, до певної міри, норки американської).

Найчастіше дослідники у якості основної причини інвазій розглядають збільшення чисельності при високій міграційній активності, що веде до виселення тварин за межі вихідного ареалу і різкого розширення меж їх поширення (Кошкина, 1987; Стрелков, 2004). Проте, доволі спрощене пояснення вимагає своїх уточнень. По-перше, види стримують певні географічні бар'єри, і найчастіше (окрім інтродукцій і втеч з культури) ці бар'єри долаються завдяки діяльності людини (Mooney, Cleland, 2001). До таких відносимо: транспорт, екологічні коридори у вигляді стрічкових біотопів (вздовж транспортних мереж, каналів, лісосмуг тощо), створення мережі видозмінених ландшафтів (агроценози та урбоценози) тощо. По-друге, людина створює критичну масу нових просторових та трофічних ресурсів, доступних диким видам. До них необхідно віднести і новостворені людиною оселища і сховища у містах і селах, і чималий трофічний ресурс на неосяжних полях і тваринницьких господарствах, годі казати про квазіприродні ландшафти (лісові дачі, рибгоспи тощо). По-третє, людина звела до критично низького рівня популяції аборигенних видів.

Щодо останнього зауважу, що всі успішні інвазії стосувалися видів, які мають свої сестринські види в аборигенній фауні (див. табл. 6; також див. табл. 3). Тобто, успішність природної інвазії значною мірою залежить від наявності і ступеню притиснення сестринського виду в аборигенній біоті. Те саме можна сказати про успішні інтродукції (кінь Пржевальського — тарпан, олень плямистий — благородний, норка американська — європейська, ондатра — водяна нориця тощо). До певної міри виняток складає єнот, проте його успіх обмежений переважно евтрофними місцезнаходженнями. Приклади з таксономічно віддаленими видами є зворотними (*Cavia porcellus*, *Dama dama*, *Myocastor coypus*, *Oryctolagus cuniculus*, *Ovis orientalis*, *Procyon lotor* тощо).

Таблиця 6. Відповідність природних інвайдерів аборигенам як таксономічним і екологічним вікаріатам

Вид-абориген	Вид-інвайдер	Таксономія	Полігон розвитку інвазії
<i>Canis lupus</i>	<i>Canis aureus</i>	види одного роду	райони знищення аборигена, південь
<i>Mus spicilegus</i>	<i>Mus musculus</i>	види одного роду	урбоценози та агроценози, всюди
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	види одного роду	урбоценози, південь
<i>Plecotus auritus</i>	<i>Plecotus austriacus</i>	види одного роду	урбоценози, південь
<i>Rattus rattus</i>	<i>Rattus norvegicus</i>	види одного роду	урбоценози, всюди

У кожному разі інвайдерам сприяли висока чисельність і міграційні здібності інвайдера, кліматичні фактори та відсутність хижаків при наявності широкої кормової бази та оселищ в місцях інвазій, що відмічають всі (напр., Кошкина, 1987; Волох, Роженко, 2000;¹ Загороднюк, 2001; Лобков, 2004), і що очевидно. Але чому вони пішли у мандри? При тому розселилися не в межах свого біому і не в суміжні біоми, що робила більшість місцевих видів при пульсаціях їхніх ареалів, а у напевно інші природні зони. Невже це спричинила велика внутрішньовидова конкуренція чи нестача корму? З лемінгами і камчатськими вивірками таке описано і не раз. Проте, як треба було затіснитися пацюкам в Індії, щоб вони пішли в Європу, і як треба було наплотитися нетопиру Куля у Закавказзі при природно низькій плодючості кажанів, щоб інвазуватися на терени України?

Серед інших причин великих переселень дослідники час від часу відмічають фактор турбування (напр., Лобков, 2004), у тому числі турбування і подальше переселення лосів і кабанів при лісозаготівлях і військових діях (обидва фактори антропогенні!). Так само легко види поверталися у свої колишні ареали (майже всі наші мисливські види ссавців) після періодів перепромислу і необхідних для відновлення популяцій заборон на полювання (Сокур, 1961; ця праця). Варто згадати, що в усіх випадках із синантропами мали місце очевидні транспортні коридори, а у двох останніх добре датованих інвазіях (нетопир куля і шакал) — безсумнівні потужні військові дії у місцях нещодавнього поширення цих видів, як на Балканах, так і на Кавказі. Зокрема, історія розселень нетопира, добре описана і не пояснена в огляді інвазій кажанів в Росії (Стрелков, 2004), має чітку кореляцію з розвитком війн та інших руйнівних дій від Спітаку і Карабаху до Чечні.

Напрямки інвазій. Головним у розвитку інвазій був північний керунок (рис. 1), який збігається з двома градієнтами: ступенем порушеності середовища та масштабами локальних і регіональних воєн, що зростають на південь. Для видів, схильних до синантропії, це головний градієнт розширення ареалів. Для акліматизантів градієнт той же, проте він визначається переважно ступенем порушеності середовища і градієнтом кліматичних факторів, що найбільш сприятливі на півдні. Для видів-пульсовиків градієнтом є також ступінь порушеності середовища, проте центри їхніх ареалів лежать переважно на півночі і, відповідно, пульсації розвиваються на південь. Для птахів напрямки розвитку інвазій трохи відмінні: якщо для ссавців переважним напрямком розселення є північ, то спектр для птахів — від південного до північного заходу, тобто переважають розселення (в Європу) зі сходу і Кавказу (Паевский, 2004), хоча маємо аналогічні для ссавців приклади у нашій фауні (горлиця садова, щедрик, мартин жовтоногий, дятел сирійський, ластівка міська тощо).

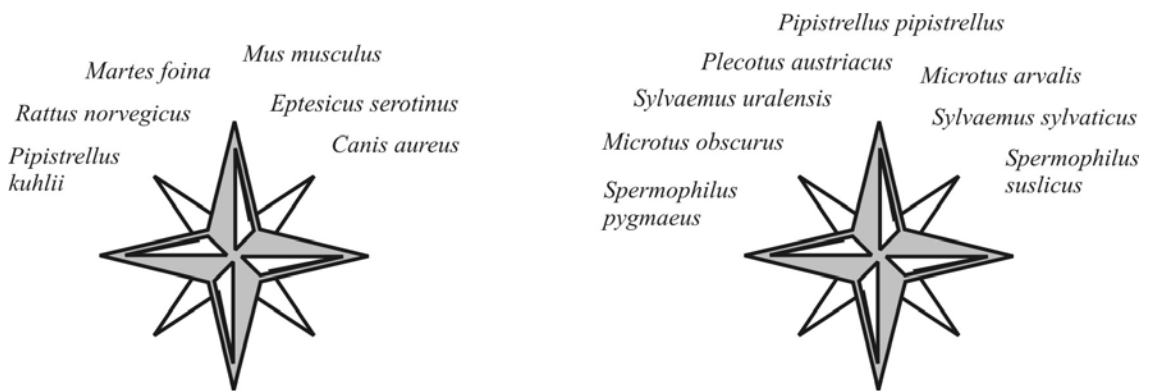


Рис. 1. Напрямки розвитку інвазій ссавців на (через) території України: ліворуч — інвайдери з числа "класичних" видів, праворуч — реконструкції для видів зі складу двійникових комплексів.

¹ Зокрема, початок інвазії шакала всі дослідники пояснюють "збільшенням щільності населення шакала в Албанії та у Східній Сербії завдяки його охороні, покращанню захисних умов середовища внаслідок створення значних площ щільних шпилькових насаджень, зниженню чисельності вовка, а також в зв'язку з природною циклічністю популяцій" (за оглядом: Роженко, Волох, 2000).

Варто зауважити, що напрямки інвазій є не стільки географічними (компасними), скільки екологічними, відповідними до перелічених градієнтів. Проте важливішим є те, що успіх адвентивної частини фауни розвивається за двома різними векторами, що визначаються екологічними особливостями адвентистів (рис. 2). Перший вектор завершується входженням у склад дикої фауни і характерний для адвентистів, другий характерний для інвайдерів, що входять у склад місцевої фауни через антропогенно-порушені екосистеми, і найчастіше веде до формування синантропних популяцій. При натуралізації відмінності адвентистів полягають переважно у спектрах їх життєздатності у місцевих умовах (уникнення хижацтва, виживання взимку, прес браконьєрства). Натомість, у випадку інвайдерів їх життєздатність загалом постійна і забезпечена умовами трансформованого середовища: велика кількість сховищ, малий прес хижаків і конкурентів, коменсалізм.

Звісно, ці два основні типи мають перехідні стани. Наприклад, пацюк мандрівний (*Rattus norvegicus*) і миша звичайна (*Mus musculus*) на півдні формують екзантропні популяції (див., напр., Громов, 1995), нетопир білосмугий (*Pipistrellus kuhlii*) використовує переважно просторовий антропогенний ресурс (сховища) і переважно восени (див.: Загороднюк, Годлевська, 2001; Стрелков, 2004), а шакал — переважно трофічний ресурс (у тому числі свійських і загинув тварин, плоди деревних культур тощо) (див.: Роженко, 2006). З іншого боку, інтродуценти почасти залежні від біотехнії (особливо адвентивні унгуляти) і фактично обмежені у своєму поширенні границями мисливських господарств (численні приклади див. вище: зубр, лань, муфлон тощо).

Значення адвентистів у структурі екосистем

Поява інвазійних видів є ознакою змін екосистем: у стабільних системах всі зміни прогнозовані і циклічні, позаяк інвазія є нециклічною міграцією, що розвивається протягом одного покоління (Загороднюк, 2001б). Близні інвайдери поширювалися поступово, за сприяння з боку людини (біотехнія на користь ратичних, схильність до синантропії у кажанів і куніці кам'яної тощо). Розглянемо кілька складових цієї теми: роль реінтродуцентів, інвайдери у заповідних і квазіприродних угрупованнях, після чого розглянемо теми біоценотичних криз і проблеми охорони.

Роль інтродуцентів. Ставлення до інтродуцентів загалом повинно бути визнано негативним, оскільки штучне переселення видів та інтродукція їх у склад чужих для них угруповань закономірно веде до згасання популяцій аборигенів (Шварц та ін., 1993). Найбільш екстремальні природоохоронці називають інтродукції "екологічним злочином" (Виноградов, 2005), що виправдано: кожний інтродуцент забирає у аборигенів частку ресурсів, як просторових, так і трофічних, а цих ресурсів у дикої фауни з розвитком людської цивілізації стає дедалі менше. Проте, необхідно зауважити, що більшість інтродуцентів — це мисливські звірі, поширення яких звичайно обмежено мисливськими господарствами. Тут є певна проблема: обмежено поширеними інтродуцентами є унгуляти, яких звичайно дуже не вистачає, а неконтрольованими — хижі та гризуни.

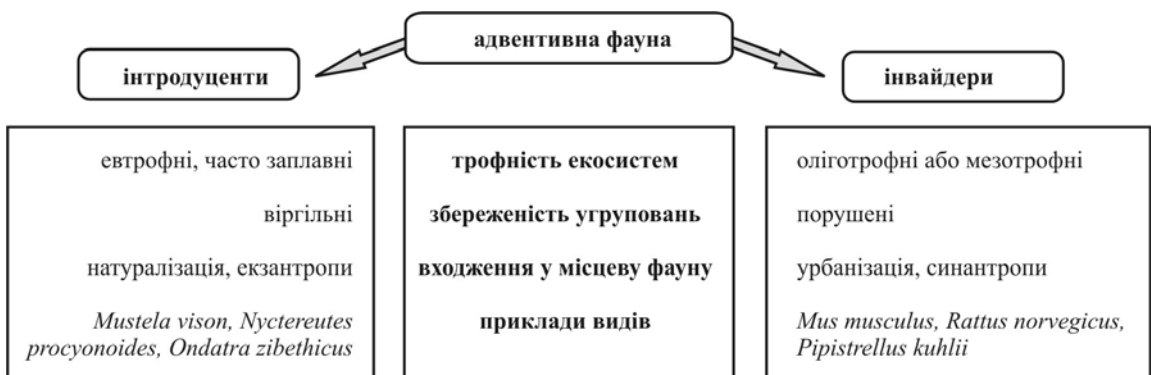


Рис. 2. Два шляхи "вбудови" адвентивних видів у склад аборигенних угруповань: перший шлях (ліворуч) веде до натуралізації через входження у склад віргільних угруповань (екзантропна фауна), другий шлях (праворуч) веде до розвитку урбаністичних угруповань ссавців (переважно синантропна фауна).

Роль реінтродуцентів. На відміну від інтродукцій, реінтродукції дають можливість угрупованням та екосистемам відновити деякі раніше втрачені свої особливості. Тобто, реінтродукції можуть розглядатися як позитивне явище. Ця його позитивність, щоправда, часто обмежена територіями невеликих господарств: якщо інвазії та акліматизації часто мають дуже великі масштаби, то реінтродукції почасти виявляються дуже неефективними і нагадують спроби реанімувати приречений на смерть організм. Щоправда, це зовсім не означає їхню недоцільність: часто природа настільки видозмінена, що реінтродуцент не демонструє великого успіху. Одиничними винятками є сколівська популяція зубрів (Хоецький, 2003) та чорнобильська популяція "тарпанів" (Вишневецький, 2005). Численні спроби реінтродукувати в місця колишнього поширення хохулю (Загороднюк та ін., 2002), бобра (Панов, 2002), байбака (Токарський, 2004) та інших ссавців не дали значного успіху, проте дозволили дещо покращити загальну ситуацію. Власне, такий успіх мав місце виключно при роботі з фітофагами, і екосистеми були готові прийняти їх. Фактично в усіх успішних реінтродукціях фігурували лише консументи I порядку, і цей успіх значною мірою визначався потребами відновлення певних екосистемних функцій.

Особливо значною є роль гігантських фітофагів (Пучков, 1992а-б). Загалом роль копитних завжди є позитивною, якщо мова йде про оптимальну щільність їх популяцій. Без фітофагів екосистеми накопичують велику морімасу, при їх надлишку виникає явище "перевипасу". Однією з нагальних проблем сьогодення у заповідній справі стали резерватогенні сукцесії (Русин, 2006). Інтродукція вкрай потрібна у більшості степових заповідників, або хоча б імітування діяльності фітофагів, проте не косінням, а фактичним випасом з відповідними точковими порушеннями рослинного покриву, який адаптований до такого впливу і без участі фітофагів різко змінюється. Навіть тоді, коли реінтродуковано неаборигенні, але споріднені до них форми (напр., кінь Пржевальського замість тарпана). З іншого боку, у тих самих заповідниках (і не тільки в них) існує проблема надмірного впливу фітофагів на екосистеми, особливо актуальна у зв'язку з підтриманням штучно високої чисельності оленів у Криму (Іванов та ін., 2003) та високої щільності при обмеженому поширенні зубрів у мисливських господарствах (Колисник, 1993; Смаголь та ін., 2005). В усіх випадках роль реінтродуцентів у структурі екосистем є дуже обмеженою за географією¹.

Адвентисти у заповідних угрупованнях. Давно минули часи, коли фауна заповідників відбила вихідний стан відповідних зональних фауністичних комплексів. Адвентивна її складова давно переросла за 10–15 % і наразі стало нормальним згадувати частину наявних адвентистів у складі фауни заповідних територій. Хоча це і не стало нормою, проте варто навести одну цитату щодо Асканії-Нова, де синантропна і адвентивна складова сягають 40 % від загального обсягу місцевої теріофауни: "Копитні різних континентів і міжвидові гібриди, що утримуються в огорожі Великого Чапельського Поду (21 % площі природного ядра), беруть участь у кругообігу речовини і енергії степової екосистеми нарівні з корінними видами, і виникає питання: чи варто включати їх в загальний список теріофауни." (Полищук, 2003). Очевидно, що варто, якщо мова йде про угруповання і про екологію. Наведу кілька типових ситуацій з цього приводу.

У тій самій Асканія-Нова, і не тільки там, давно формуються "заповідні" зграї здичавілих собак (Думенко, 2001), що часом мають далеко не сезонне перебування, часто з виразною соціальною ієрархією і територіальністю. Окрім того, на багатьох територіях, особливо на півдні, формуються мішані зграї собак з вовками, що актуалізує проблему збереження чистокровних популяцій вовка (Гурський, 1975; Жила, 2006). Приклад з людиною ще очевидніший, оскільки вплив людини на стан природних екосистем часто є на порядок більшим за вплив будь-якого аборигенного виду ссавців: напр., у заповіднику "Стрільцівський степ" та його околицях є півтора степових тхора (*Mustela eversmanni*) (Боровик, 1999) на трьох співробітників та дюжину місцевих косарів і браконьєрів, і роль тхора незрівнянно менша за роль людини у функціонуванні цих екосистем.

¹ К. Герус та В. Крижанівський (2005) підкреслюють, що "На сьогоднішній день не може бути і мови про відтворення суцільного ареалу зубра в Україні. В сучасних умовах надто обмежені площі лісових масивів для існування виду у відносній рівновазі зі своїм оточенням. Єдиний вихід з цього становища, щоб забезпечити охорону і збільшення загальної чисельності тварин — створення нових локальних субпопуляції зубрів на площах не менше 10–20 тис. га лісових угідь чисельністю до 50 голів (25–30)". Тобто мова йде про охорону виду як такого, а зовсім не про його участь у функціонуванні зональних природних комплексів.

Деякі адвентисти стали не тільки характерними членами фауністичних угруповань, але й домінантами в цих угрупованнях. Ондатра для зоологів і екологів нової хвилі виглядає успішним місцевим видом, проте історія її інтродукції не така вже давня, а наслідки є очевидно негативними. У більшості заплавних комплексів, включаючи дельти великих річок (Дніпра, Дунаю), цей вид став настільки звичайним, наскільки рідкісними тепер стали його аборигенні попередники — водяна норича (*Arvicola amphibius*) та інші коловодні ссавців. Цей вид настільки успішно натуралізувався, що ми не маємо жодних механізмів його вилучення зі складу природних екосистем.

Одним з найуразливіших ланцюгів у структурі біосистем є хижаки, тобто консументи II порядку, оскільки руйнація угруповань і спрощення екопірамід найбільше позначається саме на вершинах цих пірамід. Там, де важко одному виду, поява двійника означатиме згасання одного з них (принцип Гаузе). Показовою є історія з норкою, *Mustela lutreola* (Сидорович, 1995; Волох, 2004а), яка протягом 2–3 десятиліть перейшла у категорію "зникаючий вид" у зв'язку з появою двійника, "норки" американської (*Mustela vison*). Хоча в Україні жодних акцій щодо інтродукції *Mustela vison* не було, внаслідок утеч "американки" з численних звірогоспів сформувалася потужна місцева її популяція, яка фактично витіснила аборигенний вид. Наразі у дикому стані "американка" відмічена в усіх заповідних куточках України, чого не скажеш про *Mustela lutreola*.

Адвентисти у квазіприродних системах. Усі форми нашого природокористування закономірно ведуть до збіднення аборигенних угруповань і формування квазіприродних систем, частка яких збільшується катастрофічно. Тут у більшості випадків домінантами стають адвентивні види і формується так звана "сіра біота" (Шварц та ін., 1993; Загороднюк, 2004в), в якій частка аборигенних видів вкрай мала, а раритетна фауна найчастіше відсутня. Проблема біологічного забруднення наразі стає провідною у природоохоронній активності (Шварц та ін., 1993; Drake etc., 1989), і її суттєво актуалізує розвиток транспортних мереж та торгівлі біологічними зразками.

Адвентисти обирають квазіприродне, оскільки найлегше освоюють саме трансформовані екосистеми, а вже звідти поширюються у природні комплекси: тепер у глибині кожного заповідника можна зустріти свійського kota або пса. Враховуючи надвисоку частку видозмінених ландшафтів (у крайніх позиціях маємо лише 4,2 % заповідного фонду та 11,6 % під забудовою) та очевидний факт зміщення спектру типів екосистем у бік трансформованих людиною, мусимо визнати факт абсолютного переважання угруповань з адвентивними видами на більшій частині території України. Те саме спостерігається і у рослинному світі (Протопопова та ін., 2003).

Адвентисти як фактор біотичних криз

Загальним знаменником давніх авторів була ідея збагачення фауни, яку широко вітали (для огляду див.: Сокур, 1961). Так було з мисливською фауною, збагачення якої було одним з ключових факторів природокористування. Нові (інвазійні) види із захватом шукали науковці і часто-густо присвячували таким фактам свої численні публікації. Помалу ця ідея переросла у зворотну, і наразі лейтмотивом більшості публікацій стала проблема "біоценотичних агресорів", "біоценотичних криз", "біологічного забруднення" (Parker et al., 1999 та ін.). Є думки і факти "за", а є і "проти" кожної з цих двох парадигм. Наразі домінуючою стала кризова парадигма, і навколо неї розвиваються основні ідеї у цій галузі, про що свідчать численні публікації у літературі (для огляду див.: Неронов, Лушечкина, 2001; Mooney, Cleland, 2001; Алимов, Богущкая, 2004).

Вплив інвайдерів йде на всіх рівнях: від витіснення окремих аборигенних видів до руйнації структури угруповань (Шварц та ін., 1993; Sanders, 2003). Попри незначну вихідну генетичну мінливість (Tsutsui et al., 2000) та очевидні ефекти засновника інвазійні види швидко освоюють нові середовища і формують відмінну від материнських популяцій структуру (Загороднюк, 2004б). Серед ключових впливів інвазійних видів, що протилежні еволюційним потенціям аборигенів, називають п'ять: конкурентне виключення, зміщення ніш, гібридизацію, інтрогресію, хижацтво та, врешті, вимирання (Mooney, Cleland, 2001). Повною мірою це стосується і акліматизантів, а також свійських тварин, на користь яких проводиться більшість біотехнічних заходів, тобто врешті всієї адвентивної фауни. Всі ці впливи, кожний по-окремі, а тим паче у комплексі, ведуть до згасання популяцій аборигенних видів та руйнації структури їх угруповань.

Факти за... Агресивність інвайдерів докладно показана на кількох прикладах. Приклади з норками (європейська та американська) і нетопирами (малий та білосмугий) вже став хрестоматійним, хоча він не однозначний. Інші приклади не менш показові і також ведуть до витіснення одного сестринського виду іншим, що відомо не тільки у випадку з адвентистами (див. табл. 6), але й у взаємних аборигенів (напр., витіснення ховраха крапчастого малим, *Spermophilus suslicus* — *S. pygmaeus*). Фактично поява кожного нового адвентиста супроводжувалася редукцією популяції одного з аборигенів, що видно при аналізі усіх груп, у т. ч. оглядах автора щодо змін фауни унгулят (Загороднюк, 1999а), кажанів (Загороднюк, Ткач, 1996), хижих (Загороднюк, 2001а) тощо.

Норки. Агресивність є добре дослідженим фактом щодо норки американської, *Mustela vison*. В експериментах, парування з нею самиць аборигенного виду їхня вагітність закінчується резорбцією ембріонів (Терновский, 1977). Цей факт у поєднанні з тим, що парування у адвентивного виду відбувається на місяць раніше, використовувався у моделях "репродуктивної інактиваци", оскільки *Mustela vison* може вводити самиць аборигена на нерезультативну вагітність. Спеціальні дослідження у природі не підтвердили це, проте показали значну поведінкову агресивність "американки" щодо аборигена (Сидорович, 1995). Окрім того, норка європейська виявилася малостійкою до хвороб, збудників яких завезено з *Mustela vison*: хвороба Ауески, алеутська хвороба (Волох, 2004а). Ситуація з аборигенною норкою погіршується тим, що популяція "американки" підживляється втікачами зі звірогосподарств, а також більшою плодючістю адвентиста, що веде до витіснення аборигена з більшості місцезнаходжень та видання його кормової бази.

Нетопири і пацюки. Ознаки біоценотичного агресора властиві нетопиру білосмугому. Інвазія цього виду йшла з формуванням осілих популяцій, натомість місцеві нетопири — перелітні. Як відомо, одним з ключових факторів успішного існування кажанів є наявність сховищ (Годлевська, 2006). У синантропних умовах це завершується зайняттям адвентивним видом усіх придатних для нетопирів сховищ, особливо в містах, внаслідок чого на час весняної появи аборигенів всі "вакансії" виявляються зайнятими. Зокрема, у Луганську, на п'ятий рік від своєї першої реєстрації (Кондратенко, 1999) цей вид став абсолютним домінантом в урбаністичних угрупованнях кажанів. Подібне на 150 років раніше описав М. Кесслер (1851) у зв'язку з інвазією пацюка мандрівного (*Rattus norvegicus*), який врешті витіснив аборигенного *R. rattus*. Наразі чорний пацюк зберігся в Україні лише у південнобережних лісах Криму і глухих куточках Полісся (Загороднюк, 1996б).

Факти проти криз. Інвазійні види потрапляють у нові для себе угруповання не завжди так агресивно, як це звичайно вважають. По-перше, що принципово важливо, вони нерідко приходять на нові території після втрати аборигенними угрупованнями певних корінних видів. Таку ситуацію ми маємо, зокрема, з інвазією шакала, який проник на південь України фактично вже після повного знищення там вовка. Значна частка інших адвентивних видів стала членами природних фауністичних комплексів вже після згасання природних популяцій аборигенів, або на останніх фазах такого згасання. Так, розселення ондатри (якій нерідко приписують роль "останнього пострілу" в історії українських популяцій хохулі) в долині Сіверського Дінця відбулося з розривом у принаймні одне десятиліття від останніх зустрічей хохулі (Загороднюк та ін., 2002). На Поліссі аборигенна та американська норки також розійшлися у часі (Волох, 2004а). Звісно, вони забрали ресурс, який може стати актуальним при реінтродукції втрачених аборигенів.

По-друге, має значення швидкість розвитку інвазій. Екосистеми "вимагають" поступових змін, тобто еволюції. Інвазії у класичному визначенні ("вторгнення") є революційними, тобто супроводжуються перебудовою структури угруповань (згадаємо описані Симпсоном зустрічні інвазії ссавців при злитті двох Америк). Швидкий інвазійний процес подібний до мутацій на екосистемному рівні (Загороднюк, 2003а). Якщо зберігається екосистемна функція (із заміною лише "виконавця"), то така інтродукція є "терпимою". Наприклад, втрату степових унгулят (див. Загороднюк, 1999а) не можна виправити за рахунок популяцій тих самих видів (вони зникли), проте така втрата може бути компенсована на функціональному рівні шляхом інтродукції родинних форм фітофагів з числа не-аборигенних видів, аловидів або підвидів. Такими можуть виступати кінг Пржевальського на місці тарпана, корова на місці тура тощо. І така компенсація напевно буде доцільною¹.

¹ Інша справа, якщо мова йде про неродинні форми: напр., муфлон (вівця) нічию функцію не компенсує.

Проблеми охорони фауни

Контекстно проблема охорони фауни стосується аборигенної фауни і охорони її від дії антропогенного чинника. Тут необхідно зауважити про наступне: 1) за критеріями МСОП охоронні статуси визначаються і діють виключно для аборигенних видів в межах їхнього історичного ареалу, 2) поняття антропогенного чинника є доволі розмаїтим, і до нього необхідно відносити не тільки зміни середовища як такого, але й проблему біологічного забруднення та проблему переміщень тварин, складовими яких є інвазійна фауни. Розглянемо це докладніше.

Охорона адвентистів? Серед п'яти проблемних факторів у галузі охорони природи автор з колегами зазначає потребу "Різного ставлення до аборигенної та адвентивної фауни" (Загороднюк та ін., 2003). Потреба в цьому є актуальною через обмеження організаційних і фінансових можливостей на охорону природи взагалі і важливість охорони в першу чергу аборигенних видів. Такий підхід покладено в основу сучасної природоохоронної політики (Drake et al., 1989; Di Castri et al., 1990; Clout, Love, 1996). Очевидно, що наразі значна частина дикої фауни представлена адвентивними видами, і в більшості місцевостей переваги отримують саме чужорідні види, що особливо яскраво проявляється в порушених типах біоценозів, зокрема, в агроценозах і урбосистемах (Клауснітцер, 1990; Шварц та ін., 1993; Неронов, Лущекина, 2001; Загороднюк та ін., 2003). У Рекомендації № 77 Постійного комітету Бернської конвенції прямо говориться про негативну роль адвентивних видів і потребу їх викоринення¹ (Recommendation..., 1999). Проблема впливу інвайдерів стимулює розробку економічних оцінок їх впливу на місцеві види і екосистеми на основі їхніх біологічних властивостей та екологічних ефектів (Born et al., 2005; Leung et al., 2005).

Відома теза МСОП про охорону видів в межах їхніх історичних ареалів вимагає уточнень. По-перше, деякі види втратили свою батьківщину, і як нам бути, якщо вид зберігся лише у новому місці або в зоопарку? По-друге, вид як компонент екосистеми має не тільки свою нішу, але і свої впливи, і екосистема, будучи пристосованою до участі в ній певного виду, має свою пам'ять на цю функцію. Проте, наскільки довга ця пам'ять, і в яких часових рамках ми маємо вживати поняття "історичний ареал"? Якщо, скажімо, кабан (*Sus scrofa*) існував в Криму в пізньому плейстоцені (та, імовірно, в літописні часи), то чи є нинішня його інтродукція реакліматизацією, як це пише А. Дулицький (2001)? І чи ідея відновлення в Україні пискухи (*Ochotona pusilla*)², про що неодноразово говорив один з моїх вчителів, Микола Воронцов, є актуальною з огляду на сучасний стан фауни? З іншого боку, резерватогенні сукцесії у степових заповідниках (Русин, 2006) засвідчують необхідність відновлення популяцій унгулят, які зникли тут 1–3 століття тому (Загороднюк, 1999а).

З огляду на адвентивну складову теріофауни при розробці природоохоронних заходів мова повинна йти про три ключові проблеми (за: Загороднюк та ін., 2003):

- 1) за сприяння людини адвентивні види забирають і без того малий просторовий і трофічний ресурс у аборигенів, і без біотехнічних заходів на користь останніх ситуацію не виправити,
- 2) осередками існування раритетної частини аборигенної фауни стали незначні за площею заповідні території, натомість, адвентисти домінують на 50–80 % території України,
- 3) нагальною стає необхідність проектування квазіприродних угруповань, які наразі розвиваються стихійно і неконтрольовано, хоча для цього і розроблено низку рекомендацій.

CITES та біологічне забруднення. Всі трансареальні переміщення тварин (торгівля, інтродукція, введення в культуру, утримання в колекціях, випадкові перевезення) ведуть не тільки до згасання природних популяцій видів, що є об'єктами торгівлі, але і до порушення структури угруповань у місцях навмисної чи ненавмисної інтродукції. Конвенція CITES, ратифікована Україною, має за мету уникнення негативних наслідків експлуатації природних популяцій з метою міжнародної торгівлі (Мовчан, Домашлінець, 1998), а одночасно обмежує переміщення видів за межі їх природного ареалу. Проте практика CITES — це контроль вивозу, а не ввозу (Загороднюк та ін., 2003), що веде до тих самих негативних наслідків і породжує агресію адвентивних видів.

¹ Рекомендація 77 містить додаток "Приклади інвазійних видів, для яких доведено, що вони являють загрозу біологічному різноманіттю". Додаток включає 11 видів, у т. ч. 6 видів ссавців нашої фауни: *Mustela vison*, *Ondatra zibethicus*, *Myocastor coypus*, *Cervus nippon*, *Procyon lotor*, *Nyctereutes procyonoides*.

² За деякими даними, пискуха, або сіноставець, була поширена в Україні до XIX ст. (Сокур, 1961).

Історична складова. Проблема охорони інвайдерів не є такою вже однозначною. Аналіз змін фауни у довготривалому часі дозволяє говорити про те, що фауна перебуває у постійній динаміці, і структура угруповань постійно змінюється. Ці зміни торкаються всього складу фауни і значна кількість видів з'являлася криптогенно (у термінах палеонтологів), тобто інвазійним шляхом. Досить нагадати, що територія України протягом останньої частини кайнозою була ареною потужних біогеографічних подій, викликаних як покривними зледеніннями, що поширювалися до Канева (Величко, 1980), так і зустрічними процесами депресії рівня моря (Муратов, 1951; Hosey, 1982), коли значна частина приморських районів (Крим, Причорномор'я) опинялася під водою.

Враховуючи це, мусимо визнати, що місцева фауна завжди мала актуальну адвентивну складову. Той факт, що певна частина нинішніх аборигенів — це колишні інвайдери, не зменшує цінність місцевої фауни, проте ми повинні ставитися до питань охорони дикої фауни неупереджено, розрізняючи антропогенні та природні зміни складу фауни. З іншого боку, при такому потужному "фауністичному комплексі", як людина з когортою свійських і синантропних видів, мова має йти про потребу заповідання всієї дикої фауни, за винятком лише видів, що увійшли до складу місцевої фауни внаслідок інтродукцій або антропогенно спровокованих інвазій.

Як і раніше, фауна продовжує змінюватися, хоча й швидшими темпами порівняно з попередніми періодами свого розвитку, вже тому, що змінюється середовище. Ми мусимо визнати неминучість таких змін і зникнення частини аборигенів та потребу "проекткування" фауни квазіприродних систем (Загороднюк, 1997; Sala et al., 2000), або ж припинити господарювання. Оскільки останнє неможливе, найрозумнішим буде прогнозувати і проектувати зміни фауни і впливати на ці зміни, проводячи потрібні комплекси заходів (біотехнія, карантин, реінтродукція тощо).

Висновки

1. У складі фауни України можна розрізнити п'ять груп видів, які складають найбільш нестабільну частку фауністичного списку. Загалом це 36 видів (тобто чверть усього списку теріофауни), а за числом особин це — переважна більшість ссавців місцевої фауни.

2. Абсолютна більшість успішних адвентистів і всі успішно реакліматизовані види (всі, крім трьох хижих) — консументи першого порядку. Успіх інших визначається тим, що популяції або підживлюються людиною, або притаманні евтрофним заплавному комплексам.

3. У систематичному плані адвентивна успішність обмежена трьома головними групами: гризуни (7 видів), унгуляти (8) та хижаки (4), у екологічному плані цей успіх обмежений переважно рослиннідними формами (гризуни та унгуляти) та усеїдними (хижаки).

4. Можна розрізнити два шляхи розвитку адвентивного успіху — синантропізація, властива переважно інвайдерам, та натуралізація у природних комплексах, властива частині інтродуцентів.

5. Історичні дані дозволяють говорити про те, що значна частина місцевої фауни сформувалася внаслідок інвазійного процесу, що був характерний як макрофауни, так і численних двійникових комплексів мікромамалій, і це продовжується у сучасний період розвитку фауни.

6. Частина адвентистів проявляє ознаки біоценотичних агресорів, збільшуючи свою чисельність і ареал без участі людини. Однією з ознак біоценотичного агресора є перехоплення ним контрольованих аборигенами ресурсів і вихід на домінуючі позиції у природних угрупованнях.

7. Більшість адвентистів наносить шкоду природним угрупованням, змінюючи їхню структуру, проте частина їх (зокрема, деякі унгуляти) має бути визнана бажаними компонентами природних комплексів, якщо вони відновлюють екосистемні функції втрачених видів.

Подяки. Щиро дякую за важливі факти і коментарі А. Волоху, Г. Двойносу, І. Делегану, І. Зеніній, П. Пучкову, В. Тищенко, а також Н. Атамась та Л. Годлевській та С. Глотову за допомогу в інформаційному пошуку. Моя подяка колегам, які своїми публікаціями і обговореннями сприяли прогресу дослідження: А. Волоху, А. Дулицькому, І. Смелянову, В. Лобкову, Л. Рековцю, І. Сокур, В. Токарському, В. Топачевському, Є. Шварцу. Моя особлива подяка О. Годлевській, Ю. Зізда та О. Резнік на величезну допомогу на всіх етапах підготовки рукопису.

Література

- Абеленцев В. І. Куницеви // Фауна України. Ссавці. — Київ: Наукова думка, 1968. — Том 1, вип. 3. — 280 с.
- Абеленцев В. І., Колошев І. І., Крочко Ю. І., Татаринів К. А. Итоги кольцевания рукокрылых в Украинской ССР за 1939–1967 гг. Сообщение 3 // Вестник зоологии. — 1970. — № 1. — С. 61–65.
- Абеленцев В. І., Попов Б. М. Ряд рукокрилі, або кажани — Chiroptera // Підоплічко І. Г. (ред.). Фауна України. — Київ: Вид-во АН УРСР, 1956. — Том 1, випуск 1. — С. 229–446.
- Алимов А. Ф., Богоуцкая Н. Г. (ред.). Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. — Москва: Товарищество научных изданий КМК, 2004. — 436 с.
- Аргиропуло А. И. Сем. Muridae — мыши. — Москва, Ленинград: Изд-во АН СССР, 1940. — 170 с.
- Барышиников Г. Ф. Отряд Carnivora Bowdich, 1821 — Хищные // Каталог Млекопитающих СССР (плиоцен–современность) / Под ред. И. М. Громова и Г. И. Барановой. — Ленинград: Наука, 1981. — С. 236–292.
- Берестенников Д. С., Гизенко А. И., Самош В. М. Ондатра. — Киев: Наукова думка, 1969. — 90 с.
- Біорізоманітність Дунайського біосферного заповідника, збереження та управління. — Київ: Наукова думка, 1999. — 704 с.
- Бондаренко В. Д., Коцюба Р. П., Хосцький П. Б. Зубри в західному регіоні України // Чтения памяти А. А. Браунера: Материалы международной научной конференции. — Одесса: Астропринт, 2000. — С. 120–126.
- Боровик Е. Н. Численность редких и охраняемых видов млекопитающих в заповедном массиве «Стрельцовская степь» // Вестник зоологии. — 1999. — Т. 33, № 4–5. — С. 80.
- Булахов В. Л., Губкин А. А., Рева А. А. Современное состояние териофауны степного Приднепровья // Состояние териофауны в России и ближайшем зарубежье. — Москва, 1996. — С. 65–69.
- Браунер А. Къ какому виду принадлежат козули Южной России и Крыма // Записки Крымского общества естествоиспытателей. — 1915. — Том 5. — С. 112–114.
- Браунер А. А. Сельскохозяйственная зоология. — Одесса: Госиздат Украины, 1923. — 456 с.
- Величко А. А. Вопросы палеогеографии и хронологии раннего и среднего плейстоцена // Возраст и распространение максимального оледенения Восточной Европы. — Москва: Наука, 1980. — С. 189–208.
- Виноградов А. В. Интродукция — социально-экологическое преступление // Охрана дикой природы. — ЦОДП, 2005. — № 2 (32). — С. 4–8.
- Вишневський Д. Результати інтродукції коня Пржевальського (*Equus przewalskii*) в Зону відчуження ЧАЕС // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія. — 2005. — Випуск 17. — С. 39–41.
- Власов А. А. О расширении ареала позднего кожана на юго-западе Центрального Черноземья // Вестник зоологии. — 1995. — № 1. — С. 84–85.
- Волох А. М. Влияние интродукции на формирование полиморфного генотипа диких кабанов на Украине // Структура і функціональна роль тваринного населення в природних і трансформованих екосистемах: Тези доповідей I-ї міжнародної наукової конференції. — Дніпропетровськ, 2001. — С. 124–125.
- Волох А. М. Особенности формирования приазовской части ареала средиземноморского нетопыря *Pipistrellus kuhlii* // Вестник зоологии. — 2002. — Том 36, № 1. — С. 101–104.
- Волох А. М. Сучасне поширення видри (*Lutra lutra* L., 1758) в Україні та її чисельність // Вісник Запорізького державного університету. Серія: Фіз.-мат. та біол. науки. — 2003. — № 1. — С. 1–7.
- Волох А. Поширення і чисельність європейської норки (*Mustela lutreola* L., 1766) в Україні // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. — 2004а. — Вип. 38. — С. 118–128.
- Волох А. М. Появление обыкновенного шакала (*Canis aureus*) у берегов Крыма // Вестник зоологии. — 2004б. — Том 38, № 3. — С. 80.
- Волох А. М. Результаты исследования некоторых популяционных характеристик асканийского благородного оленя // Вестник охотоведения. — Москва, 2004в. — № 4. — С. 86–94.
- Волох А., Кашкарёва А. Некоторые особенности эмбрионального развития асканийского благородного оленя (*Cervus elaphus*) // Фауна в антропогенному середовищі. — Луганськ, 2006. — С. 59–64. — (Серія "Праці Теріологічної школи", випуск 8).
- Волох А. М., Роженко Н. В., Лобков В. А. Первая встреча обыкновенного шакала (*Canis aureus* L.) на юго-западе Украины // Исследования многообразия животного мира. — Одесса: Астропринт, 1998. — С. 187–188. — (Научные труды Зоологического музея Одесского государственного университета. Том 3).
- Галака Б. О. Про сучасне поширення зубра (*Bison bonasus* L.) на Україні // Збірник Праць Зоологічного музею. — 1973. — № 35. — С. 85–87.
- Гептнер В. Г. О тарпанах // Зоологический журнал. — 1955. — Том 34, № 6. — С. 1404–1423.
- Гептнер В. Г., Насимович А. А., Банников А. Г. Парнокопытные и непарнокопытные. — Москва: Высшая школа, 1961. — 776 с. — (Серия "Млекопитающие Советского Союза". Том 1).
- Герус К., Крижанівський В. Сучасний стан популяції зубра в Україні // Вісник Львівського університету. Серія Біологічна. — 2005. — Вип. 39. — С. 110–113.

- Гиренко Л. Л. К вопросу о распространении черной крысы в УССР // Труды Зоологического музея Киевского университета. — Киев, 1950. — Том 2. — С. 75–95.
- Годлевська Л. Лиліки і пергачі: *Vespertilio* et *Eptesicus* // Міграційний статус кажанів в Україні. — Київ, 2001. — С. 73–76. — (Novitates Theriologicae, pars 6).
- Годлевська О. В. Фауна кажанів України в умовах антропогенної трансформації середовища: Автореф. дис. ... канд. біол. наук (03.00.08 — зоологія). — Київ, 2006. — 20 с.
- Гринченко А. Б., Дулицький А. І. Распространение и экология ондатры в Северном Крыму // Вестник зоологии. — 1984. — № 3. — С. 69–71.
- Громов И. М. Род крысы — *Rattus* Fischer, 1802 // Громов И. М., Ербаева М. А. Млекопитающие фауны России и сопредельных территорий. Зайцеобразные и грызуны. — Санкт-Петербург, 1995. — С. 259–271.
- Громов И. М., Баранова Г. И. (ред.). Каталог млекопитающих СССР (плиоцен–современность). — Ленинград: Наука, 1981. — 456 с.
- Гурский И. Г. Гибридизация волка с собакой в природе // Бюллетень МОИП, отд. биол. — 1975. — № 1. — С. 131–136.
- Данилкин А. А. Ареал // Соколов В. Е. (ред.). Европейская и сибирская косули: систематика, экология, поведение, рациональное использование и охрана. — Москва: Наука, 1992а. — С. 64–85.
- Данилкин А. А. Естественное и искусственное расселение // Соколов В. Е. (ред.). Европейская и сибирская косули: систематика, экология, поведение, рациональное использование и охрана. — Москва: Наука, 1992б. — С. 119–123.
- Данилкин А. О цикличности в динамике численности лося // Охота и охотничье хозяйство. — 1997. — № 6. — С. 12–16.
- Данилкин А. А., Марков Г. Г., Штуббе К. и др. Изменчивость и таксономия // Соколов В. Е. (ред.). Европейская и сибирская косули: систематика, экология, поведение, рациональное использование и охрана. — Москва: Наука, 1992. — С. 22–63.
- Делеган І. В., Делеган І. І., Делеган І. І. Біологія лісових птахів і звірів / За ред. І. В. Делегана. — Львів: Поллі, 2005. — 600 с.
- Дикий І. Обґрунтування зміни охоронного статусу борсука в Україні // Матеріали школи-семінару "Великі хижі ссавці України та прилеглих країн" (Селезівка, 15–17 грудня 2000 р.) // Novitates Theriologicae. — 2001. — Pars 4. — С. 50–52.
- Дикий І. В. Борсук (*Meles meles* L., 1758) на заході України: (морфологія, поширення, екологія, охорона): Дис. ... канд. біол. наук (03.00.08). — Львів: Львівський національний університет, 2004. — 215 с.
- Дулицька Е. А., Попов В. Н., Дулицький А. І. Фенетико-краниометрическое доказательство подвидовой самостоятельности белки крымской популяции // Фенетика природных популяций: Материалы 4-го Всесоюзного совещания (Борок). — Москва: АН СССР, 1990. — С. 78–79.
- Дулицький А. І. Некоторые аспекты структуры популяции европейского муфлона в Крыму // Вестник зоологии. — 1992. — Том 26, № 3. — С. 50–56.
- Дулицький А. І. Млекопитающие Крыма. — Симферополь: Крымчпедгиз, 2001. — С. 1–224.
- Дулицький А. І., Алексеев А. Ф., Арутюнян Л. С. и др. Распространение серой и черной крыс в Крыму // Синантропия грызунов. — Москва, 1992. — С. 151–161.
- Дулицький А. І., Кормилицина В. В. Результаты акклиматизации млекопитающих в Крыму // Охота, пушнина и дичь: Сборник научно-технической информации ВНИИОЗ. — Киров: Волго-Вятское книжное изд-во, Кировское отделение, 1975. — № 47–48. — С. 58–66.
- Дулицький А. І., Товпинец Н. Н. Аннотированный список млекопитающих Крыма // Памяти профессора Александра Александровича Браунера (1857–1941). — Одесса: Музейный фонд им. А. А. Браунера; Астропринт, 1997. — С. 92–100.
- Дулицький А. І., Товпинец Н. Н. Корректировка списка млекопитающих Крыма // Материалы по изучению животного мира. — Одесса: Астропринт, 2001. — С. 90–94. — (Научные труды Зоологического музея Одесского национального университета. Том 4).
- Дулицький А., Дулицька О. Білка-телеутка та її теперішній статус у Криму // Фауна в антропогенному середовищі. — Луганськ, 2006. — С. 71–74. — (Праці Теріологічної школи, випуск 8).
- Думенко В. П. Находка выводка волко-собачьих гибридов в биосферном заповеднике "Аскания-Нова" // Материалы по изучению животного мира. — Одесса: Астропринт, 2001. — С. 170–171. — (Научные труды Зоологического музея Одесского национального университета. Том 4).
- Думенко В. П. История и современное состояние популяций барсука (*Meles meles* L.) в биосферном заповеднике "Аскания-Нова" // Чтения памяти А. А. Браунера: Материалы третьей международной научной конференции. — Одесса: Астропринт, 2003. — С. 103–104.
- Жарких Т. Л., Ясинецкая Н. И. Социальная организация и поведение туркменского кулана (*Equus hemionus kulan*) в «Аскании-Нова» // Вісті Біосферного заповідника "Асканія-Нова": Проблеми екомоніторингу та збереження біорізноманітності. — Асканія-Нова, 1998. — С. 74–80.

- Жарких Т. Л., Ясинецкая Н. И. Результаты создания новой популяции лошади Пржевальского на Украине // Степи северной Евразии: стратегия сохранения природного разнообразия и степного природопользования в XXI веке. — Оренбург, 2000. — С. 164–165.
- Жарких Т. Л., Ясинецкая Н. И. Динамика популяции лошади Пржевальского в зоне Чернобыльской АЭС // Чтения памяти А. А. Браунера: Материалы третьей международной научной конференции. — Одесса: Астропринт, 2003. — С. 195–197.
- Жила С. Вовки і дикі собаки: порівняльна екологія, поведінка, менеджмент // Фауна в антропогенному середовищі. — Луганськ, 2006. — С. 75–80. — (Праці Теріологічної школи, випуск 8).
- Заблоцкий М. А. 35 лет разведению зубров и их гибридов в зоопарке Аскания-Нова // Кавказский зубр. — Москва, 1940. — С. 73–124.
- Загороднюк И. В. Политипические Arvicolidae Восточной Европы: таксономия, распространение, диагностика. — Киев: Институт зоологии АН Укр., 1991. — Препринт N 10.91. — 64 с.
- Загороднюк И. В. Таксономическая ревизия и диагностика грызунов рода *Mus* из Восточной Европы. Сообщение 1 // Вестник зоологии. — 1996а. — Том 30, N 1–2. — С. 28–45.
- Загороднюк И. Природна історія пацюка чорного (*Rattus rattus*) в Україні // Урбанізоване навколишнє середовище: охорона природи та здоров'я людини / За ред. В. Костюшина. — Київ, 1996б. — С. 228–231. — (Матеріали Української республіканської наради, Київ, грудень 1995).
- Загороднюк И. Концепція “гарячих територій” і збереження біорозмаїття // Конвенція про біологічне розмаїття: громадська обізнаність і участь / За ред. Т. Гардашук. — Київ: Стилос, 1997. — С. 59–68.
- Загороднюк И. В. Вищі таксони ссавців у сучасній фауні України: склад, номенклатура та видове багатство // Доповіді НАН України. — 1998а. — N 4. — С. 180–186.
- Загороднюк И. В. Політипні види: концепція та представленість у теріофауні Східної Європи // Доповіді НАН України. — 1998б. — N 7. — С. 171–178.
- Загороднюк И. Детекторні обліки кажанів у Києві 1997–1998 років // Європейська ніч кажанів '98 в Україні. — Київ, 1998в. — С. 128–133. — (Праці Теріологічної школи, випуск 1).
- Загороднюк И. В. Ключі до визначення вищих таксонів звірів фауни України і сусідніх регіонів та принципи їх побудови // Вестник зоологии. — 1998г. — Том 32, № 1–2. — С. 126–150.
- Загороднюк И. В. Зміни фауни унгулят України в історичні часи // Кінь Пржевальського (*Equus przewalskii* Pol., 1881): проблеми збереження та повернення в природу. — Київ, 1999а. — С. 91–97. — (Вестник зоологии. Supplement № 11).
- Загороднюк И. Вухань звичайний — *Plecotus auritus*. Вухань австрійський — *Plecotus austriacus* // Ссавці України під охороною Бернської конвенції. — Київ, 1999б. — С. 61–71. — (Праці Теріологічної Школи, випуск 2).
- Загороднюк И. Контрольний список теріофауни України // Ссавці України під охороною Бернської конвенції. — Київ, 1999в. — С. 202–210. — (Праці Теріологічної Школи, випуск 2).
- Загороднюк И. Склад та історичні зміни фауни хижих ссавців України // *Novitates Theriologicae*. — 2001а. — Pars 4. — С. 14–17.
- Загороднюк И. Міграції кажанів: суть явища, базові поняття, методи дослідження // Міграційний статус кажанів в Україні. — Київ, 2001б. — С. 8–20. — (*Novitates Theriologicae*, pars 6).
- Загороднюк И. В. Алови́ди сарни (*Capreolus*): природа відмінностей між ними і статус популяцій з України // Вісник Луганського державного педагогічного університету. Біологічні науки. — 2002а. — № 1 (45). — С. 206–222.
- Загороднюк И. В. Транзитивные таксономические системы и их структура у сусликов (*Spermophilus*) // Доповіді НАН України. — 2002б. — № 9 — С. 185–191.
- Загороднюк И. В. Інвазія як шлях видоутворення // Доповіді НАН України. — 2003а. — № 10. — С. 187–194.
- Загороднюк И. Дика теріофауна Києва та його околиць і тенденції її урбанізації // Вестник зоологии. — 2003б. — Том 37, № 6. — С. 30–38.
- Загороднюк И. Наземні хребетні України та їх охоронні категорії (довідник для семінарів з зоології, екології, та охорони природи). — Ужгород: Ліра, 2004а. — 48 с.
- Загороднюк И. В. Біологічний вид як ампліфікована сутність: ознаки буферизації та механізми її зрушення // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія. — 2004б. — Випуск 14. — С. 5–15.
- Загороднюк И. В. Гірські регіони як зони найвищого видового багатства наземних хребетних України // Ученые записки Таврического национального университета. Серия «Биология, Химия». — 2004в. — Том 17 (56), № 2. — С. 33–38.
- Загороднюк И. Біогеографія криптичних видів ссавців Східної Європи // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія. — 2005. Випуск 17. — С. 5–27.
- Загороднюк И. В., Боекорюков Г. Г., Зыков А. Е. Изменчивость и таксономический статус степных форм мышей рода *Sylvaemus* (*falzei* – *fulvipectus* – *hermonensis* – *arianus*) // Вестник зоологии. — 1997. — Том 31, № 5–6. — С. 37–56.

- Загороднюк І., Годлевська Л. Кажани в колекціях зоологічних музеїв України: огляд і фенологічний аналіз даних // Міграційний статус кажанів в Україні. — Київ, 2001. — С. 122–156. — (Novitates Theriologicae, pars 6).
- Загороднюк І. В., Дикий І. В. ІХ міжнародна теріологічна школа-семінар «Методики обліку теріофауни» // Вестник зоології. — 2002. — Том 36, № 6. — С. 97–98.
- Загороднюк І., Кондратенко О., Домашинець В. Хохуля (*Desmana moschata*) в басейні Сіверського Дінця. — Київ, 2002. — 64 с. — (Праці Теріологічної школи, випуск 4).
- Загороднюк І., Негода В. Нетопири: *Pipistrellus* та *Hypsugo* // Міграційний статус кажанів в Україні. — Київ, 2001. — С. 65–72. — (Novitates Theriologicae, pars 6).
- Загороднюк І. В., Полуда А. М., Смелянов І. Г. Фауна України: стан і заходи збереження // Збереження і невиснажливе використання біорізноманіття України: стан та перспективи / За редакцією Ю. Р. Шеляг-Сосонко. — Київ: Хімджест, 2003. — С. 38–72.
- Загороднюк І., Ткач В. Сучасний стан та історичні зміни чисельності кажанів (Chiroptera) на території України // Доповіді НАН України. — 1996. — N 5. — С. 137–143.
- Загороднюк І. В., Федорченко А. А. Аллопатрические виды грызунов группы *Spermophilus suslicus* (Mammalia) // Вестник зоології. — 1995. — Том 29, N 5–6. — С. 49–58.
- Загороднюк І., Хоменко В. Фауна України у "Червоній книзі Української РСР" (1980). Біогеографічний аналіз // Ойкумена (Український екологічний вісник). — 1995. — № 1–2. — С. 95–99.
- Зенина І. Рукокрылые заповедных территорий Центрального Полесья // Європейська ніч кажанів '98 в Україні. — Київ, 1998. — С. 90–95. — (Праці Теріологічної школи, вип. 1).
- Зізда Ю. Чорна форма вивірки (*Sciurus vulgaris carpathicus*) в м. Ужгороді // Вестник зоології. — 2005а. — Том 39, № 4. — С. 84.
- Зізда Ю. Поширення кольорових форм вивірки (*Sciurus vulgaris*) у Закарпатті та в суміжних областях України // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія. — 2005б. — Вип. 17. — С. 147–154.
- Зоря О. Ссавці Харківської області та їх видове багатство // Науковий вісник Ужгородського університету Серія Біологія. — 2005. — Випуск 17. — С. 155–164.
- Іванов С. П., Евстафьев И. Л., Товпицец Н. Н., Паршинцев А. В. Проблема избытка диких копытных на заповедных территориях и вопрос о целесообразности регуляции их численности // Чтения памяти А. А. Браунера: Материалы третьей междунар. научной конференции. — Одесса: Астропринт, 2003. — С. 197–199.
- Кесслер К. Ф. Животные млекопитающія // Труды Комиссии... для описания губерній Київского учебного округа — Киевской, Вольнской, Подольской, Полтавской, Черниговской. — Киев, 1851. — 88 с. — (Естественная история губерній Киевск. учебн. округа. Том 1).
- Кириков С. В. Человек и природа восточноевропейской лесостепи в X — начале XIX в. — Москва: Наука, 1979. — 184 с.
- Кириков С. В. Человек и природа степной зоны. Конец X — середина XIX в. (Европейская часть СССР). — Москва: Наука, 1983. — 126 с.
- Клауснитцер Б. Экология городской фауны. — Москва: Мир, 1990. — 240 с.
- Князев С. П., Никитин С. В. Филогенез и таксономические взаимоотношения внутривидовых форм свиней *Sus scrofa* (Suidae) // Зоологический журнал. — 2004. — Том 83, № 1. — С. 105–118.
- Колисник Б. И. Охотничье-промысловые звери Цуманской пуши на Вольни // Млекопитающие Украины. — Киев: Наукова думка, 1993. — С. 46–54.
- Колосов А. М., Лавров Н. П. Обогащение промысловой фауны СССР. — Москва: Лесная промышленность, 1968. — 258 с.
- Кондратенко О. В. Перша знахідка нетопира середземноморського (*Pipistrellus kuhli*) на Луганщині (Східна Україна) // Вестник зоології. — 1999. — Том 33, № 3. — С. 96.
- Корнеев О. П. Визначник звірів УРСР. — Київ: Радянська школа, 1952. — 216 с.
- Корнеев А. П. Енотовидная собака на Украине // Труды Зоомузея Киевского государственного университета. — Киев, 1954. — № 4. — С. 13–72.
- Корнеев О. П. Ряд парнокопитні. Artiodactyla // Корнеев О. П. Визначник звірів УРСР (Видання друге). — Київ: Радянська школа, 1965. — С. 211–224.
- Корнеев А. П. Колебания численности дикого кабана на Украине и рациональные нормы плотности его поголовья в охотничьих хозяйствах // Труды IX Международного конгресса биологов-охотоведов. — Москва, 1970. — С. 812–814. — (Цит. за: Лобков, 2004).
- Корнеев А. П. Их уже нет на Украине (Черный список). Виды, исчезнувшие на территории УССР в историческое время. Млекопитающие // Сытник К. М. (ред.). Редкие и исчезающие растения и животные Украины. — Киев: Наук. думка, 1988. — С. 229–230.
- Кошкина Т. В. Динамика ареалов животных в условиях антропогенной трансформации ландшафта // Влияние антропогенной трансформации ландшафта на население наземных позвоночных животных. — Москва, 1987. — Часть 1. — С. 10–18.

- Крыжановский В. И., Емельянов И. Г. Класс млекопитающие // Топачевский В. А. (ред.). Природа Украинской ССР. Животный мир. — Киев: Наукова думка, 1985. — С. 197–234.
- Кузьмина И. Е. Лошади Северной Евразии от плиоцена до современности. — Санкт-Петербург, 1997. — 224 с. — (Труды ЗИН РАН; Том 273).
- Кузякин А. П. История расселения, современное распространение и места обитания пасюка в СССР // Фауна и экология грызунов. — Москва: Изд-во МОИП, 1951. — Выпуск 4. — С. 22–81.
- Кучерук В. В. Ареал // Соколов В. Е., Карасева Е. В (ред.). Серая крыса. Систематика, экология, регуляция численности. — Москва, 1990. — С. 34–84.
- Кучерявий В. П. Урбоекотология: Підручник. — Львів: Світ, 2001. — 440 с.
- Лавренченко Л. А. Палеонтология и зооархеология // Котенкова Е. В., Булатова Н. Ш. (ред.). Домовая мышь: происхождение, распространение, систематика, поведение. — Москва: Наука, 1994. — С. 9–13.
- Ларин С. А. Аклиматизация белки-телеутки в Крыму // Труды Московского пушно-мехового института. — 1953. — Выпуск 4. — С. 65–85.
- Лобков В. А. Причины и особенности динамики ареалов некоторых млекопитающих // Ученые записки Таврического национального университета. Серия «Биология, Химия». — 2004. — Том 17 (56), № 2. — С. 3–11.
- Межжерин С. В. Ревизия мышей рода *Apodemus* (Rodentia, Muridae) Северной Евразии // Вестник зоологии. — 1997. — Том 31, N 4. — С. 29–41.
- Мельниченко Б. Г., Пилипенко Д. В., Ширяев С. В. Результаты акклиматизации пятнистого оленя (*Cervus nippon*) в Великоанадольском лесу // Вісник Луганського державного педагогічного університету імені Тараса Шевченка. — 2002. — № 1 (січень). — С. 226–229.
- Мерзликин И. Р. Предварительное сообщение о выхухоли (*Desmana moschata*) на территории Сумской области (Украина) // Научные труды Зоологического музея Одесского государственного университета. — Одесса, 1995. — Том 2. — С. 30–32. — (Материалы по изучению животного мира: фаунистика, экология, история исследований).
- Мерзликин И. Р. О выхухоли (*Desmana moschata*) на территории Сумской области и её охране // Редкие виды млекопитающих России и сопредельных территорий / под ред. А. А. Аристова. — Москва, 1998. — С. 459–465.
- Мигулін О. О. Визначник звірів України. — Харків: Держ. вид-во України, 1929. — 96 с.
- Мигулін О. О. Звірі УРСР (матеріали до фауни). — Київ: Вид-во АН УРСР, 1938. — 426 с.
- Мовчан Я., Домашилінець В. Передмова // Конвенція про міжнародну торгівлю видами дикої фауни і флори, що перебувають під загрозою зникнення (Вашінгтон, 1973 р.). — Київ, 1998. — С. 1–3.
- Москаленко Ю. А. Когда дикий кабан появился в Нижнем Приднепровье? // Териофауна России и сопредельных территорий (VII съезд Териологического общества). — Москва, 2003. — С. 229.
- Муратов М. В. История Черноморского бассейна в связи с развитием окружающих его областей // Бюллетень МОИП (отд. геол.). — 1951. — Том 26. — С. 3–34.
- Назырова Р. И. Эколого-географический анализ ареала русской выхухоли (*Desmana moschata* L.) в связи с ее охраной // Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отдел биол. — 2001. — Том 106, Выпуск 6. — С. 14–24.
- Неронов В. М., Луцкекина А. А. Чужеродные виды и сохранение биологического разнообразия // Успехи современной биологии. — 2001. — Том 121, № 1 — С. 121–128.
- Онуфреня А. С., Онуфреня М. В. Реакклиматизация русской выхухоли в заповеднике "Брянский лес" // Териофауна России и сопредельных территорий (VII съезд Териологического общества): Мат-лы Междунар. совещания 6–7 февраля 2003 г., Москва. — Москва, 2003. — С. 245.
- Павлинов И. Я., Россолимо О. Л. Систематика млекопитающих СССР: дополнения. — Москва: Изд-во Моск. ун-та, 1998. — 190 с. — (Сборник трудов Зоол. музея МГУ; Том 38).
- Павлинов И. Я., Яхонтов Е. Л., Агаджанян А. К. Млекопитающие Евразии: систематико-географический справочник (в трех частях). — Москва: Изд-во Моск. ун-та, 1995. — Ч. 1: Rodentia. — 240 с. — (Сборник трудов Зоологического музея МГУ. Том 32).
- Павлов М. П., Корсакова И. Б., Лавров Н. П. Аклиматизация охотничье-промысловых зверей и птиц в СССР. — Киров: Волго-Вятское книжн. изд-во, 1973. — Часть 1. — 536 с.
- Паевский В. А. Расселение птиц в Европе: обзор наиболее быстрых экспансий за последние два столетия // Алимов А. Ф., Богуцкая Н. Г. (ред.). Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. — Москва: Товарищество научных изданий КМК, 2004. — С. 186–202.
- Панов Г. М. Динаміка ареалів та чисельності напівводних хутрових звірів в Україні у другій половині ХХ століття // Вісник Львівського університету. Серія Біологічна. — 2002. — № 30. — С. 119–132.
- Перерва В. И., Литус И. Е., Крыжановский В. И. Состояние поголовья зубров на Украине и перспективы его рационального использования // Вестник зоологии. — 1991. — № 5. — С. 11–15.
- Пидопличко И. Г. [Крупные растительноядные] млекопитающие // Пидопличко И. Г. О ледниковом периоде. — Киев: Изд-во АН Укр. ССР, 1951. — Том 2. — С. 25–91.

- Полищук И. К. Изменения в териофауне заповедника "Аскания-Нова" за 100-летний период // Териофауна России и сопредельных территорий (VII съезд Териологического общества). — Москва, 2003. — С. 271.
- Протопопова В. В., Мосякин С. Л., Шевера М. В. Вплив адвентивних видів рослин на фітобіоту України // Дудкін О. В. (ред.). Оцінка і напрямки зменшення загроз біорізноманіттю України. — Київ: Хімджест, 2003. — С. 129–155. — [література і додатки окремо].
- Пучков П. В. Некомпенсированные вюрмские вымирания. Сообщение 2. Преобразование среды гигантскими фитофагами // Вестник зоологии. — 1992а. — Том 26, N 1. — С. 58–66.
- Пучков П. В. Некомпенсированные вюрмские вымирания. Сообщение 3. Перепромысел, "недопромысел" и другие факторы // Вестник зоологии. — 1992б. — Том 26, N 4. — С. 73–81.
- Рековец Л. И. Мелкие млекопитающие антропогена юга Восточной Европы. — Киев: Наукова думка, 1994. — 370 с.
- Роженко М. Живлення деяких хижих ссавців у антропогенному ландшафті Причорномор'я // Фауна в антропогенному середовищі. — Луганськ, 2006. — С. 191–200. — (Праці Териологічної школи, випуск 8).
- Роженко Н. В., Волох А. М. Обыкновенный шакал (*Canis aureus* L., 1758) — новый вид млекопитающих в Днестровской дельте // Материалы международной научной конференции "Сохранение биоразнообразия бассейна Днестра". — Кишинёв: экол. об-во "Biotica", 1999. — С. 196–198.
- Роженко М. В., Волох А. М. Поява шакала звичайного (*Canis aureus*) на півдні України // Вестник зоологии. — 2000. — Том 34, № 1. — С. 125–129.
- Роман С. Г. Куниця кам'яна і борсук у нижньому Придніпров'ї: місця помешкання, чисельність, особливості екології // Вісник Луганського державного педагогічного університету ім. Т. Шевченка. — 2002. — № 1 (45). — С. 187–191.
- Ружиленко Н. С. Хищные млекопитающие островных территорий среднего Приднепровья // Ученые записки Таврического национального университета. Серия «Биология, Химия». — 2004. — Том 17 (56), № 2. — С. 109–114.
- Русин М. О некоторых особенностях резерватогенных сукцессий в степных заповедниках (на примере териофауны) // Фауна в антропогенному середовищі. — Луганськ, 2006. — С. 234–239. — (Праці Териологічної школи, випуск 8).
- Свириденко П. О. Перетворення фауни ссавців на півдні України // Вісник АН Української РСР. — 1953. — Вип. 11. — (Цит. за: Сокур, 1961).
- Селезньов М. Ю. Поширення вихухолі на Україні та матеріали до її біології // Збірник праць Зоологічного музею. — Київ, 1936. — № 17. — С. 25–36.
- Селюнина З. В. Териофауна // Биоразнообразие Джарылгача: современное состояние и пути сохранения. — Киев: Вестник зоологии, 2000. — С. 82–94.
- Сердюк В. Н. Новые данные о распространении вухухоли на Украине // Вестник зоологии. — 1978. — № 2. — С. 79–80.
- Сердюк В. Н. О скорости расселения вухухоли в Курской области // Ученые записки Курского государственного педагогического университета. — 1992. — Том 13, вып. 106. — С. 200–209.
- Сидорович В. Е. Норки, выдра, ласка и другие куницы. — Минск: Ураджай, 1995. — 191 с.
- Смаголь В., Бабіч О., Камінецький В. Формування популяцій копитних тварин в угіддях державної резиденції "Залісся" // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія. — 2005. — Випуск 17. — С. 74–78.
- Соколов В. Е., Башенина Н. В. (ред.). Обыкновенная полевка: виды-двойники *Microtus arvalis* Pallas, 1779 и *M. rossiaemeridionalis* Ognev, 1924. — Москва: Наука, 1994. — 432 с. — (Виды фауны России и сопредельных стран).
- Соколов В. Е., Лавров Н. П. Ондатра. Морфология, систематика, экология. — Москва: Наука, 1993. — 542 с.
- Сокур І. Т. Ссавці фауни України та їх господарське значення. — Київ: Держучпедвид., 1960. — 211 с.
- Сокур І. Т. Историчні зміни та використання фауни ссавців України. — Київ: Вид-во АН Української РСР, 1961. — 84 с.
- Сребродольська С., Дикий І., Мисюк В. Літня фауна кажанів Шацького національного природного парку // Міграційний статус кажанів в Україні. — Київ, 2001. — С. 86–89. — (Novitates Theriologicae, pars 6).
- Стрелков П. П. Усагая ночница (*Myotis mystacinus*) и ночница Брандта (*Myotis brandti*) в СССР и взаимоотношения этих видов. Сообщение 2 // Зоологический журнал. — 1983. — Том 62, вып. 2. — С. 259–270.
- Стрелков П. П. Бурый (*Plecotus auritus*) и серый (*Plecotus austriacus*) ушаны (Chiroptera, Vespertilionidae) в СССР. Сообщение 1 // Зоологический журнал. — 1988. — Том 67, № 1. — С. 90–101. — Сообщение 2 // Зоологический журнал. — 1988. — Том 67, № 2. — С. 287–292.
- Стрелков П. П. Расширение ареалов палеарктическими рукокрылыми (Chiroptera, Mammalia) как пример инвазии в антропогенных биотопах // Алимов А. Ф., Богущкая Н. Г. (ред.). Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. — Москва: Товарищество научных изданий КМК, 2004. — С. 202–207.

- Татаринов К. А. Ондатра у верхів'ях Дністра і перспективи її використання // Наукові записки природознавчого музею Інституту агробіології АН УРСР. — 1952. — Том 2. — (Цит. за: Татаринов, 1956).
- Татаринов К. А. Звірі західних областей України. — Київ: Вид-во АН УРСР, 1956. — 188 с.
- Татаринов К. А., Дякун Ф. А. Реаклиматизация зубров в лесах Волынской области // Зоологический журнал. — 1969. — Том 68, вып. 4. — С. 612–614.
- Терновский Д. В. Биология кунцеобразных. — Новосибирск: Наука, 1977. — 280 с.
- Тесаков А. С. Биостратиграфия среднего плейстоцена — эоплейстоцена Восточной Европы (по мелким млекопитающим) / Отв. ред. Э. А. Вангенгейм. — Москва: Наука, 2004. — 247 с. — (Труды Геологического института РАН. Вып. 554).
- Тимофеева Е. К. Косуля. — Ленинград: Изд-во Ленинградского ун-та, 1985. — 224 с. — (Жизнь наших птиц и зверей. Выпуск 8).
- Тищенко В. Лилик пізній — *Eptesicus serotinus* // Ссавці України під охороною Бернської конвенції / За ред. І. В. Загороднюка. — Київ, 1999. — С. 81–90. — (Праці Териологічної школи, випуск 2).
- Ткач В. В., Лихотон Р. Н., Сологор Е. А. Современное состояние изученности фауны рукокрылых (Chiroptera) Волынской области Украины // Вестник зоологии. — 1995. — № 2–3. — С. 44–49.
- Токарский В. А. Историческое изменение ареала и численности степного сурка (*Marmota bobak* Mull. 1776) в Украине // Ученые записки Таврического национального университета. Серия «Биология, Химия». — 2004. — Том 17 (56), № 2. — С. 173–185.
- Топачевский В. А., Несин В. А., Топачевский И. В. Биозональная микротириологическая схема (стратиграфическое распространение мелких млекопитающих — Insectivora, Lagomorpha, Rodentia) неогена северной части Восточного Паратетиса // Вестник зоологии. — 1998. — Том 32, № 1–2. — С. 76–87.
- Треус В. Д. Аклиматизация и гибридизация животных в Аскания-Нова. — Киев: Урожай, 1968. — 316 с.
- Треус В. Д., Лобанов Н. В. Разведение редких и исчезающих копытных фауны СССР в Аскании-Нова // Редкие млекопитающие фауны СССР. — Москва: Наука, 1976. — С. 103–112.
- Форманюк О. А., Панченко П. С. Появление средиземноморского нетопыря *Pipistrellus kuhlii* в окрестностях Одессы (Украина) // Териофауна России и сопредельных территорий (VII съезд Териологического общества): Мат-лы Междунар. совещания 6–7 февраля 2003 г., Москва. — Москва, 2003. — С. 369.
- Фрисман Л. В., Кораблев В. П., Ляпунова Е. А. и др. Аллозимная дифференциация разнохромосомных форм крапчатого суслика (*Spermophilus suslicus* Guld., 1770, Rodentia) // Генетика. — 1999. — Том 35, № 3. — С. 378–384.
- Хахин Г. В., Иванов А. А. Выхухоль. — Москва: Агропромиздат, 1990. — 191 с.
- Хляп Л. А., Кучерук В. В., Варшавский А. А., Туликова Н. В. Синантропные грызуны — особая группа инвазивных видов // Териофауна России и сопредельных территорий (VII съезд Териологического общества): Мат-лы Междунар. совещания 6–7 февраля 2003 г., Москва. — Москва, 2003. — С. 374.
- Хоєцький П. Стан популяції зубра (*Bison bonasus* L.) в Сколівських бескидах // Вісник Львівського університету. Серія Біологічна. — 2003. — Вип. 32. — С. 128–133.
- Черемних Н. Структурно-функціональні зміни угруповань дрібних ссавців у градієнті урбанізації // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія. — 2005. — Випуск 17. — С. 34–38.
- Чисельність, розселення і добування мисливських ссавців у 1997 році на Україні (форма № 2-тп (мислиство)) // Статистичний бюлетень про ведення мисливського господарства в 1997 році. — Київ, 1997 — С. 58.
- Шарлемань М. Звірі України. Короткий poradnik до визначання, збирання і спостереження ссавців (Mammalia) України. — Київ: Всеукр. кооп. видавн. союз (Вукоопспілка), 1920. — 83 с.
- Шарлемань М. Выхухоль (*Desmana moschata* L.) в УССР // Збірник праць Зоологічного музею. — Київ, 1936. — № 17. — С. 39–52.
- Шварц Е. А., Белоновская Е. А., Второв И. П., Морозова О. В. Интродуцированные виды и концепция биоценологических кризисов // Успехи современной биологии. — 1993. — Том 113, № 4 — С. 387–399.
- Якименко Л. В., Киробицына К. В., Фрисман Л. В. и др. Цитогенетика и систематика домовых мышей России и прилежащих стран // Проблемы эволюции. — Владивосток, Дальнаука, 2003. — Том 5. — С. 62–89.
- Ясинецкая Н. И., Жарких Т. Л. Лошадь Пржевальского в заповеднике Аскания-Нова // Памяти профессора Александра Александровича Браунера (1857–1941). — Одесса: Музейный фонд им. А. А. Браунера; Астропринт, 1997. — С. 139–143.
- Ясинецкая Н. И., Жарких Т. Л. Кулан туркменский в Украине // Териофауна России и сопредельных территорий (VII съезд Териологического общества). — Москва, 2003. — С. 399–400.
- Clout M., Love S. Draft IUCN Guidelines for the prevention of biodiversity loss due to global invasions. — Gland (Switzerland): IUSN/SSC, 1996. — 42 p.
- Benda P., Tsytsulina K. Taxonomic revision of *Myotis mystacinus* group (Mammalia, Chiroptera) in the western Palearctic // Acta Societatis Zoologicae Bohemicae. — 2000. — Vol. 64, N 4. — P. 331–398.
- Bonhomme F., Catalan J., Britton-Davidian J. et al. Biochemical diversity and evolution in the genus *Mus* // Biochemical Genetics. — 1984. — Vol. 22, N 3–4. — P. 275–303.

- Born W., Rauschmayer F., Bräuer I. Economic evaluation of biological invasions — a survey // *Ecological Economics*. — 2005. — Vol. 55. — P. 321–336.
- Di Castri F. et al. (eds.). Biological invasions in Europe and the Mediterranean basin. — Dordrecht: Kluwer Acad. Publ. Co., 1990. — Vol. 10. — 463 p.
- Drake J. A., Mooney H. A., di Castri F. etc. (eds.). Biological invasions: a global perspective. — New York, Chichester: John Wiley & Sons, 1989. — 525 p.
- IUCN/SSC Guidelines For Re-Introductions (Approved by the 41st Meeting of the IUCN Council). — Gland (Switzerland). — 1995, May. — Online: <http://iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/reinte.htm>.
- Hewitt G. N. Postglacial re-colonization of European biota // *Biological Journal of the Linnean Society*. — 1999. — Vol. 68. — P. 87–112.
- Hofreiter M., Serre D., Rohland N. et al. Lack of phylogeography in European mammals before the last glaciation // *Proceedings of NAS*. — 2004. — Vol. 101, N 35. — P. 12963–12968.
- Hosey G. R. The Bosphorus land-bridge and mammals distributions in Asia Minor and the Balkans // *Säuget. Mitt.* — 1982. — Vol. 30, N 1. — S. 53–62.
- Hulva P., Horáček I., Strelkov P. P., Benda P. Molecular architecture of *Pipistrellus pipistrellus*/*Pipistrellus pygmaeus* complex (Chiroptera: Vespertilionidae): further cryptic species and Mediterranean origin of the divergence // *Molecular Phylogenetics and Evolution*. — 2004. — Vol. 32. — P. 1023–1035.
- Leung B., Finnoff D., Shogren J. F., Lodge D. Managing invasive species: Rules of thumb for rapid assessment // *Ecological Economics*. — 2005. — Vol. 55. — P. 24–36.
- Linnaeus C. *Systema naturae. Regnum animaliae*. — London, 1956 (1758). — 823 p.
- Mayer F., von Helversen O. Cryptic diversity in European bats // *Proceedings of Royal Society. London. B [Biological Sciences]*. — 2001. — Vol. 268, N 1478. — P. 1825–1832.
- Michaux J. R., Libois R., Filippucci M.-G. So close and so different: comparative phylogeography of two small mammal species, the yellow-necked fieldmouse (*Apodemus flavicollis*) and the woodmouse (*Apodemus sylvaticus*) in the Western Palearctic region // *Heredity*. — 2005. — Vol. 94. — P. 52–63.
- Mooney H. A., Cleland E. E. The evolutionary impact of invasive species // *PNAS*. — 2001. — Vol. 98, N 10. — P. 5446–5451.
- Parker I. M., Simberloff D., Lonsdale W. M. etc. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders // *Biological Invasions*. — 1999. — Vol. 1. — P. 3–19.
- Pascal M., Lorvelec O., Vigne J.-D., Keith P., Clergeau P. (*coordonnateurs*). Evolution holocene de la faune de Vertébrés de France: invasions et disparitions. — Paris, 2003 (Version définitive du 10 juillet 2003). — 381 p.
- Recommendation N 77 (1999) on the eradication of non-native terrestrial vertebrates (Adopted by the Standing Committee on 3 December 1999). — [[http://www.coe.int/.../rec77\(1999\).asp](http://www.coe.int/.../rec77(1999).asp)].
- Sala O. E., Chapin F. S., Armesto J. J. et al. Biodiversity — Global biodiversity scenarios for the year 2100 // *Science*. — 2000. — Vol. 287. — P. 1770–1774.
- Sanders N. J., Gotelli N. J., Heller N. E., Gordon D. M. Community disassembly by an invasive species // *PNAS*. — 2003. — Vol. 100, N 5. — P. 2474–2477.
- Tsutsui N. D., Suarez A. V., Holway D. A., Case T. J. Reduced genetic variation and the success of an invasive species // *PNAS*. — 2000. — Vol. 97, N 11. — P. 5948–5953.
- Van Valen L. Energy and evolution // *Evolutionary Theory*. — 1976. — Vol. 1, N 7. — P. 179–229.
- Woloch A. Aktueller Stand der Muffelwildpopulation in der Ukraine // *Jagd und Wild*. — 2003. — Bd. 28. — GmbH. — S. 119–125.
- Zagorodniuk I. V. Sibling species of mice from Eastern Europe: taxonomy, diagnostics and distribution // *Доповіді НАН України*. — 1996. — N 12. — С. 166–173.
- Zagorodniuk I. Species of the genus *Plecotus* in the Crimea and neighbouring areas in the Northern Black Sea Region // Wołoszyn B. W. (ed.). *Proceedings of the VIIIth ERBS*. — Krakow: PLATAN Publ. House, 2001. — Vol. 2. — P. 159–173.
- Zawadzka E. Geographical distribution of the dark phase of the squirrel (*Sciurus vulgaris fuscoater* Altum) in Poland // *Acta Theriologica*. — 1958. — Vol. 2, N 8. — P. 160–174.

Надійшло до редакції: 11 березня 2006 р.

УДК 502.5 (255)

Зміни природних комплексів Північного Причорномор'я під впливом природних та антропогенних гідрологічних чинників

Зоя Селюніна, Ольга Уманець

Зміни природних комплексів Північного Причорномор'я під впливом природних та антропогенних гідрологічних чинників. — Селюніна З., Уманець О. — Досліджена територія є репрезентативною для Нижньодніпровської терасово-дельтової області Причорноморсько-Приазовської провінції Сухостепової підзони. Це єдина безстічна область України. Серед тривалих гідрологічних факторів, що діють на природні комплекси регіону, є антропогенні: вплив Каховського водосховища, Північно-Кримського каналу, Краснознам'янської зрошувальної системи; дренаж; регіональні гідротехнічні споруди; та природні фактори. Через нестічність території дія цих факторів характеризується акумулятивністю. Антропогенні гідрологічні зміни призвели до значних змін в причорноморському степу: канали стали провідниками в степову зону мезофітних видів рослин, гідрофільних видів тварин, сприяли формуванню деревинно-чагарникових, галофітно-лукових та болотяних угруповань. Приморський степ, який зазнав гідрологічної трансформації, згідно наших досліджень, ще має потенціал до відродження природних комплексів.

Ключові слова: причорноморський степ, трансформація, зрошувальна система гідрологічні фактори.

Адреса: Чорноморський біосферний заповідник НАНУ, вул. Лермонтова 1, м. Гола Пристань, Херсонської обл., 75600, Україна. E-mail: bsbr-nauka@yandex.ru.

Changes in natural complexes of Northern Black Sea Coast under influence of natural and anthropogenic hydrological factors. — Seljunina Z., Umanets O. — A considered territory is representative for left Low Dnieper River terrass-deltoid area of the Black Sea and the Sea of Azov coastal province of the dry-steppe subzone. It is only area of Ukraine with absent watercourses. Among hydrological factors influenced at natural complexes of the region for a long time there is an anthropogenic influence of the Kachovsky water reservoir, the North-Crimean channel; Krasnozymenskaya irrigating system; drainage; regional water engineering constructions; and natural factors. Because of absence of watercourses an effect of these factors is characterized with accumulation. Anthropogenic hydrological changes in the region have led to significant changes in the seaside steppe: system of channels have served as conductors into a steppe zone for mesophytic species of plants, hygrophilous species of animals, promoted for formation of forest-bush, galophytic-meadow and marsh communities. The seaside steppe which was exposed to hydrological transformation, according to our investigations, still has a potential for restoration of natural complexes.

Key words: Black Sea seaside steppe, hydrological factors, transformation, irrigating system.

Address: Black Sea Biosphere Reserve, Lermontov Str., 1, Hola Prystan', Kherson province, 75600, Ukraine. E-mail: bsbr-nauka@yandex.ru.

Вступ

Досліджена територія знаходиться на Лівобережжі Дніпра в межах Херсонської області. Вона є частиною Причорноморської низини і розташована в межах її крайового вигину в бік Криму та в геологічному сенсі є південною частиною давньої докембрійської Східноєвропейської платформи. Ця територія є найнижчим геоморфологічним рівнем України.

Крім ґрунтів, що пов'язані з пісками Нижньодніпровських арен, на розглянутій території представлені три основні типи ґрунтів: 1) темно-каштанові залишково-солончакові в комплексі з ґрунтами подів, 2) каштанові солончакові в комплексі із солонцями, 3) солонці в комплексі з каштановими солончаковими (Бойко, 1998).

В структурі фізико-географічного районування України (Маринич та ін., 1985) ця територія репрезентує Нижньодніпровську терасово-дельтову область Причорноморсько-Приазовської провінції Сухо-степової підзони — єдина безстічна область Сухо-степової підзони. Внаслідок цієї фізико-географічної особливості зміни природних комплексів під впливом антропогенної трансформації гідрологічних умов у межах території відбувається особливо активно.

Гідрологічні чинники

Серед гідрологічних чинників, зміни яких тривало та постійно впливають на природні комплекси регіону, треба назвати наступні дві групи:

антропогенні:

- вплив Каховського водосховища;
- вплив Північно-Кримського каналу;
- вплив Краснознам'янського каналу;
- вплив зрошувальної системи;
- дренаж;
- регіональні гідротехнічні споруди.

природні:

- відкрите Крокосом явище поступового занурення прибережної зони, яке характерне для регіону (Крокос, 1926);
- приливні — відливні явища в приморській зоні, та пов'язана з ними гідродинаміка берегової смуги;
- щорічний природний обсяг стоків Дніпра;
- кількість і періодичність опадів.

Північно-Кримський канал бере початок із Каховського водосховища, яке було створено 1956 року. Загальна довжина каналу — 406 км. Вода каналом подається на висоту понад 100 м трьома насосними станціями. Загальний обсяг води складає 3,92 млрд. м³, з них на зрошення — 3,51 млрд. м³/рік. У Краснознам'янську зрошувальну систему, яка розташована в Скадовському, Цюрупинському і Голопристанському районах, водозабір йде із "ПКК", що на 61-му її кілометрі. Вода самопливом надходить у магістральний канал довжиною 102 км, далі в розподільні, і ще далі — в зрошувальні канали, загальною довжиною 976 км. Активне зрошування почалося 1965 року. Система побудована на землях із високим рівнем ґрунтових вод. Для його зниження і запобігання підняття рівня побудований вертикальний і горизонтальний дренажі (на площі 100 тис. га). На магістральному каналі побудовано 12 підпірних споруджень, 51 водовипуск, 8 мостів та 5 аварійних скидів. На системі побудовані 123 водовиділи, 1221 гідротехнічне спорудження (з них 230 гідрометричних пунктів) (Гаркуша, 1985; Селюніна та ін., 2005). Вплив антропогенних гідротехнічних споруд в районі досліджень веде до поступового підвищення куполу ґрунтових вод, підтопленню, а в подальшому, і до засолення поверхових шарів ґрунтів, особливо в пониззях.

Через безстічність території дія цих об'єктів характеризується акумулятивністю, тобто їх вплив на природні комплекси посилюється з плином часу. Крім того, процес впливу є постійним та, після руйнування у 90-х роках ХХ ст. системи глибинного дренажу, фактично одновекторним.

Заповідник як індикатор змін

Наявність в регіоні заповідної території в причорноморському степу (Потіївська ділянка та ділянка Ягорлицький Кут Чорноморського біосферного заповідника) надає змогу прослідити якісну спрямованість змін рослинних угруповань, що сталися в зоні спустошених полиново-типчаккових степів регіону. Вплив гідрологічних факторів на степові території цих заповідних ділянок має різну інтенсивність. Степові угруповання Ягорлицького Кута, внаслідок віддаленості від зони впливу усіх гідротехнічних споруд, представляють угруповання, розвиток яких визначався, в першу чергу, дією природних гідрологічних чинників. На угруповання Потіївської ділянки, крім природних, впливають й вище означені антропогенні фактори.

Порівняння степових угруповань обох ділянок показало, що степові угруповання Потіївської ділянки належать до того ж класу *Festuco-Limonietea*, що й степові асоціації заповідної ділянки Ягорлицький Кут (Уманець, Соломаха, 1998; Уманець та ін., 2001). Але, у порівнянні з територією Ягорлицького півострова, яка не зазнає впливу іригації, синтаксономія степових угруповань Потіївки чітко зміщена у бік мезоморфності. Усі степові угруповання Потіївської ділянки належать до порядку *Diantho-Milietalia vernale* та представлені максимально галофільними або мінімально мезофільними варіантами угруповань.

Зміни рослинності

В умовах зміненого гідрологічного стану плакорні степові угруповання асоціації *Diantho guttati-Milietum vernale*, що знаходяться в режимі абсолютної заповідності, змінюються на маловидовий мезофітний варіант із перевагою *Elytrigia repens* (L.) Nevski. Встановлено також, що під впливом зміни гідрологічного режиму, найбільш ксероморфні угруповання класу *Festuco-Limonietea: Limonio-Festucetum pseudodalmaticae* та *Limonio festucetum valesiacaе*, які притаманні територіям з найменш зміненим гідрологічним режимом, повністю трансформуються та зникають. Зміна гідрологічного режиму веде до формування на території степів угруповань класу *Phragmiti-Magnocaricetea*. Їх стійке існування забезпечується регулярним підтоком прісної води. При відсутності підтоплення спостерігається швидка зміна угруповань та випадання глікофільних видів, іноді протягом одного вегетативного сезону, що свідчить про відсутність динамічної рівноваги в системі з нестійким гідрологічним режимом.

Широкі смуги вздовж каналів Краснознам'янської зрошувальної системи є місцем скупчення рудеральної рослинності, що пов'язано з порушенням ґрунтів, із посиленням пасквального, транспортного та рекреаційного навантаження, а також нестійкістю угруповань, що формуються в зоні підтоплення.

Вздовж каналів відбувається швидке розповсюдження на території степової зони деревинно-чагарникової рослинності, в першу чергу видів, що використовувалися при створенні лісосмуг. Найбільш активно спонтанно розповсюджується в регіоні *Elaeagnus angustifolia* L.

Зміни тваринного світу

Значних змін зазнав також й тваринний світ причорноморського степу, охоплений зрошуванням. Через деградацію степових біотопів зникли представники степового фауністичного комплексу: тушканчик великий (*Allactaga jaculus*), ховрах малий (*Spermophilus pygmaeus*), мишівка степова (*Sicista subtilis*) та строкатка степова (*Lagurus lagurus*). Змінився характер домінування серед мікромамалій. Якщо в заповідному степу домінуючим фоновим видом є *Microtus socialis*, то в трансформованому степу домінантом є повсюдно розповсюджена *Sylvaemus uralensis*. Крім того в фауністичному комплексі зміненого причорноморського степу з'явилися зовсім непритаманні види. Це, в першу чергу, види, що тісно пов'язані з прісноводними штучними водотоками: вужі (*Natrix natrix*, *N. tessellata*), черепахи (*Emys orbicularis*), жаби (рід *Rana*), ропухи (*Bufo viridis*), коловодні комахи. З ссавців — це пацюки сірі (*Rattus norvegicus*), полівки водяні (*Arvicola amphibius*) тощо. З птахів — це чаплі (*Ardea cinerea*, *Egretta alba*, *E. garzetta*), пірникози (*Podiceps cristatus*), птахи очеретяного комплексу: (роди *Locustella*, *Acrocephalus*, *Panurus biarmicus* тощо) (Селюніна та ін., 2005).

В останні роки ми спостерігаємо значне зниження антропогенного навантаження на приморський степ у нашому регіоні. Під час тривалої посухи (1989–1995) практично повністю знищена дренажна система. За останні 10 років, після розпаду великих сільськогосподарських підприємств, зрошувальне землеробство прийшло в занепад, значно зменшилось пасовищне навантаження. На частині територій, що розглядаються, почала відтворюватися природна рослинність і слід за нею й тваринний світ — тобто почалися відбудовні процеси. Сукцесія йде дуже активно, при чому природне підтоплення степу не викликає значних порушень ні в ході сукцесії ні в трансформації степу. Найбільш успішно вони проходять в районах, що найбільш віддалені від гідротехнічних споруд.

Обговорення та висновки

Таким чином, антропогенні гідротехнічні зміни в регіоні призвели до значних змін у причорноморському степу: система каналів стала провідником у степову зону мезофітних видів рослин, формування деревинно-чагарникових, галофітно-лукових і болотяних угруповань вздовж зрошувальних каналів, скорочення різноманіття степової та еугалофітної фракції флори, формування непритаманних півдню України ценозів в умовах нестійкого сольового і гідрологічного режимів території, поширення площ трансформованих природних угруповань з участю рудеральних та адвентивних видів. Зміна рослинного покриву веде до зникнення ряду зональних видів тварин, серед яких багато таких, що охороняються, та інвазії видів інтразональних, широко поширених.

Природні комплекси, що утворилися навколо водопровідних та зрошувальних каналів несуть риси трансформованих природних систем: тривіалізації, деструктуризації, зменшення біологічного різноманіття та раритетності. Крім негативних наслідків для природних комплексів причорноморських степів, антропогенні зміни причорноморського степу ведуть і до економічних наслідків через знищення традиційного природокористування (тваринництво) та підрив рекреаційного потенціалу курортної зони Херсонщини.

Приморський степ, який зазнав значної антропогенної гідрологічної трансформації, згідно з результатами проведених досліджень, ще має потенціал для відродження природних комплексів.

Література

- Бойко М. Ф. Фізико-географічний нарис // Природа Херсонської області. — Київ: Фітосоціоцентр, 1998. — С. 41–71.
- Гаркуша Н. А. Мелиорация на Украине. — Киев: Урожай, 1985. — С. 34–35.
- Крокос В. Наслідки геологічних обслідувань Нижньодніпровського району 1925 року // Матеріали по дослідженню ґрунтів України. — Харків, 1926. — Том 1, Вип. 3. — С. 19–27.
- Маринич А. М., Пащенко В. М., Шищенко П. Г. Природа Украинской ССР. Ландшафтное и физико-географическое районирование. — Киев: Наукова думка, 1985. — С. 164–180.
- Русин М. Ю., Селюнина З. В. Териофауна причерноморской степи // Млекопитающие аридной зоны. — Саратов, 2004. — С. 45–47.
- Селюнина З. В., Базалій А., Семенюк С. Вплив Північно-Кримського каналу на формування біоти причорноморського степу (дослідження в межах Малої академії наук) // Природничі науки в школі: Збірник наукових праць. — Херсон, 2005. — Вип. 4. — С. 112–118.
- Уманець О. Ю., Соломаха І. В. Синтаксономія рослинності Чорноморського біосферного заповідника. „Ягорлицький кут” // Український фітоценологічний збірник. Серія А. Фітосоціологія. — Київ, 1998. — № 2 (11). — С. 109–127.
- Уманець О. Ю., Войтюк Б. Ю., Соломаха І. В. Синтаксономія рослинності Чорноморського біосферного заповідника. ІV ділянка — Потіївка // Український фітоценологічний збірник. Серія А. Фітосоціологія. — Київ, 2001. — № 1 (17). — С. 66–86.

Надійшло до редакції: 20 грудня 2005 р.

УДК 591.157

Поліморфізм забарвлення тварин у місті: огляд теми

Оксана Скороход, Лідія Русіна

Поліморфізм забарвлення тварин у місті: огляд теми. — Скороход О., Русіна Л. — Наведено огляд даних щодо проблеми поліморфізму тварин у місті. Здійснено аналіз особливостей індустріального меланізму як різновиду перехідного поліморфізму в різних груп тварин. Проаналізовано причини встановлення поліморфної структури популяцій в урбоекосистемах. Виявлено, що до збільшення частки меланістів у містах можуть призводити різні фактори добору, різноманітні репродуктивні стратегії, а також перебудови у генетичній структурі популяцій.

Ключові слова: поліморфізм, індустріальний меланізм, забарвлення, відбір, популяція, тварини, місто.

Адреса: Кафедра зоології, Інститут природознавства, Херсонський державний університет, вул. 40 років Жовтня, 27, Херсон, 73000, Україна. E-mail: ksenia-p@yandex.ru; lirusina@yandex.ru.

Colour polymorphism of animals in a city: a review of the theme. — Skorohod O., Rusina L. — A review of data on the problem of colour polymorphism of animals in a city was done. An analysis of industrial melanism as a kind of transitional polymorphism in different groups of animals was carried out. Causes of establishment of pattern of population's polymorphism in urban ecosystems are analysed. It was revealed, that different factors of selective pressure, various reproductive strategies and also rebuildings in genetic structure of populations could lead to increase of melanistic forms in the city.

Key words: polymorphism, industrial melanism, coloration, natural selection, population, animals, city.

Address: Department of Zoology, Institute of Natural Sciences, Kherson State University, 40 let Oktyabrya Street 27, 73000, Ukraine. E-mail: ksenia-p@yandex.ru; lirusina@yandex.ru.

Вступ

Збереження дикої фауни в місті передбачає дослідження структури популяцій і динаміки їх перебудови у змінених умовах існування. Фауну міст складають свійські тварини, а також види дикої фауни з високою екологічною пластичністю. Місто як урбоекосистема характеризується трансформацією природного середовища та постійною дією стресових чинників на організмовому та популяційному рівнях. На рівні особини стрес — це неспецифічна реакція на будь-який несприятливий зовнішній вплив (Сельє, 1979). Основною його функцією є підвищення загальної резистентності організму та забезпечення виживання на той період, поки не почнуть діяти повільніші, але більш надійні механізми захисту. На рівні популяції стрес може проявлятися у мікроеволюційних процесах (Яблоков, 1976).

Відомо, що “поліморфізм є адаптивною властивістю популяцій пристосовуватися до різноманітних умов зовнішнього середовища” (Новоженов, 1977). Існують різні тлумачення цього терміну. Одним з найбільш вживаних є таке: “поліморфізм — це існування двох або більше генетично відмінних форм у популяції у стані тривалої рівноваги в таких співвідношеннях, що частоту навіть найрідшої форми не можна пояснити тільки повторними мутаціями” (Яблоков, Юсуфов, 1989). На думку О. Солбріг та Д. Солбріг (1982) поліморфізм буває *перехідним* і *постійним* (збалансованим). Перехідний поліморфізм виникає при заміщенні певного алелю іншим, таким, що надає більшої пристосованості. Збалансований поліморфізм підтримують різні формами добору, зокрема стабілізуючий.

Важливо зазначити, що поліморфізм може бути біохімічним, фізіологічним, морфологічним, поведінковим тощо (Яблоков, Ларина, 1985). Поліморфізм за ознаками забарвлення є лише одним із

видів поліморфізму, що іноді генетично пов'язаний із фізіологічними та поведінковими особливостями (Тимофеев-Ресовский и др., 1973; Гриценко и др., 1983), завдяки чому він може маркувати перебіг генетичних процесів в популяціях (Яблоков, 1976). Метою нашої статті є проведення аналізу існуючих даних щодо проблеми поліморфізму забарвлення тварин у змінених умовах, зокрема в місті.

Поліморфізм забарвлення в різних груп тварин

Поліморфізм, мінливість та екологічні особливості забарвлення досліджували у популяціях тварин систематично далеких груп у різних аспектах. Широко досліджено це явище на прикладі багатьох видів комах (Новоженков, 1977; Гил'єв, 2002; Медведєв, 2003; Русина и др., 2004). На прикладі молюска *Cepaea hortensis* (Müll.) показано вплив антропогенних факторів на частоту поширення морф забарвлення у місті Львові (Сверлова, 2002), а на *C. nemoralis* L. — вибіркоче хижацтво з боку дроздів на певні кольори черепашок, що виділяються на фоні субстрату (Patterson, 1999). У амфібій *Rana arvalis* Nilss., *R. macrocnemis* Boul. досить детально вивчено фенотипічна стабільність та екологічна структура популяцій на території колишнього СРСР (Ищенко, 1978). На прикладі видів амфібій родини Dendrobatidae (Anura) показано, що у відносинах "хижак-жертва" важливе значення мають розміри тіла та забарвлення (Hagman, Forsman, 2003). В американських популяціях плазуна *Uta stansburiana* Baird et Girard виявлено зв'язок морф забарвлення шії з різними стратегіями продуктивності самок (Sinervo et al., 2001). У сизого голуба *Columba livia* Gm. досліджено структуру синантропних популяцій, причини встановлення поліморфізму в містах і географічна мінливість забарвлення (Обухова, Креславский, 1985; Обухова, 2001); у мухоловки строкатої *Ficedula hypoleuca* Pall. — різні репродуктивні стратегії поліморфних за забарвленням самців (Гриньков, 2000). Особливості поширення різних кольорових морф (зокрема, меланістичних форм) докладно досліджено у ссавців, зокрема, у хом'яка звичайного *Cricetus cricetus* L. (Самош, 1978) та вивірки *Sciurus vulgaris* L. (Зізда, 2005).

Індустріальний меланізм

Класичним прикладом перехідного поліморфізму забарвлення в антропогенних умовах є відкритий в середині ХХ ст. індустріальний меланізм. Меланізм (грець. melos — чорний) — це переважання чорного або темного забарвлення у частини особин виду, для якого зазвичай характерне інше, світліше забарвлення (Захаров, 2003). Межерес (Majerus, 1998) визначає меланізм як "наявність у певного виду чорних або темних форм". Лусіс (1961; цит. за: Захаров, 2003) вважає, що до меланізації популяцій може призводити два чинники: морський клімат і умови існування у великих містах, зокрема, промислове забруднення атмосфери. На думку Захарова, існують й інші механізми, такі як непряме поширення забруднення та міграції (Захаров, 2003).

Першим об'єктом дослідження індустріального меланізму став метелик *Biston betularia* L. (Lepidoptera, Geometridae). У Великій Британії, починаючи з 1858 р., поряд з типовою світло-забарвленою формою (f. *typica*) почала різко зростати частка темних особин (f. *carbonaria*). Удень нічні метелики *B. betularia* залишаються на деревах, зазвичай укритих лишайниками. Оскільки основною загрозою у період спокою для них є комахоїдні птахи, то єдиним захисним механізмом виявляється криптичне забарвлення: світлі метелики менш помітні на стовбурах дерев, вкритих лишайниками, а темні — на оголених. Унаслідок різкого забруднення атмосфери в промислових районах лишайники майже повністю зникли, світлі метелики стали надзвичайно вразливими для хижаків, більшої переваги в нових умовах набули темні форми (Kettlewell, 1973).

Однак, при подальших дослідженнях учені дійшли висновку, що індустріальний меланізм *B. betularia* — надзвичайно складне і комплексне явище, в якому візуальний добір з боку хижаків відіграє другорядну роль, а збільшення частки меланістів обумовлене взаємодією генетичних процесів в популяціях і зовнішніх факторів середовища (Majerus, 1998). В інших працях, присвячених проблемі індустріального меланізму, показано, що в популяціях, з одного боку, йде "накопичення" меланістів як відповідь на антропогенні зміни середовища, а з іншого, існує зумовленість цих процесів комплексом ендегенних причин (Захаров, 2003; Popescu et al., 1978).

Попеску зі співавторами (Popescu et al., 1978) виявили наявність індустріального меланізму в іншого виду комах — *Mesopsocus unipunctatus* (Müll.) (Psocoptera, Peripsocidae). Так, в індустріальних районах Йоркшира поширена темна форма самок цього виду, тоді як світла є рідкісною. Проте, як зазначають автори, присутність близько 30 % меланістів у сільських місцевостях і в популяції зі Швейцарських Альп свідчить про наявність фізіологічних і поведінкових детермінант меланізму, окрім вибіркового хижацтва, як у *B. betularia* (Popescu et al., 1978).

На відміну від *B. betularia* та інших видів комах, *Adalia bipunctata* L. (Coleoptera: Coccinellidae) рідко стає здобиччю хижаків і веде зовсім інший спосіб життя порівняно з нічними метеликами і сіноїдами. Перевага, яку в умовах забрудненого середовища отримують темні особини цього виду, має фізіологічний характер (Захаров, 2003). Аналіз фенотипного складу популяцій *A. bipunctata* з природного (Воронезький заповідник) та антропогенного середовища (міста Уралу, Сибіру, Центральної Азії, Європи) показав, що природна популяція є поліморфною, а частка меланістів сягає 6,4 % (Захаров, 2003), що значно менше порівняно з *M. unipunctatus*.

У типовому випадку, існування меланістичних мутантів у популяції визначається як явище “псевдонейтрального поліморфізму”, при якому мутації суттєво не впливають на пристосованість, а підтримуються за рахунок буферних особливостей генофонду. У низці експериментів показано, що у *A. bipunctata* існує спадкова перевага меланістичних самок при паруванні, а статева активність є частотно-залежною, чим і підтримується баланс поліморфізму.

Окрім вище розглянутих прикладів явище індустріального меланізму досліджувалося у сизого голуба *Columba livia* Gm. (Обухова, Креславский, 1985a, 1985b; Обухова, 2001). Відомо, що дикі популяції цього виду мономорфні за забарвленням, а в синантропних на території європейської частини Росії виділено три основні морфи: сизі (blue), сизо-чеканні (blue-chequer), чорно-чеканні (black-chequer) (Обухова, Креславский, 1985a). Крім того, концентрація меланістів в угрупованнях зменшується від центра міста до периферії. За Н. Обуховою (2001), причинами виникнення поліморфних популяцій голубів є: давнє і поступове здичавіння домашніх птахів з формуванням пристосувань до життя у міському середовищі (міста Прибалтики, України, європейської Росії); швидке освоєння міського ландшафту дикими голубами з природних стацій (Узбекистан, Туркменістан); гібридизація особин дикого походження з домашніми породами і міськими птахами (Киргизія), а також освоєння нових міст та поселень вздовж залізничних магістралей (Сибір, Далекий Схід).

Сизий голуб — вид з високою екологічною пластичністю, що легко пристосовується до життя в місті та здатний проникати навіть у ті його частини, що недосяжні для інших видів. Єдиним конкурентом *C. livia* за кормовий ресурс у центральних частинах міста є горобець хатній (*Passer domesticus* L.). Поліморфізм забарвлення цього виду не виражений, проте і його спадкова основа не була зруйнована виведенням сотень порід та історією одомашнення, він розселився разом з людиною, не втрачаючи одноманіття предкової форми (Обухова, 2001).

Для відповіді на питання про індустріальний меланізм у голуба сизого перевірено взаємозв'язок забарвлення кожної морфи з можливими фізіологічними та екологічними особливостями виду: репродуктивною спроможністю, резистентністю до захворювань, індивідуальною пристосованістю та етологічними особливостями. Адже у *Columba livia* урбанізоване середовище веде до переорієнтації відносної пристосованості генотипів, що обумовлено змінами кормової бази, характеру місць гніздування і щільності популяцій (Обухова, Креславский, 1985). З'ясовано, що забарвлення корелює лише з поведінкою: рівень агресивності морфи blue набагато вищий порівняно з двома іншими. Це обумовлює перевагу гніздування і годівлі сірих голубів поодиноці або у невеликих зграях. В умовах міста щільнісно-залежний добір діє на перевагу меланістів.

Висновки

Таким чином, дослідження способів відповіді популяцій на дію стресових чинників може сприяти розумінню адаптаційних можливостей виду та характеру мікроеволюційних процесів. Особливості формування індустріального меланізму дозволяють розглядати його як стресову реакцію на популяційному рівні. Збільшення частки меланістів у містах, крупних промислових та індустріальних центрах зазвичай обумовлене комплексом зовнішніх факторів, різних видів добору та механізмів

та механізмів генетичних перебудов в самих популяціях, а фізіологічні та етологічні особливості меланістів можуть забезпечувати їм певні переваги у складних екологічних умовах.

Література

- Гилев А. В. Дискретные вариации окраски и некоторые закономерности изменчивости пигментации рабочих особей рыжих лесных муравьев подрода *Formica* (Hymenoptera, Formicidae) // Зоологический журнал. — 2002. — Том 81, № 3. — С. 336–341.
- Гриньков В. Г. Условия стабильного поддержания фенотипической структуры популяции на примере изменчивости окраски брачного наряда у самцов мухоловки-пеструшки (*Ficedula hypoleuca* Pall.): Дис. ... канд. биол. наук. — Москва: Московский государственный университет, 2000. — 154 с.
- Гриценко В. В., Креславский А. Г., Михеев А. В. Концепции вида и симпатрическое видообразование / Под ред. А. С. Северцева. — Москва: Изд-во Московского ун-та, 1983. — 192 с.
- Захаров И. А. Индустриальный меланизм и его динамика в популяциях двуточечной божьей коровки *Adalia bipunctata* L. // Успехи современной биологии. — 2003. — Том 123, № 1. — С. 3–15.
- Зізда Ю. Поширення кольорових форм вивірки (*Sciurus vulgaris*) у Закарпатті та в суміжних областях України // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Біологія — 2005. — Вип. 17. — С. 147–154.
- Ищенко В. Г. Динамический полиморфизм бурых лягушек фауны СССР. — Москва: Наука, 1978. — 148 с.
- Медведев В. Л. Особенности изменчивости рисунка покровов жуков-листоедов на примере видов рода *Goniocтена* Chevrolat (Coleoptera, Chrysomelidae) // Энтомологическое обозрение. — 2003. — Том 82, вып. 2. — С. 289 — 299.
- Новоженов Ю. И. Географическая изменчивость сбалансированного полиморфизма на примере восковика обыкновенного *Trichius fasciatus* L. // Журнал общей биологии. — 1977. — Том 38, № 5. — С. 709–723.
- Обухова Н. Ю. Географическая изменчивость окраски синантропных сизых голубей // Генетика. — 2001. — Том 37, № 6. — С. 791–802.
- Обухова Н. Ю., Креславский А. Г. Городской меланизм у сизых голубей (*Columba livia*): сравнительная демография одной колонии // Зоологический журнал. — 1985a. — Том 64, вып. 3. — С. 400–408.
- Обухова Н. Ю., Креславский А. Г. Изменчивость окраски в популяциях сизых голубей (*Columba livia*): возможные механизмы поддержания полиморфизма // Зоологический журнал. — 1985b. — Том 64, вып. 11. — С. 1685–1694.
- Русина Л. Ю., Скороход О. В., Гилёв А. В. Дискретные вариации окраски осы *Polistes dominulus* (Christ) (Hymenoptera: Vespidae) в Черноморском биосферном заповеднике // Труды Русского энтомологического общества. — 2004. — Том 75, вып. 1. — С. 270–277.
- Самош В. М. Распространение меланистической формы хомяка обыкновенного (*Cricetus cricetus* L.) (Mammalia, Muridae) на Украине // Вестник зоологии. — 1978. — № 6. — С. 75–76.
- Селье Г. Стресс без дистресса. — Москва: Прогресс, 1979. — 123 с.
- Сверлова Н. В. Влияние антропогенных барьеров на фенотипическую структуру популяций *Caepa hortensis* (Gastropoda, Helicidae) в условиях города // Вестник зоологии. — 2002. — Том 36, № 5. — С. 61–64.
- Солбриг О., Солбриг Д. Популяционная биология и эволюция. — Москва: Мир, 1982. — 448 с.
- Тимофеев-Ресовский Н. В., Яблоков А. В., Глотов Н. В. Очерк учения о популяции. — Москва: Наука, 1973. — 277 с.
- Яблоков А. В. Популяционная морфология как новое направление эволюционно морфологических и популяционных исследований // Журнал общей биологии. — 1976. — Том 37, № 5. — С. 649–659.
- Яблоков А. В., Ларина Н. И. Введение в фенетику популяций. Новый подход к изучению природных популяций: Учеб пособие для студентов вузов. — Москва: Высшая школа, 1985. — 159 с.
- Яблоков А. В., Юсуфов А. Г. Эволюционное учение (Дарвинизм). — Москва: Высшая школа, 1989. — 335 с.
- Hagman M., Forsman A. Correlated evolution of conspicuous coloration and body size in poison frogs (*Dendrobatiidae*) // Evolution. — 2003. — Vol. 57, № 12. — P. 2904–2910.
- Kettlewell H. B. The evolution of melanism. — Oxford: Clarendon Press, 1973. — 475 p.
- Majerus M. E. N. Meanism. Evolution in action. — Oxford, N. Y., Tokyo: Oxford University Press, 1998 — 338 p.
- Patterson C. Evolution. — London: The Natural History Museum, 1999. — 166 p.
- Popescu C., Broadhead E., Shorrocks B. Industrial melanism in *Mesopsocus unipunctatus* (Müll.) (Psocoptera) in northern England // Ecological Entomology. — 1978. — № 3. — P. 209–219.
- Sinervo B., Bleay C., Adamopoulo C. Social causes of correlational selection and the resolution of a heritable throat color polymorphism in a lizard // Evolution. — 2001. — Vol. 55, № 10. — P. 2040–2052.

Надійшло до редакції: 12 грудня 2005 р.

УДК 574. 2:623.454.836:614.73

Половая структура популяций мелких млекопитающих зоны отчуждения Чернобыльской АЭС

Денис Вишневский

Статева структура популяцій дрібних ссавців зони відчуження Чернобыльської АЕС. — Вишневський Д. — Представлено результати досліджень стану популяцій дрібних ссавців зони відчуження ЧАЕС. Встановлено, що радіоактивне забруднення території не впливає на чисельність дрібних ссавців, проте корелює зі змінами статевої структури популяції, котрі проявляють себе у чисельному домінуванні однієї статі. На найбільш забруднених територіях відмічено домінування самиць, що розглядається як неспецифічна компенсаторна реакція популяційного рівня.

Ключові слова: Зона відчуження ЧАЕС, дрібні ссавці, чисельність, структура популяції, популяційний гомеостаз.

Адреса: ДСНВП «Чернобыльський радіоекологічний центр» МНС України, вул. Шкільна 6, Чернобыль, 03041, Київська обл., Україна. E-mail: den_post@rambler.ru.

Sex pattern of small mammal populations in the Exclusion Zone of Chernobyl Nuclear Power Plant. — Vyshnevskiy D. — Results of investigations of a state of micromammals in the Exclusion Zone of the Chernobyl Nuclear Power Plant are considered. It's shown that a radioactive pollution doesn't impact on number of micromammals. However there is a correlation of it with changes of sexual structure of populations, which are characterized, with a quantitative domination of one sex. At the most polluted territories a domination of females was marked. That is considered as a nonspecific compensative reaction of a population level.

Key words: Exclusion Zone of ChNPP, small mammals, quantity, population pattern, population stability.

Address: Shkolnaya str. 6., Chernobyl, Kiev region, 07270, Ukraine, E-mail: den_post@rambler.ru.

Введение

Техногенные катастрофы являются наиболее сложным и разрушительным типом антропогенного воздействия на окружающую среду. Многообразие факторов их влияния на экосистемы и сложность ответных реакций разного уровня существенно затрудняют оценку последствий катастроф. Поэтому проблема прогнозирования и оценки состояния биоразнообразия территорий, попавших в зону критического воздействия, и выявление механизмов восстановления стабильности экосистем остаётся весьма актуальной (Шатуновский, Шилова, 1995). Для решения этих проблем необходима модель экологической катастрофы, доступная для комплексного и долгосрочного исследования (Глазко, 2005). В качестве такой модели можно рассматривать зону отчуждения, сформировавшуюся после аварии на Чернобыльской АЭС. На этой территории произошло резкое изменение целого комплекса экологических факторов, что позволяет выявить системные реакции живого в природных условиях.

Поражающее действие факторов катастроф проявляется на всех уровнях организации биосистем, однако для прогнозирования последствий важно оценить воздействие на уровне биоценоза и отдельных видов. Соответственно возникает проблема поиска показателей адекватных поставленной задаче. Традиционные показатели организменного и соподчинённых ему уровней более доступны для исследования, однако их изменения могут запаздывать или даже не проявить себя на более высоких уровнях организации. Получение интегральных данных уровня экосистем и сообществ является методически достаточно сложным. Всех приведённых ограничений позволяют избежать, исследования на популяционном уровне. В этом плане биоценоз рассматривается как сис-

тема взаимодействующих популяций, а популяция — как составная часть вида, осуществляющая его взаимодействие со средой. Соответственно, изменения данного уровня отражаются на состоянии всего биоценоза, поэтому основной единицей исследования и мониторинга становится популяция (Межжерин, 1996; Межжерин и др., 2002; Шилова, 1999).

Материал и методы

Объектом исследования выбрана традиционная группа — мышевидные грызуны. Сбор материала проводили в июне и июле 2001 и 2005 гг. на полигонах в пределах 10-км и 30-км зоны ЧАЭС. В 2001 г. исследовали две группы — полевков серых (*Microtus* sp.) без разделения их на виды (*arvalis* + *levis* + *agrestis*) и мышей полевых (*Apodemus agrarius*). Первые доминировали в 10-км зоне, вторые — в 30-км зоне. В 2005 г. исследовали один вид — *Myodes glareolus* (= *Clethrionomys glareolus* auct.). Выборки сравнивали по оценкам численности популяции (количество особей в пересчете на 100 ловушко-суток), возрастной (только в 2001 г.) и половой структуре.

Результаты и обсуждение

Численность исследованных видов достаточно высокая и соответствует средней численности мелких млекопитающих по всей зоне отчуждения (табл. 1).

Численность является адекватным индикатором воздействия фактора только при его прямом летальном действии. Так, доказана роль радиационного фактора в снижении численности мышевидных грызунов на территории ближней (5-км) зоны в первые месяцы после аварии на ЧАЭС в 1986 г. (Тестов, Таскаев, 1990). Однако на следующий после аварии год численность восстановилась до исходного уровня, а в 1987 г. по всей зоне отмечено резкое увеличение численности мышевидных грызунов. Дальнейшие наблюдения (середина 90-х гг.) не выявили чёткой зависимости численности животных от степени загрязнения территории. В целом, как показали исследования В. А. Межжерина (1996) и С. А. Мякушко (1998), традиционный подход к оценке состояния популяции через её численность (высокая — положительная, низкая — отрицательная) не является адекватным при антропогенном воздействии. Соответственно воздействие фактора должно проявляться через изменение структуры популяции.

Возрастная структура исследованных в 2001 г. видов в целом сходна — отмечается существенное доминирование молодых особей (juveniles) (рис. 1–2). Однако в выборке из 30-км зоны отмечена сравнительно низкая часть особей группы subadultus. Половая структура характеризуется доминированием самцов (30-км зона) или самок (10-км зона). У *Myodes glareolus* в выборках из обеих зон доминировали самки. Однако повторные отловы этого вида в 30-км зоне, проведённые в сентябре того же года, выявили выравнивание соотношения полов до 1:1.

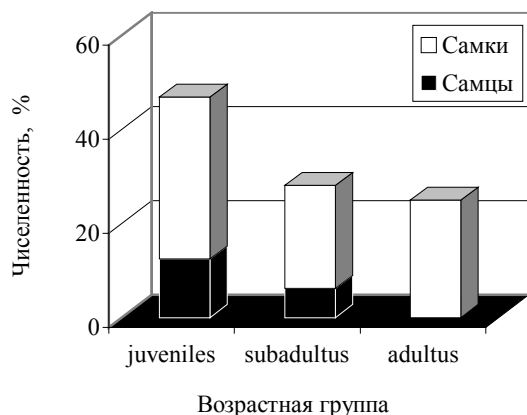


Рис. 1 (слева). Половозрастная структура *Microtus* sp. в 10-км зоне

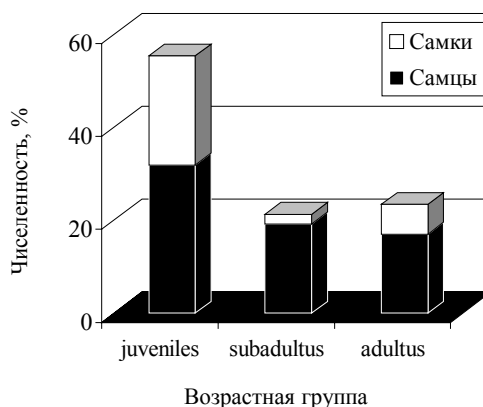


Рис. 2 (справа). Половозрастная структура *Apodemus agrarius* в 30-км зоне

Таблица 1. Численность видов, особи/100 л. с.

Вид	10-км зона	30-км зона
<i>Microtus</i> sp.	0,3–29,0	0,5–1,7
<i>Apodemus agrarius</i>	–	0,5–4,0
<i>Myodes glareolus</i>	3,7–14,0	12,0–18,0

Резкое отклонение от нормального (1:1) соотношения полов часто интерпретируют как неспецифический ответ популяции на действие негативного фактора. Можно выделить две причины этого явления. Первая, — сдвиг в сторону увеличения репродуктивного потенциала популяции, путём увеличения численности самок. Вторая, — элиминация менее устойчивых к стресс-реакции внутрипопуляционных групп (в данном исследовании самцов). Распределения полов по возрастным категориям указывает на то, что имеют место обе причины. Доминирование самок в младших возрастных группах указывает на первую причину, во взрослых — на вторую (см. рис. 1). Обе реакции являются неспецифическим популяционным ответом на действие повреждающего фактора и дополняют друг друга.

По Геодакяну (1974), каждый пол в популяции является особой подсистемой, характеристики которой направлены на поддержание гомеостаза всей системы (популяции). Самки выполняют функцию сохранения и передачи последующим поколениям информации; самцы, наоборот, поступление оперативной информации из окружающей среды. Соответственно, самцы испытывают интенсивное воздействие естественного отбора и потому более восприимчивы к действию повреждающих факторов. Поэтому в экстремальных условиях каждый пол выстраивает собственные связи с отдельными факторами среды, таким образом, является элементом экологической структуры популяции (Межжерин и др., 1991).

В группах особей, попавших в зону воздействия повреждающих факторов, постепенно начинают действовать процессы приспособления к новым условиям. Вначале реализуется *компенсация* потерь численности при помощи неспецифических популяционных механизмов. Со временем, если позволяют адаптивные способности, происходит процесс *восстановления* путём приспособления к новым условиям на уровне отдельных особей. Полученные данные показывают, что в ближней зоне приспособление к условиям среды обеспечивают только механизмами *компенсации*. Можно говорить, что за 15–19 лет процесс *восстановления* в обследованных популяциях мелких млекопитающих ближней зоне ЧАЭС не реализовался.

Литература

- Геодакян В. А. Дифференциальная смертность и норма реакции мужского и женского пола. Онтогенетическая и филогенетическая пластичность // Журнал общей биологии. — 1974. — Том 35, № 3. — С. 376–385.
- Глазко В. И. «Новизна» доз ионизирующего излучения как фактор микроэволюционных изменений // Проблемы безопасности атомных станций и Чернобыля. — 2005. — Вып. 2. — С. 126–133.
- Шатуновский М. И., Шилова С. А. Некоторые подходы к проблеме «техногенные катастрофы и биологические системы» // Успехи современной биологии. — 1995. — Том 115, № 5. — С. 517–525.
- Межжерин В. А., Емельянов И. Г., Михалевич О. А. Комплексные подходы в изучении популяций мелких млекопитающих. — Киев: Наукова думка, 1991. — 204 с.
- Межжерин В. А. Специфика экологического мониторинга // Экология. — 1996. — № 2. — С. 83–88.
- Межжерин В. А., Мякушко С. А., Семенюк С. К. Популяция как тест-система // Экология. — 2002. — № 5. — С. 634–640.
- Мякушко С. А. Изменение динамики популяций и сообщества грызунов в результате антропогенного воздействия на заповедную экосистему // Вестник зоологии. — 1998. — Том 32, № 4. — С. 76–85.
- Тестов Б. В., Таскаев А. И. Динамика численности мышевидных грызунов в зоне ЧАЭС // Тезисы докладов 1-й Междунар. конф. "Биологические и радиэкологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской АЭС" (Зеленый Мыс, 10–18 сентября 1990 г.). — Москва, 1990. — С. 86.
- Шилова С. А. Популяционная организация млекопитающих в условиях антропогенного воздействия // Успехи современной биологии. — 1999. — Том 119, № 5. — С. 487–503.

Надійшло до редакції: 24 грудня 2005 р.

УДК 599.735.3:591.33

Некоторые особенности эмбрионального развития асканийского благородного оленя (*Cervus elaphus*)

Анатолий Волох, Анна Кашкарёва

Деякі особливості ембріонального розвитку асканійського благородного оленя (*Cervus elaphus*). — Волох А., Кашкарёва Г. — Наведено дані про ембріональний розвиток гібридної форми оленя. Виявлено непропорційний ріст окремих частин тіла, який дуже уповільнюється у ембріонів після досягнення ними двохмісячного віку. Відновлення росту відбувається у трьохмісячному віці і співпадає з зростанням довжини світлового дня.

Ключові слова: ембріон, благородний олень, розмноження, гібрид, ріст, розвиток, Україна.

Адреса: кафедра екології та охорони навколишнього середовища, Таврійська державна агротехнічна академія, проспект Б. Хмельницького 18, м. Мелітополь, Запорізька обл., 72312, Україна.
E-mail: volokh50@mail.ru.

Some characteristics of the embryonic development of Askanian red deer (*Cervus elaphus*). — Volokh A., Kashkareva A. — Data on embryonic development of hybrid form of the deer are given. A disproportional growth of some parts of the body was discovered. The growth of embryos considerably slows after they reach age of two months. Renewal of the growth occurs in three-month age and coincides with increase of the length of a day.

Key words: embryo, red deer, reproduction, hybrid, growth, development, Ukraine.

Address: Department of Ecology and Environmental Protection, Tavricheskaya Agrotechnical Academy, Prospect Bohdana Khmelnytskoho 18, Melitopol, 72312, Zaporizhzhia, Ukraine. E-mail: volokh50@mail.ru.

Введение

В связи с обмельчанием благородных оленей, в конце XIX ст. стали широко использовать внутривидовую гибридизацию для получения потомков от скрещивания представителей разных подвидов. Чаще всего для этой цели использовали марала, вапити, европейского и кавказского оленей. Поскольку в роде *Cervus* гибридизация происходит сравнительно легко, ей уделяли большое внимание во многих странах Западной Европы (Meerwart, 1909). В результате был создан альпино-атлантический олень — особая форма, которой придали подвидовой статус (*C. e. hippelaphus* Erx.) (Linke, 1957). Существенные результаты также получены в Украине в заповеднике «Аскания-Нова», где скрещивали крымского оленя с маралом и представителями других подвидов (Треус, 1968). Поскольку всем гибридам присущи высокие гетерозиготность и резистентность (Hartington, 1985), асканийский олень оказался очень приспособленным к жизни в засушливой степи, в тайге и в широколиственных лесах. Почти за столетний период у него сформировались определённые экстерьерные и физиологические особенности, которые были закреплены инцухтным разведением.

Сейчас, в связи с выращиванием благородных оленей в антропогенном ландшафте и созданием оленеводства как сельскохозяйственной отрасли (Reinken, 1998), животные асканийского происхождения представляют большую ценность для использования в фермерских и частных охотничьих хозяйствах закрытого типа. Несмотря на то, что современная численность асканийского благородного оленя в Украине достигает 3 тыс. особей, его биология и морфология до сих пор остаются слабо изученными. Поэтому целью наших исследований стало выяснение особенностей внутриутробного развития асканийского оленя и установление его закономерностей.

Материал и методика исследований

Материалом для наших исследований были 27 эмбрионов (12 самок и 15 самцов), добытые в разные годы во время регулирования численности благородного оленя на территории государственного ландшафтного заказника “Коса Обиточная” (Азовское море), а также во время охоты на о-ве Джарылгач (Черное море) и в Рацинской лесной даче (Николаевская область). Добытых самок вскрывали по стандартной методике, эмбрионы фиксировали в 7 % растворе формалина с последующим взвешиванием и измерением показателей, которые используют при морфологических исследованиях крупного рогатого скота и диких копытных. Возраст эмбрионов оленя определяли путем сравнения дат изъятия животных со сроками спаривания и отёла самок. Учитывая, что спаривание оленей длится почти полтора месяца, существуют определённые отклонения сроков оплодотворения от средней даты. В связи с особенностями организации охоты, нам не удалось получить материалы, которые касались бы очень ранних и очень поздних стадий развития плодов.

Особенности роста плодов оленя на ранней стадии развития

Подготовка к спариванию у асканийского благородного оленя происходит уже в конце августа, когда у самцов заканчивается формирование новых рогов, а самки с телятами объединяются в группы. По многолетним данным, само спаривание протекает в течение 30–45 дней — с 15 сентября до 30 октября, однако на его продолжительность влияют погода, упитанность животных и структура популяции. Например, с 31 октября по 4 ноября 1994 г. на Обиточной косе мы анатомировали 7 взрослых ланок массой 145–212 кг, однако ни одна из них не имела каких-либо признаков беременности, хотя, обычно в этой популяции ежегодно размножается более самок 85 % (Волох, 2004). Возможно, у некоторых из них имелись очень маленькие эмбрионы, которые в полевых условиях обнаружить не удалось.

Считается, что развитие зародышей благородного оленя длится до 60 суток (Шостак, 1979), тогда как у представителей асканийского происхождения в возрасте около 1 месяца эмбрионы уже имели четкие видовые особенности и их можно считать плодами. В связи с разным сроком оплодотворения, они отличались между собой по массе почти в 4,5, а по длине — в 2 раза. Другие показатели также имели значительную разность между максимальными и минимальными размерами (табл. 1). В месячном возрасте у плодов очень маленькие уши, высота которых меньше длины хвоста, в тоже время у взрослых оленей последний вообще неразличим даже на близком расстоянии.

Даже на ранней стадии развития эмбрионов наблюдаются существенные колебания массы их тела, которые с возрастом становятся ещё больше (табл. 1, 2). Это хорошо заметно по возрастанию значения квадратического отклонения (σ). Возможно, это связано с формированием полового диморфизма по этому признаку, поскольку у благородного оленя самцы значительно крупнее самок. К сожалению, в связи с небольшим количеством материала, мы не имели возможности разделить его по полу, чтобы выяснить это окончательно.

По достижению возраста 1,5 месяца, плоды хорошо различаются по полу, чему способствует развитие вторичных половых признаков. В частности, у самцов становятся хорошо заметными отростки лобных костей, на которых в будущем формируются рога. Это особенно ярко выражено у эмбрионов, которым исполнилось 40–60 суток. К этому времени их масса увеличилась в 4,9 раза, а длина тела — лишь в 1,7, что также сопровождалось интенсивным линейным ростом уха (увеличение в 3,0 раза), плюсны (в 2,4) и пясти (в 2,3), тогда как длина хвоста, головы и обхват груди выросли в меньшей степени — в 1,3–2,0 раза. Вообще в указанный период происходит значительное ускорение роста уха. Сначала его высота уступает размерам хвоста, но к 60 дням она превосходит его в 2,1 раза и в дальнейшем это различие усиливается. Вообще аллометрический рост разных частей тела или органов является характерным для всех высших наземных позвоночных и носит скачкообразный характер (Шмальгаузен, 1935).

По истечению 3 месяцев беременности, масса плода асканийского благородного оленя составляет 132–201 г, а в 4 месяца может превосходить 350 г. При этом длина тела увеличивается заметно медленнее (табл. 2), и её индивидуальная изменчивость внутри каждой возрастной группы является незначительной ($CV=1,9-7,3\%$). Интересно, что у эмбрионов возрастом 80–95 дней, по сравнению с

предшествующей возрастной группой, масса тела увеличилась в 2,6 раза, тогда как длина тела — лишь в 1,3 раза. В дальнейшем эта неравномерность скорости роста разных частей тела (ускорение или замедление роста разных частей) сохраняется.

В начале беременности у оленя происходит очень интенсивный рост тела в толщину, что заметно по изменению величины обхвата груди. Начиная от младшего возраста к старшим, её отношение к таковой в предыдущей группе даёт вариационный ряд: 2,0:1,4:1,1, что свидетельствует об уменьшении темпов роста плода в толщину (табл. 1, 2). Это связано с формированием своеобразно телосложения и развитием внутренних органов.

У 4-месячного плода среди всех показателей наиболее высоким ростом также характеризуется масса тела, которая увеличилась в 1,4 раза, длина пясти — в 1,5 раза, а потом уже: длина плюсны, хвоста, высота уха — в 1,3 раза, длина тела и головы — в 1,2 раза и обхват груди — в 1,1 раза (табл. 2). При этом коэффициент вариации массы тела достиг очень больших величин (29,12 %), что отражает значительную индивидуальную изменчивость этого показателя. В свою очередь, его размеры зависят от массы тела матери (Dean et al., 1976), её возраста (Mitchell et al., 1976), климатических условий года (Albon et al., 1983) и других факторов. Следствием этого является неравномерный рост и развитие плодов, которые покрыты красновато-розовой кожей и лишены волосяного покрова — лишь на поверхности век и возле ноздрей есть осязательные волоски.

Некоторые закономерности роста эмбрионов асканийского оленя

Процессы роста различных частей тела и его массы у всех животных очень тесно увязаны друг с другом. Созданная корреляционная матрица (табл. 3) демонстрирует значительную гармоничность развития эмбрионов асканийского благородного оленя. При исследовании 8-ми морфологических показателей выяснено, что, несмотря на непропорциональное изменение их величины с возрастом, коэффициент корреляции в большинстве пар признаков колеблется от 0,68 до 0,95. Эти большие значения свидетельствуют о значительной зависимости их роста и развития между собой.

Таблица 1. Биометрическая характеристика плодов асканийского оленя в возрасте 25–60 дней

Показатели	25–35 дней (n = 6)			40–60 дней (n = 8)		
	M ± m	Limit	σ	M ± m	Limit	σ
Масса тела, г	14,8 ± 3,34	6,0–27,0	8,19	72,6 ± 6,96	38,0–97,8	19,69
Длина тела, мм	9,7 ± 1,00	6,3–12,5	2,44	16,2 ± 0,35	15,1–17,9	1,00
Длина хвоста, мм	0,4 ± 0,08	0,2–0,7	0,20	0,5 ± 0,09	0,1–0,9	0,24
Высота уха, мм	0,3 ± 0,06	0,1–0,5	0,15	0,9 ± 0,17	0,3–1,9	0,49
Длина головы, мм	4,0 ± 0,36	3,0–5,2	0,87	6,5 ± 0,24	5,5–7,6	0,67
Длина пясти	2,0 ± 0,19	1,5–2,7	0,47	4,6 ± 0,33	3,3–6,0	0,93
Длина плюсны	2,2 ± 0,22	1,5–2,9	0,54	5,3 ± 0,56	2,5–7,0	1,58
Обхват груди	4,9 ± 0,53	3,5–7,0	1,30	9,6 ± 0,36	8,0–10,9	1,03

Таблица 2. Биометрическая характеристика плодов асканийского оленя в возрасте 80–120 дней

Показатели	80–95 дней (n = 8)			105–120 дней (n = 5)		
	M ± m	Limit	σ	M ± m	Limit	σ
Масса тела, г	190,0 ± 8,38	132,0–200,7	8,38	264,0 ± 34,46	201,0–356,0	77,05
Длина тела, мм	20,7 ± 0,40	19,2–22,0	0,40	24,8 ± 0,82	22,4–27,1	1,82
Длина хвоста, мм	1,1 ± 0,08	0,8–1,5	0,08	1,4 ± 0,19	1,0–2,0	0,42
Высота уха, мм	1,4 ± 0,10	1,0–1,9	0,10	1,8 ± 0,08	1,6–2,0	0,18
Длина головы, мм	8,3 ± 0,32	7,0–9,8	0,32	9,5 ± 0,45	8,3–10,8	1,01
Длина пясти	5,6 ± 0,62	4,0–8,7	0,62	8,3 ± 0,78	5,5–10,0	1,75
Длина плюсны	6,3 ± 0,54	4,5–8,3	0,54	8,4 ± 0,49	6,5–9,3	1,10
Обхват груди	13,3 ± 0,40	11,4–15,3	0,40	14,1 ± 0,73	12,1–16,3	1,63

Таблица 3. Корреляция (r) морфологических показателей у эмбрионов (n=27) асканийского оленя (p < 0.05)

Показатели	Масса тела	Длина тела	Длина хвоста	Высота уха	Длина головы	Длина пясти	Длина плюсны	Обхват груди
Масса тела	1,00	0,93	0,87	0,87	0,86	0,74	0,73	0,92
Длина тела	0,93	1,00	0,82	0,88	0,95	0,82	0,84	0,95
Длина хвоста	0,87	0,82	1,00	0,81	0,72	0,50	0,54	0,83
Высота уха	0,87	0,88	0,81	1,00	0,78	0,68	0,71	0,92
Длина головы	0,86	0,95	0,72	0,78	1,00	0,87	0,90	0,88
Длина пясти	0,74	0,82	0,50	0,68	0,87	1,00	0,95	0,71
Длина плюсны	0,73	0,84	0,54	0,71	0,90	0,95	1,00	0,73
Обхват груди	0,92	0,95	0,83	0,92	0,88	0,71	0,73	1,00

в меньшей степени скоррелированным выявилось изменение величины хвоста с ростом пясти и плюсны в длину (соответственно: $r=0,50$ и $0,54$). Это, вероятно, характерно для всех представителей рода *Cervus*, хвост которых имеет очень маленькие размеры и отличается незначительной индивидуальной изменчивостью.

Известно, что у животных существует прямолинейный, экспоненциальный, S-образный и параболический типы роста, которые отличаются между собой. Их закономерности описываются определёнными формулами, но в эмбриональный период особенно хорошо прослеживается зависимость: $W = ML^{Kw}$ (Шмальгаузен, 1935). Она показывает связь между длиной и массой тела, которая выражается статической функцией и обобщает неравномерность увеличения этих показателей с возрастом. Поскольку прямолинейный рост является частным случаем параболического, кривые этой и других зависимостей можно заменить на линии регрессии, отражающие общую направленность возрастных изменений различных биометрических показателей.

У плодов оленя, как и у других млекопитающих, между длиной и массой тела (рис. 1) существует прямая положительная зависимость, на что указывает очень высокое значение коэффициента корреляции. В первые недели эмбрионального развития масса и длина тела эмбрионов изменяется с незначительной скоростью, которая в дальнейшем увеличивается. При этом наиболее тесная связь наблюдается в возрасте 82–85 дней, когда средние значения массы плода составляют около 130 г, а длины — 17–18 см.

По достижению эмбрионами месячного возраста, длина их тела резко возрастает и это длится почти до конца второго месяца (рис. 2). Причиной этого можно считать усиленное питание самок в разгар осени, что, безусловно, имеет адаптивный характер и совпадает с увеличением концентрации сырого протеина в кормах (Gates, Hudson, 1981). В то же время масса тела эмбрионов хотя и увеличивается сильнее, чем длина (табл. 2, 3), но это происходит не столь стремительно (рис. 3).

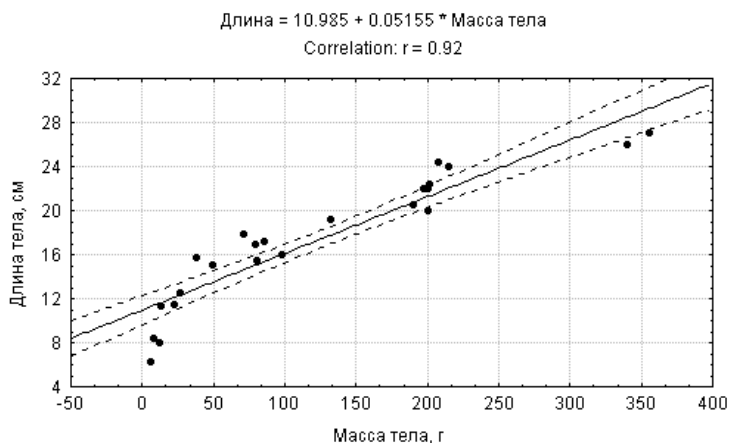


Рис. 1. Зависимость между массой и длиной тела у эмбрионов асканийского оленя.

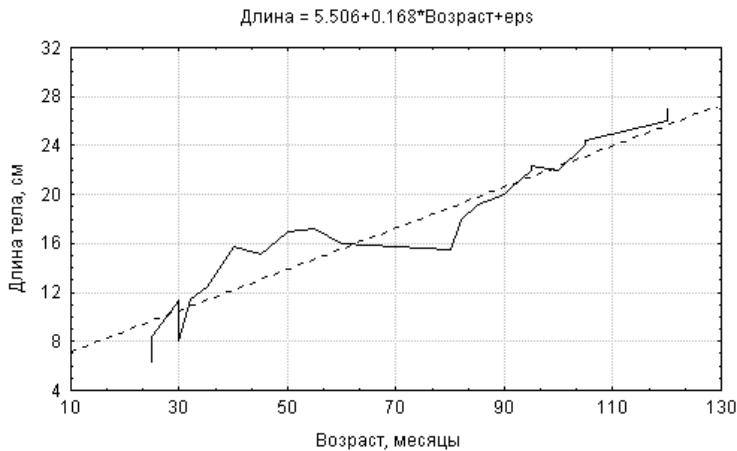


Рис. 2. Изменение длины тела у эмбрионов асканийского оленя с возрастом.

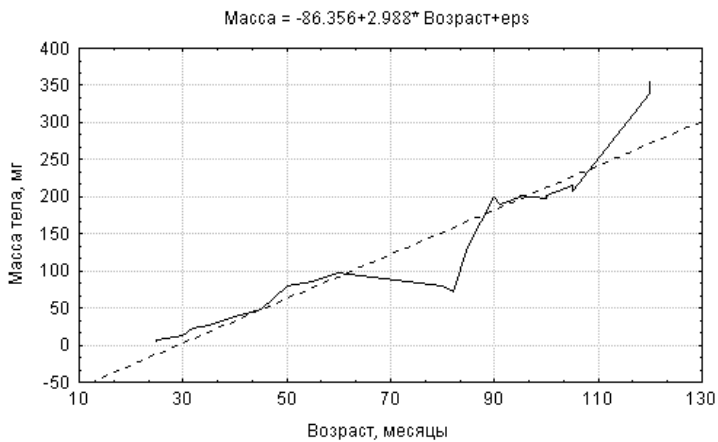


Рис. 3. Изменение массы тела у эмбрионов асканийского оленя с возрастом.

С середины декабря, по достижению плодами двухмесячного возраста, происходит резкое сокращение темпов прироста длины и массы их тела. Причём оба эти показателя уменьшаются очень синхронно, достигая минимума в 80–82 дневном возрасте, что, примерно, соответствует концу декабря. После этого и длина, и масса тела эмбрионов начинают расти и по достижению ими возраста 90 дней в конце января – начале февраля восстанавливают прежние темпы роста (см. рис. 3). Но этот процесс отличается определёнными колебаниями вокруг средней результирующей величины. Почти с такой же периодичностью и длительностью происходит возрастание, снижение, а потом и восстановление скорости роста обхвата груди и длины головы.

Несколько иначе выглядит динамика роста длины пясти и плюсны, а также высоты уха, но для всех этих частей тела характерно уменьшение размеров именно к возрасту 80–85 дней. Скорее всего, это происходит из-за резкого сокращения концентрации полноценных кормов в природе и ухудшения их качества по окончании вегетации, что приводит к снижению массы тела всех (в т. ч. и беременных) ланок. Это особенно резко происходит после листопада, причиной которого является сокращение скорости обменных процессов у деревьев и кустарников из-за сокращения длины светового дня. Последнее также может быть причиной замедления роста эмбрионов, поскольку оно наблюдалось в декабре-январе даже у взрослых благородных оленей при выращивании на фермах, что частично удалось устранить искусственным освещением, влияние которого стало заметным лишь после 1 февраля (Кай, 1985).

Выводы

1. Эмбрионы асканийского благородного оленя уже в месячном возрасте имеют четкие видовые особенности и могут считаться плодами.
2. В двухмесячном возрасте плоды асканийского оленя имеют хорошо развитые вторичные половые признаки, среди которых наиболее выражены лобные пеньки — основания будущих рогов.
3. Среди биометрических показателей у плодов оленя наиболее изменчивым признаком является масса тела, которая во всех возрастных группах отличается очень значительной вариабельностью.
4. Для разных частей тела характерен непропорциональный рост, однако все изменения очень увязаны между собой, что отражается в высоких значениях коэффициента корреляции всех исследуемых признаков друг с другом.
5. С середины декабря происходит резкое синхронное сокращение роста длины и массы тела плодов, которое достигает минимума в 80–82 дневном возрасте, что совпадает с наименьшей длиной светового дня.

Литература

- Волох А. М.* Результаты исследования некоторых популяционных характеристик асканийского благородного оленя // Вестник охотоведения. — Москва, 2004. — № 4. — С. 86–94.
- Треус В. Д.* Акклиматизация и гибридизация животных в Аскания-Нова. — Киев: Урожай, 1968. — 316 с.
- Шмальгаузен И. И.* Основы сравнительной анатомии позвоночных животных. — Москва: Гос. изд-во биол. и мед. литературы, 1935. — 924 с.
- Шостак С. В.* Внутриутробное развитие европейского благородного оленя // Заповедники Белоруссии. — Минск: Ураджай, 1979. — Вып. 3. — С. 128–138.
- Albon S. D., Guinness F. E., Clutton-Brock T. H.* The influence of climatic variation on the birth weights of red deer (*Cervus elaphus*) // J. Zool. — 1983. — 200. — N 2. — P. 295–298.
- Gates C. C., Hudson R. J.* Weight dynamics of wapiti in the boreal forest // Acta Theriol. — 1981. — 26. — N 16–28. — P. 407–418.
- Harrington R.* Hybridization in deer — its detection and uses // Bull. Roy. Soc. N. Z. — 1985. — N 22. — P. 62.
- Deanl R. E., Thorne E. T., Yorgason I. J.* Weights of rocky mountain elk // J. Mammal. — 1976. — 57. — N 1. — P. 186–189.
- Linke W.* Der Rothirsch. — Wittenberg Lutherstadt: A. Ziemsen Verlag. — 1957. — 127 S.
- Kay R. N.* Body size, patterns of growth, and efficiency of production in Red deer // Bull. Roy. Soc. N. Z. — 1985. — N 22. — P. 411–421.
- Meerwarth H.* Lebensbilder aus der Tierwelt. Säugetiere 1. — Leipzig: Verlag R. Voigtländer, 1909. — B. 1. — 628 S.
- Mitchell B. B., McCowan D., Nicholson I. A.* Annual cycles of body weight and condition in Scottish Red deer, *Cervus elaphus* // J. Zool. — 1976. — 180. — N 1. — P. 107–127.
- Reinken G.* Landwirtschaftliche Hirschhaltung — eine Alternative zur umwelt-freundlichen Grünlandnutzung. // Z. Jagdwissenschaft. — N 44. — 1998. — S. 78–84.

Надійшло до редакції: 28 лютого 2006 р.

УДК 599 (571.6–18)

О сибирском лемминге (*Lemmus sibiricus*) — обитателе нетрансформированных ландшафтов на Гыданском полуострове

Анатолий Волох, Юлия Янушевская

Про сибірського лемінга (*Lemmus sibiricus*) — мешканця нетрансформованих ландшафтів на Гиданському півострові. — Волох А., Янушевська Ю. — Наведено дані про біотопний розподіл, особливості розмноження, динаміку чисельності, розміри тіла і черепа сибірського лемінга. Виявлені особливості свідчать про морфологічну і екологічну своєрідність популяції.

Ключові слова: біотоп, Гиданський півострів, Єнісейське озеро, лемінг, популяція, тундра.

Адреса: кафедра екології та охорони навколишнього середовища, Таврійська державна агротехнічна академія, проспект Б. Хмельницького 18, м. Мелітополь, Запорізька обл., 72312, Україна. E-mail: volokh50@mail.ru.

About Siberian lemming (*Lemmus sibiricus*) as a habitant of non-transformed landscapes on Gydanskiy Peninsula. — Volokh A., Janushevska J. — Data on biotope distribution, reproduction characteristics, number's dynamics, body and skull sizes of Siberian lemming are given. Found characteristics prove morphological and ecological originality of the population.

Key words: biotope, Gydanskiy Peninsula, Yenisei Lake, *Lemmus sibiricus*, population, tundra.

Address: Department of Ecology and Environmental Protection, Tavricheskaya Agrotechnical Academy, 18 Khmelnytsky prospect, Melitopol, 72312, Zaporizka province, Ukraine. E-mail: volokh50@mail.ru.

Введение

Гыданский полуостров относится к слабо изученным районам нашей планеты. Этому способствует суровость климата, неразвитость транспортной сети и отдалённость от крупных научных центров. Поэтому любые данные о природе этого района представляют большой интерес. Целью нашей публикации является изложение результатов полевых и лабораторных исследований популяции сибирского лемминга, обитающего во внутренних гыданских тундрах.

Материал и методика исследований

Основные материалы собраны 24 июня — 7 августа 1989 г. в окрестностях озера Енисейское в составе Международной Арктической экспедиции ИЭМЭЖ Российской АН. За этот период нами было изучено биотопическое распределение 209 особей сибирского лемминга, которых наблюдали визуально. С помощью плашек Геро (~2500 ловушек/суток) удалось отловить всего 14 зверьков (2 самца и 12 самок), что было связано с депрессией популяций вида, которая в 1988–1989 гг. охватила восточносибирские тундры (Гаврило, 1994; Volokh, 2000).

Исследование размерных и весовых показателей леммингов проводили по стандартной методике. Их генеративные органы и черепа зафиксированы в 7 % растворе формалина и в дальнейшем подвергнуты специальным исследованиям в лаборатории с соответствующей статистической обработкой данных и их интерпретацией. При проведении краниологических исследований, кроме измерения обычных показателей, для сравнения пропорций черепов высчитывали различные индексы. Среди последних — отношение скуловой и межглазничной ширины, а также высоты черепа в области барабанных капсул к кондиллобазальной длине в процентах.

Краткая характеристика условий обитания животных

Северо-восточная часть Гыданского полуострова, где проводились исследования, представляет собой территорию, занятую типичными заболоченными тундрами с огромным количеством старичных и термокарстовых озёр, а также небольших рек (Екаяуяха, Монгочейха и др.). Базовый лагерь экспедиции располагался на побережье Енисейского озера (71°38' с. ш. и 79°43' в. д.). Этот район является наиболее высокой частью Гыданского полуострова (84–118 м), и для него характерно мозаичное чередование зональной бугорковой тундры с небольшими мохово-осоково-ивковыми и кустарничково-осоково-моховыми участками. В долинах речек хорошо развиты плотные заросли карликовых ив и ерника высотой 70–80 см, которые на склонах редки, а на возвышенных участках вовсе отсутствуют. Украинскими орнитологами, составляющими основу экспедиционного отряда, выделено 10 характерных стадий (Черничко и др., 1994) и установлено их участие в формировании ландшафта (табл. 1).

Во время наших исследований в 1989 году весна была поздней. 24 июня снежный покров ещё сохранился на 20–30 % территории. Все глубокие ложбины были забиты снегом, а оз. Енисейское полностью освободилось ото льда лишь к 20 июля. Тундра стала заметно суше лишь к 25 июля, однако с 4 августа начались новые снегопады. Соответственно, это усложнило выживаемость молодняка леммингов.

Кроме сибирского лемминга во время экспедиции наблюдали нескольких особей копытного лемминга (*Dicrostonyx torquatus*), одного горностая (*Mustela erminea*), двух бурых медведей (*Ursus arctos*), единичные следы зайца-беляка (*Lepus timidus*) и логово волка (*Canis lupus*). Обычным видом является песец (*Alopex lagopus*), норовища которого почти равномерно распределены по территории гыданских тундр.

Биотопическое распределение сибирского лемминга

На Гыданском полуострове основными биотопами сибирского лемминга являются кочкарниковые осоково-мохово-пушицевые (2), кустарничково-осоково-моховые тундры (6), а также осоково-моховые ивняки и заросли ерника (8), где было встречено абсолютное большинство зверьков (рис. 1). Хотя зимние гнёзда леммингов встречались везде, но всё же больше всего их было в местах с древесно-кустарниковой растительностью. Это связано с тем, что под снегом, который лежит в местах наших исследований большую часть года, именно она, наряду с пушицами и осоками, служит леммингам важным кормовым компонентом. Однако, в годы средней и высокой численности этот эврибионтный субарктический вид широко расселяется, осваивая все естественные зональные и интразональные тундровые ландшафты, поселяясь даже в посёлках (Юдин и др., 1976).

Таблица 1. Краткая характеристика основных биотопов в окрестностях Енисейского озера

№ п/п	Биотопы	Площадь, %	Примечания
1.	Бугорковая кустарничково-осоково-моховая тундра	22,8	Сухая, деградированная из-за перевыпаса домашних оленей
2.	Кочкарная осоково-мохово-пушицевая тундра	5,1	На слабо дренированных склонах
3.	Бугорковая осоково-моховая тундра	8,8	Сухая на вершинах холмов
4.	Аллювиальные участки по берегам водоёмов	1,1	Голые с редкими кочками
5.	Разнотравно-осоково-лишайниковая тундра	0,5	Прирусловая на плоских гривах
6.	Кустарничково-осоково-моховая тундра	37,4	В заболоченных озёрных котловинах
7.	Осоково-разнотравно-моховая тундра	10,9	В долинах рек плоская или с кочками
8.	Осоково-моховые ивняки и заросли ерника	11,1	Сухо под кронами кустарников
9.	Полигональные кустарничково-осоково-моховые болота	1,8	С морозобойными трещинами
10.	Обрывы и оползни по берегам водоёмов	0,5	Почти лишены растительности

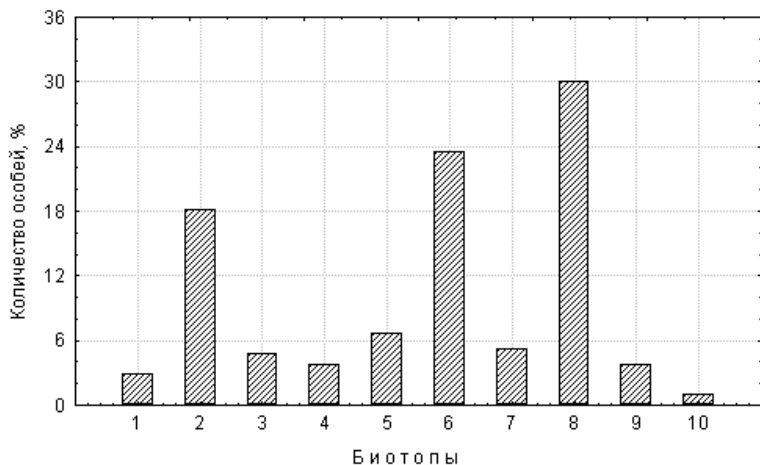


Рис. 1. Биотопическое распределение сибирского лемминга (нумерация биотопов соответствует табл. 1).

Динамика численности и размножение

В большинстве районов Арктики динамика численности сибирского лемминга имеет 3–5 летнюю цикличность колебаний. Одни зоологи (Чернявский, Ткачёв, 1982) придают первостепенное значение в регуляции группировок арктических мелких млекопитающих внутрипопуляционным механизмам, другие (Уатт, 1971; Keith, 1983) — влиянию внешних факторов (хищники и погода). Но все они отмечают, что депрессия возникает сразу же после пиковой фазы из-за резкого увеличения уровня смертности вследствие дефицита кормов.

Благодаря исследованиям К. Мияшиты (Miyashita, 1962), вспышки численности стали разделять на распространяющиеся и очаговые. Первые связаны с повсеместным изменением кормовых условий, а вторые, характерные для популяций всех леммингов, возникают одновременно во многих местах из-за улучшения определённых климатических условий на обширной территории. На наш взгляд, эти две стороны одной проблемы трудно выделить в чистом виде, поскольку погодная ситуация может способствовать или ухудшать качество и доступность кормов. Во всяком случае, в 1989 г. до последних чисел июня наблюдались сильные снегопады и тундра, отдельные участки которой обнажились, полностью покрылась снегом. До этого времени сибирские лемминги встречались сравнительно часто, а их плотность составляла ~4 особи на 1 км маршрута, а в местах, заросших ивняками, — 3–11 особей. Надо заметить, что все зверьки были крупными и принадлежали к старшей возрастной группе. Другими словами, в 1989 г. у сибирского лемминга в Гыданских тундрах отсутствовало зимнее размножение — первая самка с еле заметными эмбрионами была добыта 18 июня, а 24 июля (!) зафиксирован случай рождения детёнышей.

Средняя плодовитость (данные по 9 беременным самкам) составила $7,2 \pm 0,62$ при крайних показателях 5–11 особей ($CV=3,4\%$). Эмбриональная смертность была сравнительно невысокой — из 65 обнаруженных эмбрионов пять (7,7%) находились на разных стадиях резорбции. Участие самок в размножении равнялось 81,8%, однако, кроме того, у двух из них, добытых 28 июня, половая система была готова к репродукции. Отдельно следует заметить, что высокая плодовитость самок в других местах Сибири отмечена как при высокой, так и при низкой плотности популяции, а период размножения может длиться с марта до сентября включительно (Юдин и др., 1976).

Таким образом, в районе наших исследований в 1989 г. почти все самки сибирского лемминга принимали участие в процессе воспроизводства. То есть в популяции были все возможности для резкого увеличения численности, чего на самом деле не произошло. Более того, в течение лета численность грызунов неуклонно сокращалась — до 10 июля их плотность составила 0,9 особей / 100 ловушко-суток., а после — 0,3–0,6 (Volokh, 2000). В конце июля все ловушки были сняты, поскольку зверьки в них не ловились, и присутствие леммингов визуально не фиксировали.

Низкая численность в 1989 г. отмечена и на соседней территории п-ова Ямал, где плотность в оптимальных кустарниковых тундрах составила 1,5–2,9 особей / 100 ловушко-суток (Балахонов, Штро, 1995), а в подзоне типичных тундр леммингов вообще не выявляли (Добринский, Сосин, 1985). Этот спад последовал после самого мощного за 1974–1990 гг. пика 1987/88 гг., когда на Ямале наблюдалось зимнее размножение сибирского лемминга, а его плотность летом превышала 12 особей / 100 ловушко-суток (Штро, 2003).

Вероятно, эффективное размножение сибирского лемминга на Гыданском п-ове зимой 1988–1989 гг. было невозможным из-за нарушения спермато- и овогенеза, вызванного острой трофической конкуренцией во время пиковой численности, и высокой смертности грызунов. По данным В. Г. Штро (2003), после пика её размеры особенно велики в марте-апреле. В то же время, летнее размножение в 1989 г. не привело к увеличению популяции сибирского лемминга, а лишь частично компенсировало гибель взрослых животных.

Причиной этого, по-видимому, является высокая смертность детёнышей от хищников, что, в свою очередь, связано со сдвигом репродуктивных процессов на лето. Позднее рождение леммингов совпало с периодом выкармливания поморниками (*Stercorarius sp.*), полярными совами (*Nyctea scandiaca*), мохноногими канюками (*Buteo lagopus*), серебристыми чайками (*Larus argentatus*) и многочисленными песцами (*Alopex lagopus*) своего молодняка. Низкая численность грызунов, в свою очередь вызвала его высокую смертность у пернатых и наземных хищников. При этом наблюдался низкий прирост численности песца (до 2,5 прибылых на 1 городок) и его ранняя миграция, которая стала заметной после 25 июля (Volkh, 2000).

Особенности морфологии и краниологии гыданской популяции лемминга

Сибирский лемминг относится к циркумполярным арктическим видам, региональные исследования морфология и краниологии которого довольно скудны. Наиболее глубоко исследованы популяции на о-ве Врангеля, Новосибирских о-вах, на Чукотском и Таймырском п-овах. Согласно данным Ф. Б. Чернявского (1984), в азиатской части ареала население сибирского лемминга хорошо дифференцировано на ряд географических, преимущественно островных, форм — *L. s. novosibiricus*, *L. s. portenkoi*, *L. s. shrysgaster*. Поскольку морфология леммингов на Гыданском п-ове никем не изучалась, нам показалось интересным сравнить полученные данные с другими популяциями из восточно-сибирской тундры. Выяснилось, что зверьки исследуемой группировки почти не отличаются по массе и по размерным показателям от таковых из Чукотки (табл. 2).

Достоверные различия выявлены лишь по длине хвоста, который у сибирских леммингов с Гыданского п-ова является несколько большим. Учитывая малый объём обеих выборок, этому явлению пока что нет смысла подыскивать какое-либо биологическое объяснение. Тем более, что указанный признак отличается довольно большой вариабильностью (CV=10,5 %), хотя, впрочем, этот показатель для массы составляет 73,3, а для длины тела — 54,3 %. В то же время изменчивость высоты уха и длины стопы отличается удивительной стабильностью — соответственно 1,3 и 1,1 %. Высокая динамика массы и длины тела взрослых леммингов говорит об их высокой способности к морфологическим адаптациям в очень суровых и динамичных климатических условиях.

Таблица 2. Сравнительная характеристика сибирского лемминга из разных популяций по морфологическим признакам

Показатели	Гыданская популяция (n=13)		Чукотская популяция (n=15)*		t
	Limit	M ± m	Limit	M ± m	
Масса тела, г	50,0–81,6	69,3 ± 2,37	51,3–89,5	65,3 ± 2,7	1,1
Длина тела, мм	116,0–140,0	128,0 ± 2,13	115,1–133,0	124,4 ± 1,5	1,4
Высота уха, мм	7,0–11,0	10,2 ± 0,33	9,1–11,6	10,4 ± 0,2	0,5
Длина хвоста, мм	14,0–23,0	17,8 ± 0,93	11,0–18,0	14,4 ± 0,6	3,1
Длина ступни, мм	14,0–18,0	16,8 ± 0,30	16,0–18,1	17,1 ± 0,2	0,8

* По данным Ф. Б. Чернявского (1984).

Таблица 3. Сравнительная характеристика сибирского лемминга из разных популяций по краниологическим признакам

Показатели, мм	Гыданская популяция (n=9)		Чукотская популяция (n=26)*		t
	Limit	M ± m	Limit	M ± m	
Кондилобазальная длина	29,6–32,0	31,0 ± 0,27	31,0–35,0	32,9 ± 0,25	5,2
Основная длина	29,2–31,2	30,1 ± 0,21	29,7–33,8	31,5 ± 0,24	4,4
Скуловая ширина	18,0–21,5	19,6 ± 0,37	20,1–24,7	22,0 ± 0,20	5,7
Межглазничная ширина	3,6–4,3	3,9 ± 0,06	3,1–4,2	3,7 ± 0,05	2,6
Высота в области барабанных камер	9,7–10,7	10,2 ± 0,12	10,0–11,4	10,6 ± 0,07	2,9
Длина верхнего зубного ряда	8,6–10,5	9,8 ± 0,19	8,1–9,1	8,7 ± 0,07	5,4
Длина верхней диастемы	7,7–10,7	9,7 ± 0,33	10,0–11,8	10,6 ± 0,11	2,6
Длина нижнего зубного ряда	9,3–10,4	10,0 ± 0,13	7,3–8,8	7,9 ± 0,07	14,2
Индекс скуловой ширины	60,5–67,8	63,1 ± 0,76	61,6–72,6	67,0	–
Индекс межглазничной ширины	11,9–14,1	12,5 ± 0,24	10,0–12,9	11,5	–
Индекс высоты черепа	31,9–34,0	32,9 ± 0,26	29,8–34,2	32,2	–

* По данным Ф. Б. Чернявского (1984).

В то же время, результаты краниологических исследований показали определённую обособленность гыданской популяции вида, представители которой достоверно меньше леммингов из Чукотки по кондилобазальной и основной длине черепа, а также по скуловой ширине. В то же время, зверьки из Гыдана достоверно превосходят чукотских по длине верхнего и нижнего зубных рядов, существенно — по индексам межглазничной ширины и высоты черепа. Однако они уступают чукотским по индексу скуловой ширины и по высоте черепа в области слуховых барабанов (табл. 3).

Отмеченные особенности краниологической изменчивости сибирского лемминга могут быть следствием реагирования гыданской популяции на экологические условия внутренних тундр, которые отличаются большей континентальностью климата, нежели на Чукотке. Во всяком случае, из нашей работы видно, что экстерьерные и краниологические характеристики сибирского лемминга из Гыданского п-ова нуждаются в специальном дополнительном исследовании.

При изучении краниометрических особенностей лемминга обращает на себя внимание низкая вариабельность всех признаков ($CV=0,02-1,21\%$). Среди них наиболее динамичной является скуловая ширина, индивидуальная изменчивость которой также невелика (1,21%). Наименее изменчивыми оказались длина носовых костей (0,02% и межглазничная ширина (0,04%). Эти показатели являются наиболее устойчивыми и у других видов млекопитающих, что связано с особенностями формирования черепа.

Выводы

1. Сибирский лемминг является обычным видом на Гыданском полуострове, где его основными биотопами являются кочкарная осоково-мохово-пушицевая и кустарничково-осоково-моховая тундра, а также осоково-моховые ивняки и заросли ерника.

2. Снижение численности гыданской локальной популяции происходит в результате сложных процессов, отодвигающих размножение леммингов на летний период, что приводит к возрастанию смертности при выкармливании молодняка многочисленными хищниками.

3. Ареал сибирского лемминга имеет большие размеры и состоит из многих очагов, население которых отличается морфологическим своеобразием из-за географической изоляции и различий в биологическом цикле, обусловленных климатическими особенностями местности.

Литература

Балахонов В. С., Штро В. Г. Некоторые виды наземных позвоночных в подзоне кустарничковых тундр Ямала // Современное состояние растительного и животного мира п-ова Ямал. — Екатеринбург. — 1995. — С. 159–193.

- Гаврило М. В.* Материалы к фауне и населению птиц острова Диксон (наблюдения 1988 года) // Арктические тундры Таймыра и островов Карского моря. — Москва, 1964. — Том 2. — С. 261–268.
- Добринский Н. Л., Сосин В. Ф.* Опыт оценки влияния обустройства Бованенковского газоконденсатного месторождения в районе среднего Ямала на динамику численности песца // Экология. — 1995. — № 3. — С. 229–234.
- Уатт К.* Экология и управление природными ресурсами. — Москва: Мир, 1971. — 463 с.
- Черничко И. И., Сыроечковский Е. Е. мл. Волох А. М. и др.* Материалы по фауне и населению птиц Северо-Восточного Гыдана // Арктические тундры Таймыра и островов Карского моря. — Москва, 1964. — Том 2. — С. 223–260.
- Чернявский Ф. Б., Ткачёв А. В.* Популяционные циклы леммингов в Арктике. Экологические и эндокринные аспекты. — Москва: Наука, 1982. — 162 с.
- Чернявский Ф. Б.* Млекопитающие крайнего Северо-Востока Сибири. — Москва: Наука, 1984. — 388 с.
- Штро В. Г.* Динамика численности грызунов на Ямале и её влияние на песца // Птицы Арктики. — Москва, 2003. — № 5. — С. 48–52.
- Юдин Б. С., Кривошеев В. Г. Беляев В. Г.* Мелкие млекопитающие севера Дальнего Востока. — Новосибирск: Наука, 1976. — 270 с.
- Keith L. B.* Role of food in hare population cycles // Oikos. — Kopenhagen, 1983. — Vol. 40, N 3. — P. 385–395.
- Miyashita K.* Outbreaks and population and fluctuations of insects, with special reference to agricultural insects pests in Japan // Bull. Natl. Inst. Agr. Sci. (C). — 1963. — N 15. — P. 182–213.
- Volokh A. M.* Land Mammals of the north-eastern Gydan Peninsula in 1989 // Heritage of the Russian Arctic: Research, conservation and international cooperation. — Moscow: Ecopros Publishers, 2000. — P. 554–560.

Надійшло до редакції: 15 лютого 2006 р.

УДК 599.322.2:591.525(234.86)

Білка-телеутка та її теперішній статус у Криму

Альфред Дулицький, Олена Дулицька

Білка-телеутка та її теперішній статус у Криму. — Дулицький А., Дулицька О. — В аборигенній фауні Криму білка відсутня. Акліматизаційні заходи розпочалися 1937 року. Працювали з двома підвидами: *S. v. baschkiricus*, та *S. v. exalbidus*. Вважається, що акліматизовано останню. Факту акліматизації виду та різним аспектам пов'язаних з цим явищ і процесів присвячено багато досліджень. Відмічено щонайменше 2 нищівні епізоотії. Після першої епізоотії (1964 р.) популяція повністю відновилася і заготовки сягнули 45 тис. шкурок. Потім рівень їх удвічі знизився, а з 1984 р., після другої епізоотії, — заготовки припинилися. Десь з середини 90-х років ХХ століття, на противагу природним місцеперебуванням білка у помітній кількості з'явилася в урболандшафті, де майже не реагує на такий потужний антропогенний чинник занепокоєння, яким є інтенсивний рух машин вулицями міста тощо. Тенденція синантропізації є сталою взагалі, відносно ж Криму висловлюється думка, що спроба акліматизації звірка в місцевому природному середовищі закінчилася формуванням майже виключно окремих невеликих урбопопуляцій, які освоюють переважно міські паркові та інші деревні насадження не лише хвойних, а також і листяних порід. Всупереч поширеній в літературі негативній оцінці стверджується, що господарчий ефект морфологічних змін виявився дуже переконливим. Про систематичне становище — у кримської білки висота черепа на рівні M^1 сягнула розмірів, які є поза межами мінливості ознаки у вихідної популяції. Можлива причина — змінилися основні зимові корма: шишки ялини — шишками сосни. Вже за єдиною цією ознакою розрізняються вихідні та похідні тварини. Отже, екологічний статус білки в Криму змінився, а систематичний статус потребує подальшого з'ясування.

Ключові слова: білка, акліматизація, екологічний статус.

Адреса: ПФ Кримський Агротехнологічний університет НАУ, смт. Аграрне, м. Сімферополь, АР Крим, Україна, 95492; E-mail: oblako@home.cris.net (для А. Дулицького).

The squirrel (*Sciurus vulgaris exalbidus* Pallas) and its present status in the Crimea. — Dulitsky A., Dulitska O. — In native fauna of the Crimea the squirrel is absent. Measures on its acclimatization began in 1937. The work had been carried out with two subspecies: *S. v. baschkiricus* and *S. v. exalbidus*. It is considered, that last one was acclimatized. Many investigations are devoted to the acclimatization of the species and different aspects of connected with this phenomena and processes. Not less than 2 shattering epizooties were marked. After the first one (1964) the population was completely restored and laying-in reached 45 thousand of fells. Then its level twice decreased, and since 1984, after second epizootic, laying-in had been stopped. About since the middle of 1990-s years the squirrel appeared in urban landscapes in a considerable number. Here it does not react at all to such powerful anthropogenic factor of disturb as intensive movement of cars at streets of a city etc. A tendency of its synanthropization is stable in a whole. Concerning the Crimea there is an idea that an attempt of acclimatization of the squirrel into the local natural environment ended with formation of small separate urban populations, which settle mainly urban parks and other wood plantations both coniferous and deciduous. Contrary to the negative estimation distributed in the literature authors affirm that the economic effect of morphological changes is very convincing. About a systematic status — in Crimean squirrels a height of a skull at a level of M^1 has arrived sizes which are beyond borders of variability of the feature in the initial population. The possible reason — changes in main winter forages: fir apple of a fur-tree by fir apple of a pine. Already to unique this feature, the initial and "derivative" animals differ. Thus, the ecological status of the squirrel in the Crimea has changed, and the systematic one requires a further clarification.

Key words: Squirrel, acclimatization, ecological status.

Address: Southern branch "Crimean Agro-technological university" of the National agrarian university, Agrarne, Simferopol, AR Crimea, Ukraine, 95492; E-mail: oblako@home.cris.net (for A. Dulitsky).

Білка-телеутка у Криму — адвентивний вид. Все почалося 1937 року, коли у вольєрах з 9–ма (або з 15–ма) білками підвиду *Sciurus vulgaris baschkiricus*, яких зловлено у Бузулукському заповіднику, що в Башкирії, почалися дослідження з утримання й годування їх місцевими кормами. Далі їх передано до Всесоюзного піонерського табору "Артек" (Дулицький, Кормилицина, 1975). Про подальшу їх долю відомості в архівах відсутні. Можливі дві версії розвитку подій: (1) всі білки загинули, або (2) частина їх втекла і потрапила на волю (остання версія у відомих нам джерелах не розглядається). Якщо вони загинули, то все залишається так, як прийнято в літературі. Якщо мала місце утеча, то слід вважати нинішню місцеву популяцію до певної міри гібридною. Щоправда, розмір генетичного впливу на телеутку (*S. v. exalbidus*) з боку башкирського підвиду (*S. v. baschkiricus*) мав бути вкрай незначним. Як це було насправді невідомо, тому ми змушені дотримуватися "канонізованої" сучасною літературою думки, що в Криму акліматизовано білку-телеутку *Sciurus vulgaris exalbidus*.

Фактові акліматизації цього виду та різним аспектам пов'язаних з цим явищ і процесів — як практичного, так і теоретичного плану — присвячено низку аналітичних (Шварц, 1959 та ін.) та дослідницьких праць багатьох радянських зоологів і мисливствознавців, які торкалися біологічних (Ларин, 1953), екологічних (Ткаченко, 1969; Дулицький, 2001 та ін.), морфологічних (Пузанов, 1959; Дулицький, 1970), систематичних (Дулицька та ін., 1990), фауністичних (Дулицький, Товпинец, 1997 та ін.), господарсько-практичних (Кормилиціна, Іванівський, 1970 та ін.), товарознавчих (Герасимова, 1951 та ін.), мисливствознавчих (Ларин, 1953; Дулицький, 1977 та ін.) та інших аспектів (Кормилицина, 1969 та ін.).

У перші 6 років після випуску білок нагляду за тваринами не було через хід війни, а після її закінчення ніхто не цікавився білкою. Лише з 1946 року було проведено пробний відстріл і розпочато систематичну експлуатацію поголів'я, що безперервно зростала (у 1964 році відбулася перша, епізоотія, але білка не зникла і швидко відновила свою чисельність). Відстріл білок здійснювався до 1966 року, коли було заготовлено понад 45 тис. шкур, і після чого рівень заготівлі сягав у середньому 20–25 тис. шкур на рік. Після 1984 року заготівля шкур раптом припинилася — білка з лісів зникла. Це також, мабуть, була якась епізоотія, але дослідження з цього приводу не здійснювалися, ні слідів її, ані якихось ознак знайдено не було. Цей провал виявився за своїми наслідками зовсім іншим, тому що й зараз, вже більш ніж за 20 років чисельність не поновилася, і зараз білки в лісах майже немає¹. Описаний хід подій цілком відповідає тій картині, яку накреслив свого часу Л. В. Шапошников (1958).

На протигагу лісовим природним місцеперебуванням білка у помітній кількості з'явилася в урболандшафті, причому не лише в тих містах, де багато хвойних дерев, а й у містах з переважанням в насадженнях листяних порід. Звичайно, що найбільша її кількість відзначається на окраїнах міст, насамперед, у парковій і приміській зонах. Часто білок підгодовують волоськими горіхами мешканці приватного сектору та деяких установ. Так, у кінці 90-х років ХХ ст. білка мешкала поблизу Кримської протичумної станції і всю зиму регулярно відвідувала годівницю, яку робітники станції влаштували для неї у себе на подвір'ї у тополях. Ця білка збудувала собі кілька кубел у тих же тополях, а за будівельний матеріал використовувала вату, що для неї викладали санітарки. Вона зникла із настанням тепла у кінці березня і більше не з'являлася. Про такі ж явища повідомляють з інших місць Криму. Але добре відомо, що така поведінка цього виду в Криму не є виключною, оскільки білки (як вид) стали звичними мешканцями багатьох, в тому числі і великих міст, як, наприклад Київ, Львів, Ужгород тощо.

Слід зазначити, що білки (та інші тварини, зокрема, — вітютні; див.: Дулицький, 2000 та ін.) зовсім не реагують на такий потужний чинник занепокоєння, яким є інтенсивний рух машин вулицями міста, що супроводжується галасом, пилом, наявністю великої концентрації у повітрі вихлопних газів, штовханиною людей тощо. Часто можна спостерігати, як звірята, стрибаючи по гілках, перетинають вулицю понад тролейбусною контактною мережею або ховають горішки попід кам'яними сходами і парканами.

¹ 2005 року з'явилися повідомлення про те, що в лісах спостерігають виводки цьогорітків, але ці відомості потребують перевірки.

Із наведених спостережень не можна, звичайно, стверджувати, що білка стала синантропним видом, але добре помітно, що така тенденція є сталою в широкому розумінні, а в умовах Криму можна зробити попередній висновок про те, що спроба акліматизації білки в місцевому природному середовищі закінчилася формуванням окремих невеликих урбопопуляцій, які освоюють переважно міські паркові і інші зелені деревні насадження, як хвойних, так і листяних порід. Отже, за класифікацією В. І. Гулая (2006: див. у цій збірці) нинішній статус білки в Криму можна визначити як напів- або урбофільний вид.

Щодо морфологічних змін білки в літературі свого часу відбувалася жвава дискусія, з якої найпомітнішим став один безумовний факт — зміни якості хутра, але який, на жаль, занадто "генералізовано", особливо у праці С. С. Шварца (1959). Це призвело до негативної оцінки спроби акліматизації з точки зору якості одержаного господарського результату, хоча, насправді, саме господарчий ефект був дуже переконливим (Дулицкий, 2001 та ін.).

Що до систематичного становища, то Г. П. Дементьев (1954) стверджував, що заєць, акліматизований на тихоокеанських островах, за 500 років ізоляції не утворив самостійної систематичної форми, навіть підвидового рівня. Можливо, але чи може це означати, що таких змін взагалі не може бути? І чи можна таке стверджувати за відсутності чітких критеріїв діагностичності тієї або іншої ознаки? Наприклад, у кримській білці¹ висота черепа на рівні М¹ сягнула такого розміру, який повністю вийшов за межі мінливості цієї ознаки у вихідній популяції (Дулицкая та др., 1990). Причини? Можливо такі, що змінився характер основного зимового корму: шишки ялини замінено шишками сосни. Звідси — постійне напруження і зміцнення "годувального апарату". Тобто, для отримання порівнянного обсягу їжі жувальним м'язам білки доводиться виконувати значно більшу роботу, що й позначилося на зміцненні відповідного елемента скелету.

Чи достатньо цього, щоб відрізнити одних тварин від інших, сучасних кримських від вихідних телеуток? Безумовно, і лише за однією цією ознакою. Але чи достатньо цього для ствердження про виникнення, формування нового підвиду?.. Отже, екологічний статус білки в Криму змінився, систематичний статус залишається нез'ясованим.

Література

- Герасимова (Повецкая) М. А. Изменения товарных свойств шкурок белок-телеуток, акклиматизированных в новых районах // Вопросы товароведения пушно-мехового сырья. — Москва: ВНИО, 1951.
- Дементьев Г. П. Замечания о виде и некоторых сторонах видообразования в зоологии // Зоологический журнал. — 1954. — Том 33, Выпуск 3. — С. 525–536.
- Дулицкая Е. А., Попов В. Н., Дулицкий А. И. Фенетико-краниометрическое доказательство подвидовой самостоятельности белки крымской популяции // Фенетика природных популяций: Мат-лы 4-го Всесоюзного совещания, Борок, XI.1990. — Москва: АН СССР, 1990. — С. 78–79.
- Дулицкий А. И. Млекопитающие Крыма. — Симферополь: Крымчпедгиз, 2001. — С. 1–224.
- Дулицкий А. И. Некоторые особенности рационального использования белки в Крыму // Охрана природы и рациональное использование природных ресурсов Юга Украины: тезисы докладов и сообщений конференции. — Симферополь, 1977. — С. 182–184.
- Дулицкий А. И. Вяхирь (*Columba palumbus* L.) — очередной этап синантропизации // Природа. — Симферополь, 2000. — № 2 (23). — С. 11–12.
- Дулицкий А. И., Кормилицина В. В. Результаты акклиматизации млекопитающих в Крыму // Сборник научно-технической информации ВНИИОЗ (Охота, пушнина и дичь). — Киров: Волго-Вятское книжное изд-во, Кировское отделение, 1975. — № 47–48. — С. 58–66.
- Дулицкий А. И., Товтинец Н. Н. Аннотированный список млекопитающих Крыма // Памяти проф. А. А. Браунера (1857–1941): Сборник восп. и научных трудов, посвященных 140-летию со дня рождения Браунера. — Одесса: Астропринт, 1997. — С. 92–100.
- Дулицкий А. И. Зміни розмірів тіла і черепа кримської білки в процесі її акліматизації // Охорона природи та раціональне використання природних ресурсів в УРСР (Матеріали наукової конференції молодих учених з проблеми). — Київ: Наукова думка, 1970. — С. 166–169.

¹ Порівнювалися серії черепів білки з двох популяцій: вихідної сучасної з Барнаульської області, та з кримського заповідника через 40 років після випуску.

- Кормилицина В. В.* К вопросу акклиматизации белки-телеутки в Крыму // Тезисы докладов республиканского координационного совещания по проблеме "Биологические основы освоения, преобразования и охраны животного мира". — Киев, 1969. — С. 52–53.
- Кормілиціна В. В., Іванівський Б. М.* Наслідки акліматизації ссавців в Криму (1913–1969 рр.) // Охорона природи та раціональне використання природних ресурсів в УРСР (Матеріали наукової конференції молодих учених з проблеми). — Київ: Наукова думка, 1970. — С. 178–180.
- Ларин С. А.* Акклиматизация белки-телеутки в Крыму // Труды Московского пушно-мехового института. — 1953. — Выпуск 4. — С. 65–85.
- Пузанов И. И.* О некоторых изменениях акклиматизированной в Крыму белки-телеутки // Бюллетень МОИП, отд. биол. — 1959. — Том 64, Выпуск 1.
- Ткаченко А. А.* К вопросу акклиматизации белки-телеутки в Крыму // Вопросы биологии. — Тула, 1969. — Выпуск 2. — С. 174–179.
- Шапошников Л. В.* Акклиматизация и формообразование у млекопитающих // Зоологический журнал. — 1958. — Том 37, Выпуск 9. — С. 1281–1290.
- Шварц С. С.* Некоторые вопросы теории и практики акклиматизации наземных позвоночных животных / Вопросы акклиматизации млекопитающих на Урале: Труды института биологии. — Свердловск: УФ АН СССР, 1959. — Выпуск 18. — С. 3–22.

Надійшло до редакції: 24 листопада 2005 р.

УДК 569.74 (477)

Вовки і дикі собаки: порівняльна екологія, поведінка, менеджмент

Сергій Жила

Вовки і дикі собаки: порівняльна екологія, поведінка, менеджмент. — Жила С. — Докладно розглянуто відмінності популяцій вовка і диких собак: за екологією, структурою і сезонною динамікою зграй, технікою їх полювання та спектрами кормів тощо. Розглянуто особливості репродукції у зграях вовків і здичавілих собак, проблему виникнення вовко-собачих гібридів і особливості степових популяцій вовка. Спеціальну увагу звернуто на необхідність збереження чистокровних популяцій вовка і вилучення здичавілих собак, проблеми полювання на ці дві групи хижих ссавців.

Ключові слова: вовк, здичавілі собаки, екологія, структура зграй, поведінка, менеджмент популяцій.

Адреса: Поліський природний заповідник, с. Селезівка, Овруцький р-н, Житомирська обл., 11122, Україна. E-mail: zoozag@ukr.net (for Zhyla).

Wolfs and wild dogs: comparative ecology, behavior, and management. — Zhyla S. — Detailed analysis of differences between wolf's and wild dog's populations is presented: by ecology, structural and seasonal dynamics of packs, tactics of their hunting, spectra of victims, etc. Peculiarities of reproduction in wolf's and wild dog's groups, problem of formation of wolf-and-dogs hybrids as well as features of steppe populations of wolfs are analyzed. Special attention is paid to necessity of protection of "clear-blood" populations of wolfs and to killing of wild dogs, problems of hunting at these two groups of carnivorous mammals.

Key words: wolf, wild dogs, ecology, structure of packs, behavior, population management.

Address: Polissian Nature Reserve, vil. Selezivka, Ovruch district, Zhytomyr province, 11122, Ukraine. E-mail: zoozag@ukr.net (for Zhyla).

Вступ

Поява вовчо-собачих гібридів як наслідок порушення структури популяції вовка досить детально вивчена. Це явище обумовлено інтенсивним зниженням чисельності вовка, що приводить до порушення структури зграй (Гурский, 1969, 1975, Рябов, 1975, 1978, 1979, 1985). Особливо актуальним це питання стояло в Україні щодо степової синантропної популяції вовка, яка зазнала нищівної руйнації з боку людини (Сабанеев, 1877, Гурский, 1968, 1982, 1989, Рябов, 1987, 1988).

Відмінності вовчих і собачих зграй

Схрещування вовків із собаками відбуваються, коли ці хижі не мають змоги знайти собі шлюбного партнера. При цьому часто виникає питання, за якими ознаками в природі вовчі зграї відрізняються від здичавілих собак?

В екології та структурі вовчих і диких собачих зграй існують чіткі відмінності. Вовча зграя — це суто односімейне об'єднання особин. Включення у склад зграї неспоріднених особин спостерігається дуже рідко. Зграя із нормальною віковою і статевою структурою надзвичайно агресивна до всіх без винятку чужаків, які з'являються на її території.

Дослідження зарубіжних науковців, зокрема польських колег (Jedrzejewska, Jedrzejewski, 2001, Jedrzejewski et al., 2000), вказують на наявність у вовчих зграях особин старше трирічного віку. Багаторічні спостереження, здійснені автором у районі Поліського заповідника (рис. 1), суперечать вище описаним даним, проте існують і виключення.

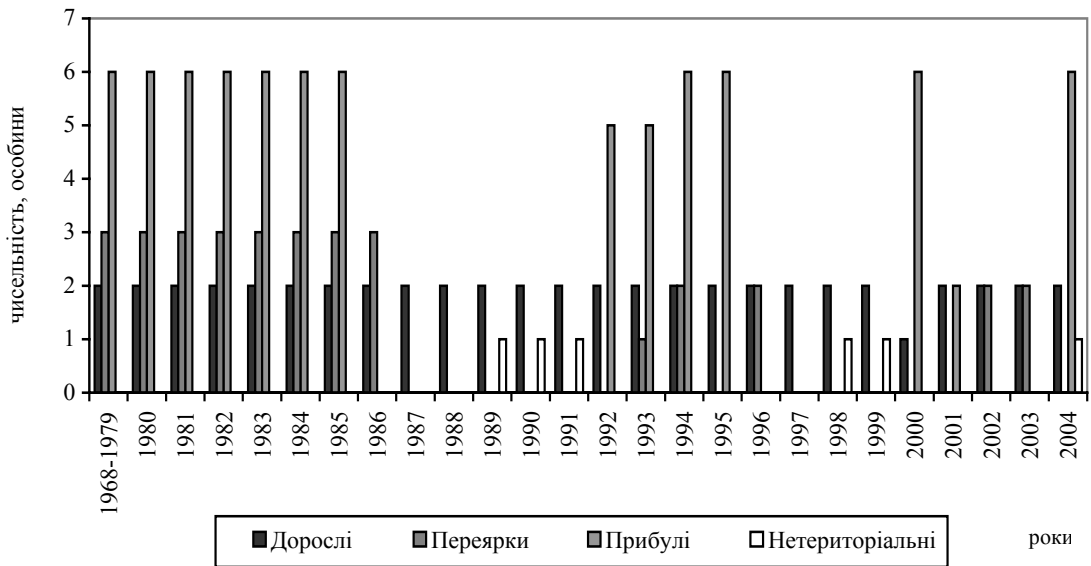


Рис. 1. Динаміка чисельного і вікового складу вовчої зграї в Поліському заповіднику

Індивідуальне слідове мічення двох самиць вовка засвідчило рідкісний факт їх перебування у складі батьківської зграї у віці 2 роки 10 місяців під час гону. Це пояснюється тим, що в зграї у даний рік загинула доросла вовчиця. Самиця, що прибула, не змогла зайняти місце альфа-особини і витіснити із зграї молодих вовчиць. У сформованій альфа-парі вовків, як правило, гін проходить у відсутності інших особин. Самиця “Марина”, після невдалої спроби розмноження і втрати власної сім’ї, наступного року повернулася на територію зграї і трималася весь час осторонь решти вовків. Агресивних дій з боку зграї стосовно цієї самиці не відмічено. Внаслідок цього, на території зграї (окрім нетериторіальних вовків) можуть перебувати споріднені зі зграєю дорослі самиці, наявність яких відмічено білим кольором на рис. 1.

Дорослих статевозрілих самців на території зграї не виявлено, за винятком короткочасного перебування старих або скалічених альфа-самців, котрі були витіснені зграєю зі свого складу. Вожака — каліку — зграя витіснила ще до прийняття у свій склад нового альфа-самця. Всі інші заходи чужих вовків на територію зграї проходили протягом 1–2 ночей.

Подібні структури зграй і індивідуальних територій у собак відсутні. Зграя диких собак — це багатосімейна група, оскільки можна спостерігати їх об’єднання, особливо в осінньо-зимовий період під час полювання на диких копитних. Способи їх полювання на диких копитних загалом схожі з прийомами полювань у вовків. Подача або відсутність голосової реакції у диких собак при переслідуванні здобичі — питання спірне.

Авторові доводилося спостерігати обидва варіанти полювання собак. Так, на території Кременського лісгоспу, що в Луганській області, проживали зграї диких собак, що спеціалізувалися на добуванні диких копитних і весь час проживали в лісі далеко від населених пунктів.

Тут відмічено полювання зграй диких собак на різні види копитних і, в тому числі, на хворого лося (з великою пухлиною на боці). Напад здійснювався способом, схожим на напад вовчої зграї, на болоті, з подачею голосу — обгавкуванням. При цьому собаки великого розміру робили випадки на жертву з хватками, а малі пси, в цей час, відволікали увагу жертви. В подальшому, при огляді ран на хворому лосі характерних вовчих розрізів іклом не відмічено. Коли у складі зграї собак є лайкоподібні звірові собаки, на тілі жертви можна спостерігати рани, схожі на вовчі, різані, а не типові рвані рани, що залишають собаки. Тому, відрізнити напад на жертву диких псів від нападу вовків за характером нанесених жертві ран, цілком можливо.

Техніка полювання вовків і собак

Хижацька поведінка особин вовчої зграї відрізняється значно вищим рівнем узгодженості дій на полюваннях та більш високим рівнем використання потенційних кормових ресурсів власної території. У вовчої зграї у вересні або на початку жовтня завжди відбувається перехід на бродячий спосіб життя. При цьому спостерігається різке збільшення добової потреби зграї в кормах, і тому зростає величина вилучення диких копитних (рис. 2).

Подібна динаміка незначною мірою лишається характерною і для зграй диких собак. Так, собачі зграї в жовтні теж починають активно переслідувати диких копитних і зайців, що часто не пов'язано з відсутністю кормів на скотомогильниках і смітниках.

В останні роки кількість диких собак навколо великих міст і м'ясокомбінатів різко скоротилася у зв'язку з тим, що кількість кормів стала меншою. Туші домашніх тварин практично без відходів йдуть в переробку. В минулому викинуті на звалища шлунки великої рогатої худоби слугували їжею для великої кількості бродячих псів, гав і частково вовків. Зменшилася кількість відходів продуктів харчування і на смітниках. Відомі випадки, коли м'ясо диких псів у невеликій кількості нелегально поступає на продаж у вигляді фаршу чи під виглядом "баранини". Крім того, за лови псів виплачуються доволі високі винагороди, яка, наприклад, у Києві становить 75 грн. Тому, добування бездомних собак нині є прибутковим своєрідним бізнесом. Люди, які цим займаються, певною мірою приймають заходи і для збереження міських популяцій диких псів. З цієї причини, вагітних сук не відловлюють, а в разі виявлення їх серед зловлених псів, випускають на волю. Але, в цілому, на сьогодні проблема бездомних псів навколо міст і в дикій природі не є такою великою, як це було в минулому.

Через те, що розмноження диких собак не прив'язане строго до певної пори року, у них не прослідковується тісний зв'язок між динамікою біомас диких копитних та добовими потребами в харчуванні груп у різні сезони, як це характерно для вовчих зграй (див. рис. 2). В Україні багатьма сільськими жителями практикується безприв'язне утримання псів і вони часто групами виходять на полювання за зайцями, сарнами і мишоподібними гризунами. Нині побачити на полях і поблизу доріг пса чи домашнього kota під час мишкування звичне явище. Як правило, це пси, які мають господаря, але утримуються в напівголодному стані.

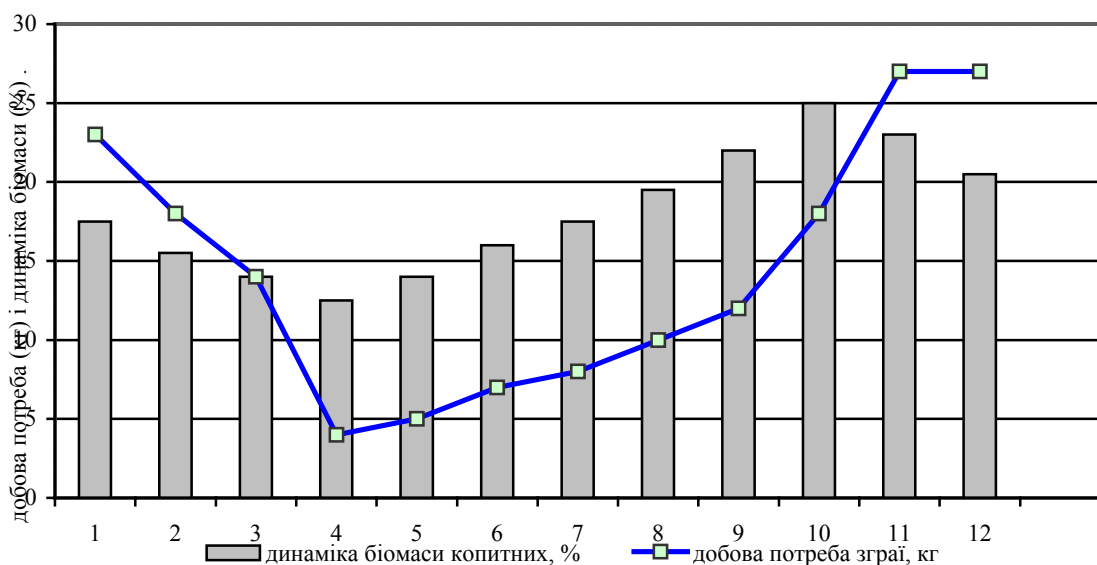


Рис. 2. Динаміка біомас копитних та добових потреб в харчуванні зграї вовків протягом року

Вовко-собачі гібриди та степові вовки

Про існування диких безгосподарних собак, котрі у великій кількості проживали в багатьох південноазійських містах і в Єгипті, відомо з давніх часів. Це так звані “пси-парії”. Парії були поширені і на південь від Гімалаїв, у тому числі в Індії і на Зондських островах. Роль парій всюди схожа — знищення побутових відходів у містах та інших поселеннях людини. Парії звичайно різної зовнішності та розміру (Боголюбський, 1959). До речі, про санітарну роль сучасних бездомних псів у містах згадано дуже мало.

Зростання чисельності вовків в Україні привело до зникнення в останні роки вовчо-собачих гібридів. Але сучасні вовки степової зони мають деякі зовнішні ознаки, котрі зближують їх з псами (не характерну для вовка форму голови, ширше розставлені в боки лапи, більш часте розходження пальців на відбитках лап і інші ознаки). Існує гіпотеза про слабе використання степовими вовками звукових засобів комунікації — характерного “вितтя” і інших голосових реакцій поблизу лігва. Степові вовки значно рідше відгукуються на імітацію вовчого завивання — вабу. За більшістю особливостей поведінки та екології степові вовки повинні бути однозначно віднесені до вовків, а не до собак. Якою мірою степові вовки зберігають свою спорідненість з псами на генетичному рівні, залишається дискусійним і потребує спеціальних досліджень.

Головне, що сучасна степова популяція вовка в Україні засвідчила можливість її існування в природі без наявності достатньої кількості диких копитних. Просторова структура популяції вовка в степовій частині України на сьогодні є вже повністю сформованою і зграї набули досвіду уникнення переслідування з боку людини. Вони вивчили індивідуальні території і тому стали добре адаптовані до місцевих умов у плані добування їжі, розміщення лігв тощо. Репродуктивне ядро степової популяції стало більш досвідченим і відчутно збільшилося його середній вік. Але в цілому консервативність виду у виборі місця лігва зберігається до сьогодні, незважаючи на високу пластичність поведінки вовка. З цієї причини степова популяція вовка лишається вразливою до переслідування людиною і несе втрати від щорічного забирання цуценят. Дикі пси, на відміну від вовків, поблизу сліпих цуценят часто виявляють агресивність при появі поблизу лігва людини. Це наслідок того, що відстріл собак поблизу цуценят не практикується, як це впродовж тривалого часу практикували мисливці з вовчицями біля лігвищ. Боязлива поведінка вовчиць біля лігва з цуценятами — це недавно сформована поведінка.

В усіх випадках, коли стоїть питання про те, що доцільніше зберегти на території — вовків чи диких собак, перевагу безперечно необхідно віддавати вовкам. Необхідно відмітити більш високі затрати на контроль за здичавілими собаками у порівнянні з вовками на одиницю площі. Так, фактичні затрати часу і зусиль на лови чи знищення однієї особини собаки в Києві у порівнянні з особиною вовка в Україні набагато нижчі, подібні розрахунки на одиницю площі показують, що що контролювати чисельність вовка є менш затратним. Нині на переважній більшості території України склалася катастрофічна епідеміологічна ситуація по сказу, і існує реальна загроза вовчих нападів на людину.

Для вирішення цього питання не вистачає просто мізерних коштів: для України необхідна сума складає лише близько 40 тис. грн. Цього достатньо для виплати винагород хоча б у межах 200 грн. за кожну особину вовка. Але стосовно степової популяції вовка необхідно провести ретельні дослідження по харчуванню “степового” вовка та його ролі у поширенні сказу.

Вовк у відкритих ландшафтах є обмежуючим фактором зростання чисельності лисиці і поширення сказу. Цей великий хижак є конкурентом вовка у живленні. Спектр живлення лисиці і вовка по таких жертвах, як дрібні мишоподібні гризуни, заєць і падло домашньої худоби, перекриваються значною мірою. Крім того, вовк активно переслідує і добуває лисицю (Гурський, 1985).

Вовк порівняно рідко буває покусаним лисицею, бо він бере будь-якого хижака “по місцю” — за шию, і цим самим не дозволяє себе вкусити. В подальшому необхідно розробити програму переходу від існуючої практики виплати преміальних за знищення вовка до надання йому статусу мисливського виду. Але за умов сучасної глибокої кризи в мисливському господарстві не варто розраховувати на те, що користувачі мисливських угідь самостійно вирішать проблему контролю за чисельністю вовка.

Соціальна організація і розмноження

Соціальна організація зграї вовків типово ієрархічна. Право на розмноження має лише пара домінуючих особин. У разі, коли домінуюча особина ще не залучена в процес боротьби між потенційними претендентами, у вовчій зграї під час гону можуть бути присутні інші статевозрілі особини. Ієрархія в собачій зграї слабо проявляється. В розмноженні приймають участь майже всі статевозрілі самиці. Протягом року дикі собаки розмножуються два рази. Факти наступного розмноження реєструються через 5–8 місяців. Польові спостереження на півночі Житомирської області і дані анкетного опитування засвідчили розмноження вовків без наявності “собачої крові” в дуже стислі терміни. Близько 80–90 % точно зареєстрованих автором дат розмноження на півночі Житомирщини вкладалися в двотижневий термін — з 1 по 14 травня.

Період виховання цуценят у собаки складає лише 5 місяців. У вовків молоді особини повністю полишають зграю лише у 20–місячному віці. Такий тривалий період виховання у вовків абсолютно обґрунтований. Крім того, молоді вовки в час, сприятливий для переходу на самостійне життя в дикій природі впродовж березня — вересня у віці 10–17 місяців, вчаться жити самостійно. Існують і інші відмінності між вовчими і собачими зграями. Для умов України встановлено набагато вищий рівень смертності і успішності розмноження у собачих зграях за рахунок більш раннього початку розмноження та більшої кількості виводків на рік. Згідно з даними опитування, у диких собак реєструється у середньому 1,7–1,8 разів розмноження протягом року. Існують відмінності і у віковій структурі. Середній вік собак, які беруть участь у розмноженні, набагато нижчий.

Є й інші відмінності. Наприклад, у диких собак і вовків докорінно різняться і територіальна поведінка. Зграї собак не мають чітко окреслених в природі індивідуальних територій, які б ретельно охоронялися від сусідніх зграй. У середовищі мисливців вважається, що дикі собаки здатні набагато краще уникати переслідування з боку людини, ніж вовки. Але це абсолютно хибні уявлення, бо практика відстрілів диких собак і вовків засвідчує зворотне.

Деякі загальні проблеми

На добування однієї бродячої собаки затрачують в середньому 0,3–1,0 людино-день і максимум до 3–5 людино-днів, а на відстріл вовків — не менше 40 людино-днів у складі бригади мисливців з прапорцями. Нині через невисокі преміальні виплати за добутих вовків чи їх відсутність в Україні практично зникли високопрофесійні мисливці-вовчатники, які мали цінну наукову інформацію про просторову структуру популяції вовка, його екологію, поведінку, чисельний склад зграй, кількість зграй на певній території. Крім того, ця категорія мисливців ефективно регулювала чисельність вовка.

З цієї причини, анкетні опитування останнього часу не дають тих результатів, котрі мали місце в минулому. Сучасні мисливці, любителі природи чи науковці “мало ходять по вовчих слідах”. Вовки з чорним хутром, або таким, що нагадує лисяче, зрідка зустрічаються і серед вовків Полісся. Це інколи давало підставу говорити про випадки гібридизації з собаками чи про появу вовків-мутантів в Чорнобильській зоні. Заготівельними організаціями такі шкури, нетипові за забарвленням, але характерні за структурою хутра, класифікуються, як собачі. Тому помилково вважається, що вовки-меланісти в Україні не поширені.

Попри істотну шкоду дикій природі, втрати в тваринництві, особливо при відгінній формі утримання тварин, передачі хвороб та інші негаразди, розв’язанню проблеми вовків і диких собак в Україні ніколи не приділялось належної уваги, а в нинішніх складних економічних умовах вовче питання залишене напризволяще.

Література

- Боголюбский С. Н.* Происхождение и преобразование домашних животных. — Москва, 1959. — 592 с.
Гурский И. Г. Волк в степной зоне Украины и его воздействие на диких и домашних животных // Изучение природы степей (Мат-лы межвузовского симпозиума). — Одесса, 1968. — С. 158–160.
Гурский И. Г. Волк юга Европейской части СССР: опыт эколого-морфологического изучения популяций. — Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Одесса: Одесский гос. ун-т, 1969. — 28 с.

- Гурский И. Г. Гибридизация волка с собакой в природе // Бюллетень МОИП, отд. биол. — 1975. — № 1. — С. 131–136.
- Гурский И. Г. Волк в северо-западном Причерноморье (участок обитания, структура популяции, размножение). // Бюллетень МОИП, отд. биол. — 1978. — Вып. 3. — С. 29–38.
- Гурский И. Г. Волк на Украине и в Молдавии // Охота и охотничье хозяйство. — 1982. — № 3. — С. 10–11.
- Гурский И. Г. Географическая изменчивость и внутривидовая систематика волка европейской части СССР // Популяционная изменчивость вида и проблемы охраны генофонда млекопитающих. — Москва, 1983. — С. 36–38.
- Гурский И. Г. Украина и Молдавия // Волк. Происхождение, систематика, морфология, экология / Отв. ред. Д. И. Бибикив. — Москва, 1985. — С. 487–493.
- Гурский И. Г. Новые данные о численности волка и ее регуляции на Украине // Экология, поведение и управление популяциями волка: Сборник научных трудов. — Москва, 1989. — С. 55–57.
- Рябов Л. С. Волко-собачьи гибриды в Воронежской области // Бюллетень МОИП. Отд. биологии. — 1973. — Том 78, вып. 6. — С. 25–38.
- Рябов Л. С. Новые данные о волках и их гибридах с собаками в Воронежской области // Бюллетень МОИП. Отд. биологии. — 1978. — Том 83, Вып. 3. — С. 39–45.
- Рябов Л. С. Бродячие и одичавшие собаки в Воронежской области // Бюллетень МОИП. Отд. биол. — 1979. — Том 84, вып. 4. — С. 18–27.
- Рябов Л. С. Последствия нарушения структуры популяции волка // Волк. Происхождение, систематика, морфология, экология / Отв. редактор Д. И. Бибикив. — Москва, 1985. — С. 431–446.
- Рябов Л. С. Волк на скотомогильнике: проблема требует решения // Охота и охотничье хозяйство. — 1987. — № 8. — С. 6–8.
- Рябов Л. С. Особенности размножения волков (*Canis lupus*) в Центральном Черноземье // Экология. — 1988. — № 6. — С. 42–48.
- Сабанеев Л. П. Волк // Природа. — 1977. — № 2. — С. 30–31.
- Сабанеев Л. П. Волчий вопрос // Охотничьи звери. — Москва, 1992. — С. 225–238.
- Сагайдак А., Шквиря М. Роль вовка в мисливському господарстві Українського Полісся // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. — 2002. — Випуск 30. — С. 90–93.
- Jedrzejewska B., Jedrzejewski W. Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieskiej. — Warszawa, 2001. — S. 120–125, 211–222.
- Jedrzejewski W., Veit C., Branicki W. et al. Struktura genetyczna i socjalna populacji wilka *Canis lupus* w Puszczy Białowieskiej // Bioroznorodność i ochrona ssaków w Polsce: VIII Ogólnopolska Konferencja Teriologiczna (Lublin, 25–27 września 2000 r.). — Lublin, 2000. — S. 56–57.

Надійшло до редакції: 24 листопада 2005 р.

УДК 575.113.1

Разнообразие меж- и внутривидовых мутационных спектров у некоторых видов мышевидных грызунов

Оксана Ковалева, Елена Бурдо, Надежда Кобозева, Татьяна Глазко

Різноманіття між- і внутривидових мутаційних спектрів у деяких видів мишоподібних гризунів. — Ковалева О., Бурдо О., Кобозева Н., Глазко Т. — Виконано порівняльний аналіз спонтанного мутагенезу в клітинах кісткового мозку у видів-двійників *Microtus arvalis* та *Microtus rossiaemerdionalis* і лабораторних ліній мишей BALB/c і C57Bl/6j. Показано незалежне формування різних типів цитогенетичних аномалій в спонтанних мутаційних спектрах клітин кісткового мозку: асинхронне розщеплення центромерних районів хромосом і центричні злиття асоційовані з морфологією аутосом, хромосомні аберації і анеуплоїдія залежать від генотипової диференціації тварин, а поліплоїдія — від сезону дослідження. Складність спонтанних мутаційних спектрів і факторів, які беруть участь у контролі формування різних типів цитогенетичних аномалій необхідно враховувати при використанні дрібних мишоподібних гризунів з метою біоіндикації генотоксичних забруднень.

Ключові слова: біоіндикація, види-близнюки, цитогенетичні аномалії, спонтанні мутаційні спектри.

Адреса: Інститут агроекології УААН, вул. Метрологічна, 12, Київ, 03143, Україна.
E-mail: glazko@biotech.relc.com.

Diversity of inter- and intraspecies mutation spectra in some species of mice-like rodents. — Kovalova O., Burdo O., Kobozeva N., Glazko T. — Comparative analysis of spontaneous mutagenesis in the bone marrow cells in sibling species — *Microtus arvalis*, *Microtus rossiaemerdionalis* and laboratory line mice — BALB/c, C57Bl/6j was carry out. We show a independent formation of the different types of cytogenetic anomalies in spontaneous mutation specters. For example: asynchronous separation of chromosomes and inter-chromosome fusion are associated with morphology of autosome, chromosome aberrations and aneuploidy are depend from genotypical differentiation of animal, and polyploidy — from season of investigation. The complication of both spontaneous mutation specters and factors were participated in the control of formation of various cytogenetic anomalies are necessary take into consideration at the use of small-sized rodent species for the bioindication of genotoxical pollutions.

Key words: bioindication, sibling species, cytogenetic anomalies, spontaneous mutation specters.

Address: Institute of Agroecology, UAAS, 12 Metrologichna str., Kyiv, 03143, Ukraine.
E-mail: glazko@biotech.relc.com.

Введение

Цитогенетические исследования соматических клеток у мышевидных грызунов (*Muriformes*) начались еще с середины XX века. Использование их в качестве модельных объектов при оценке генетической опасности для населения загрязненных мутагенами территорий рекомендовано рядом авторов (Bruisick, 1987, Бочков, 1989, Монахов, 2000). Очевидным преимуществом грызунов является быстрая смена поколений. Это позволяет оценивать отдаленные последствия генотоксических эффектов в потомстве, что особенно важно для прогнозирования последствий для хромосомного аппарата потомства тех людей, которые подвергаются влиянию мутагенов (Монахов, 1985).

Несмотря на то, что цитогенетический мониторинг с помощью диких мелких грызунов разных видов широко используется для изучения мутагенного потенциала среды (Гилева, 1997), размах внутривидовой изменчивости до сих пор остается недостаточно исследованным. В то же время возможные межвидовые и внутривидовые особенности спонтанного мутагенеза могут существенно

усложнять интерпретацию результатов биоиндикации генотоксического загрязнения среды, выполняемой с использованием разных видов мелких мышевидных грызунов.

Информацию о размахе внутривидовой изменчивости по цитогенетическим характеристикам, связанной с генотипической компонентой, можно получить на лабораторных линиях мышей. Вклад в спектры спонтанного мутагенеза межвидовых отличий по количеству и морфологии хромосом в кариотипе может быть оценен при сравнении видов-близнецов с перекрывающимся ареалом. Поэтому в задачи настоящей работы входил сравнительный анализ спонтанного мутагенеза в клетках костного мозга у двух видов-двойников *Microtus arvalis* и *Microtus rossiaemeridionalis* и лабораторных линий мышей BALB/c и C57Bl/6j.

Материалы и методы

Выполнен цитогенетический анализ клеток костного мозга у мышей *Microtus arvalis*, отловленных в Киевской области, и у *Microtus rossiaemeridionalis*, выловленных в Харьковской области. Рассматривались также клетки костного мозга лабораторных линий мышей BALB/c и C57Bl/6j, образцы которых были получены из вивария Института молекулярной биологии и генетики НАНУ (1994 г. и 2003 г. — объединенные данные).

Препараты клеток костного мозга готовили общепринятым способом (без применения колхицина): из бедренных костей мышей вымывали гипотоническим раствором KCl (0,54 %) костный мозг, клетки суспензировали и инкубировали в этом растворе при 37 °С в течение 20 минут, затем фиксировали смесью метилового спирта и уксусной кислоты (3:1), далее готовили препараты и окрашивали их красителем Гимза (Merck, Германия). Количество двуядерных лимфоцитов и одноядерных лимфоцитов с микроядрами подсчитывали на тех же препаратах в лимфоцитах, сохранивших цитоплазму, по стандартной методике.

Для анализа цитогенетической изменчивости рассматривали следующие характеристики дестабилизации генетического аппарата клеток: анеуплоидия, рассчитанная в двух вариантах (A1, с числом хромосом ± 6 к диплоидному числу и A2, с числом хромосом ± 1 к диплоидному числу каждого вида), полиплоидия (ПП), хромосомные aberrации (ХА) (хромосомные, хроматидные разрывы, фрагменты, кольцевые хромосомы), асинхронность расщепления центромерных районов хромосом (АРЦХ), межхромосомные ассоциации по типу робертсоновских транслокаций (РБ). Количество митозов (МИ) и частоту встречаемости двуядерных лимфоцитов (ДЛ) рассчитывали на 1000 клеток, микроядра в одноядерных лимфоцитах (ЛМЯ) — по числу лимфоцитов с микроядрами на 1000 одноядерных лимфоцитов.

Статистическую достоверность различий по частотам встречаемости цитогенетическим аномалиям между группами животных оценивали по критерию Стьюдента (t_s).

Межвидовые отличия

Виды полевков отличались между собой по количеству акроцентрических и метацентрических хромосом: кариотип *Microtus arvalis* представлен $2n=46$, $Fna=84$ и *Microtus rossiaemeridionalis* — $2n=54$, $Fna=54$.

При сравнении этих видов-двойников по 9 цитогенетическим параметрам у *Microtus rossiaemeridionalis* обнаружена статистически достоверно более высокая частота встречаемости метафаз с центрическими слияниями акроцентрических хромосом (РБ) и полиплоидных клеток (ПП) ($P<0,01$ для обеих характеристик) по сравнению с *Microtus arvalis*, а также тенденция к относительно увеличенной частоте встречаемости анеуплоидных клеток (A2) и одноядерных лейкоцитов с микроядрами (ЛМЯ) (табл. 1).

Наблюдаемые частые центрические слияния по типу робертсоновских транслокаций могут объясняться преимущественным наличием в кариотипе акроцентрических аутосом (рис. 1). Принято считать, что слияние акроцентрических хромосом является одним из основных путей эволюции кариотипа у млекопитающих (Воронцов, 1999). Можно ожидать, что наиболее древним среди близкородственных видов является тот, у которого преобладают акроцентрические аутосомы.

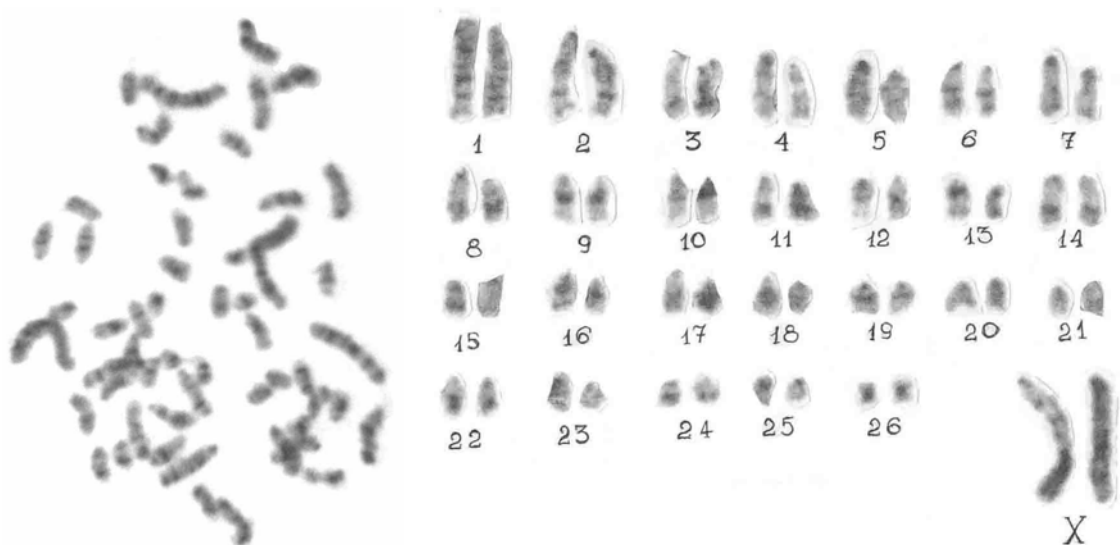


Рис. 1. Кариотип *Microtus rossiaemeridionalis* представлен в основном акроцентрическими хромосомами

У *Microtus arvalis*, у которых в кариотипе аутосомы в основном представлены субметацентриками и метацентриками (рис. 2), статистически достоверно чаще по сравнению с *Microtus rossiaemeridionalis* встречались клетки с асинхронным расщеплением центромерных районов (АРЦХ — $P < 0,05$) (табл. 1). В то же время, по общему количеству анеуплоидных клеток виды-близнецы статистически достоверно не отличались друг от друга (см. табл. 1), несмотря на то, что АРЦХ может быть одним из возможных механизмов возникновения анеуплоидии (Vig, 1983).

По-видимому, это может объясняться различными механизмами возникновения анеуплоидии. Интересно отметить, что виды-близнецы существенно отличаются друг от друга по частотам встречаемости полиплоидных клеток и двуядерных лимфоцитов (табл. 1). Ранее нами было показано, что увеличение частот полиплоидных клеток типично для некоторых линий мышей в осенне-зимний период (Глазко, 2003). Поскольку образцы костного мозга были получены у европейской полевки в зимний период, а у обыкновенной полевки — в летний, не исключено, что отличия между ними по доле полиплоидных клеток и двуядерных лимфоцитов обусловлено сезонной изменчивостью по этим характеристикам.



Рис. 1. Кариотип *Microtus arvalis* ($2n=46$, $Fna=84$) представлен суб- и метацентрическими хромосомами

Таблица 1. Частоты цитогенетических характеристик в клетках костного мозга у видов-двойников полевок *Microtus arvalis* и *Microtus rossiaemeridionalis* и у лабораторных мышей линий BALB/c и C57Bl/6j

Показатель	<i>Microtus arvalis</i> июль	<i>M. rossiaemeridionalis</i> февраль	Линия BALB/c январь-апрель, (2–3 мес.)	Линия C57Bl/6j март-апрель, (2–3 мес.)
Количество животных	15	4 (9)	10	10
Количество метафаз	948	227	679	630
Метафаз 2N=40 (%)	—	51,8±7,4	—	—
Полиплоидия (%)	0,9±0,5*	11,8±3,4*	1,7±0,8	2,7±0,8
Доля метафаз (%) с				
А–I	44,4±5,1	47,5±4,8	31,1±4,4	24,4±4,5
А–II	8,6±2,8	13,9±3,5	9,7±2,6*	2,5±1,0*
ХА	2,5±0,6	3,2±0,8	5,1±1,1*	1,8±0,6*
Rb	0,1±0,5*	5,8±1,8*	7,8±1,1*	4,3±1,0*
АРЦХ	16,5±4,9**	2,2±1,1**	4,2±1,2*	1,3±0,7*
Частота на 1000 одноядерных лейкоцитов (%)				
ЛМЯ	3,0±0,4	5,0±1,5	6,6±1,0	4,7±0,7
ДЯЛ	5,0±0,8	13,6±4,6	5,7±0,7	5,1±0,8
митозов	4,5±0,9	6,0±2,0	4,6±1,5	5,2±1,3

* — $P < 0,05$; ** — $P < 0,01$; *** — $P < 0,001$.

В общем, основные отличия между видами-близнецами по спонтанным мутационным спектрам наблюдались по частотам встречаемости тех цитогенетических аномалий, формирование которых может зависеть от морфологии хромосом (асинхронность расщепления центромерных районов, центрические слияния).

Внутривидовая изменчивость

Внутривидовую изменчивость по цитогенетическим аномалиям оценивали у лабораторных мышей линий BALB/c и C57Bl/6j (табл. 1, справа), которые относятся к тому же надвиду, что и домовые мыши (*Mus musculus*) ($2n=40$, $Fna=40$) и имеют одинаковый кариотип. Известно, что повышенная частота встречаемости метафаз с хромосомными аберрациями (ХА), является линейно специфичной характеристикой спонтанных мутационных спектров делящихся клеток мышей линии BALB/c, которую связывают с относительно сниженной активностью ферментов репарации ДНК (Sato et al., 1995). По данным из литературы, у этой линии обнаруживается около 19,9 % метафаз с ХА среди гепатоцитов (Корогодина, 1978) и 5 % — среди клеток костного мозга (Sato et al., 1995). Для выяснения внутривидового размаха изменчивости спонтанных мутационных спектров, в наших исследованиях проведен сравнительный анализ комплекса цитогенетических характеристик в клетках костного мозга у двух линий: BALB/c и C57Bl/6j.

Мыши линии BALB/c отличались от мышей линии C57Bl/6 статистически достоверно большей частотой метафаз с ХА, РБ, АРЦХ и анеуплоидных клеток (А–2) — $P < 0,05$ для всех характеристик. Ранее нами показано, что анеуплоидия для животных линии BALB/c является нестабильной характеристикой и при влиянии низкодозового воздействия радионуклидов увеличивается (Глазко, Ковалева, 1998).

Очевидно, что поскольку у обеих линий кариотипы содержат одинаковое число акроцентрических хромосом, а линия BALB/c сохраняет повышенный фоновый уровень соматического мутагенеза, перечисленные выше отличия между линиями зависят не от морфологии хромосом, а от генетических особенностей самих животных.

Таким образом, сравнение частот встречаемости цитогенетических аномалий у представителей разных лабораторных линий мышей и видов-близнецов в спонтанных мутационных спектрах, позволяют выделить некоторые из них, имеющие непосредственную связь с морфологией хромосом.

Так, для видов с преобладанием в кариотипе суб- и метацентрических хромосом (*Microtus arvalis*) характерна высокая частота АРЦХ (16,5±4,9 %). Такая же высокая частота АРЦХ обнаружена и у *Microtus oeconomus* (12,7±3,3 %) в наших ранних исследованиях (Глазко и др., 2003). Для этих видов характерна также низкая частота РБ: у *Microtus arvalis* — 0,1±0,5 %, и отсутствие РБ у *Microtus oeconomus*.

Заключение

На основании полученных данных можно сделать следующее заключение.

Различные типы цитогенетических аномалий в спонтанных мутационных спектрах клеток костного мозга у исследованных мелких мышевидных грызунов формируются независимо друг от друга. Возникновение некоторых типов цитогенетических аномалий ассоциировано с морфологией аутосом. Так, для видов с преимущественно мета- и субметацентрическими хромосомами в кариотипах характерна повышенная частота встречаемости метафаз с асинхронным расщеплением центромерных районов хромосом и низкая частота центрических слияний.

Изменчивость частот встречаемости таких аномалий, как хромосомные aberrации, анеуплоидия в существенной степени зависит от генотипической дифференциации животных в пределах одного и того же вида. По-видимому, доля полиплоидных клеток может варьировать в зависимости от сезона исследований. Очевидно, что сложность спонтанных мутационных спектров и факторов, участвующих в контроле формирования различных типов цитогенетических аномалий необходимо учитывать при использовании мелких мышевидных грызунов в целях биоиндикации генотоксических загрязнений.

Литература

- Бочков Н. П., Чеботарев А. Н. Наследственность человека и мутагены внешней среды. — Москва: Медицина, 1989. — 270 с.
- Воронцов Н. Н. Развитие эволюционных идей в биологии. — Москва: Прогресс-Традиция, 1999. — 640 с.
- Гилева Э. А. Эколого-генетический мониторинг с помощью грызунов (уральский опыт). — Екатеринбург: Изд-во Уральского ун-та, 1997. — 105 с.
- Глазко Т. Т., Кобозева Н. А., Ковалева О. А., Бунтова Е. Г. Селекция на радиорезистентность у мелких мышевидных грызунов в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС // Агроекологічний журнал. — 2003. — № 4. — С. 40–45.
- Глазко Т. Т., Ковальова О. А., Придатко О. С. Мінливість різних характеристик дестабілізації кариотипу у зв'язку з віком, сезоном дослідження та в умовах хронічного іонізуючого опромінення у мишей ліній BALB/c, C57BL/6 та CC57W/Mv // Генетика і селекція в Україні на межі тисячоліть. — Київ: Логос, 2001. — Том 4. — С. 140–145.
- Глазко Т. Т., Ковалева О. А., Сафонова Н. А. и др. Цитогенетическая изменчивость у разных линий мышей в 30 км зоне Чернобыльской АЭС // Збірник наукових праць Інституту землеробства УААН. — Київ, 1998. — Випуск 1. — С. 294–301.
- Корогодина Ю. В., Лильн И. Г. Мутабельность соматических клеток мышей разных линий. Сообщение II // Цитология и генетика. — 1978. — № 12. — С. 34–136.
- Монахов А. С. Закономерности радиационного мутагенеза на клеточном уровне // Проблемы радиационной генетики на рубеже веков: Междунар. конф. — Москва, 2000. — С. 159.
- Яблоков А. В., Остроумов С. А. Уровни охраны живой природы. — Москва: Наука, 1985. — 175 с.
- Bruisick D. Principles of genetic toxicology. 2nd ed. — New York, London: Plenum Press, 1987. — 284 p.
- Sato S., Taketomi M., Nakajima M. et al. Effect of aging on spontaneous micronucleus frequencies in peripheral blood of nine mouse strains // Mutat. Res. — 1995. — Vol. 338. — P. 51–57.
- Vig B. K. Sequence of centromere separation: occurrence, possible, significance, and control // Cancer Genet. Cytogenet. — 1983. — Vol. 8, № 3. — P. 249–274.

Надійшло до редакції: 24 листопада 2005 р.

УДК 591.526

Зміни вікової структури популяцій двох видів лісових гризунів під час багаторічної динаміки чисельності

Станіслав М'якушко, Марина Степаненко

Зміни вікової структури популяцій двох видів лісових гризунів під час багаторічної динаміки чисельності. — М'якушко С., Степаненко М. — Проаналізовано закономірності перебудови вікової структури популяцій полівки рудої та мишака жовтогрудого. На підставі виділення внутрішньо-популяційних функціонально-фізіологічних угруповань визначено і порівняно їх внесок у зміни чисельності популяцій. Встановлено, що для нориці рудої в умовах депресії спостерігається переважання цьогорічок, які не розмножуються в рік свого народження. Це обумовлює зниження їх смертності і надає змогу популяції в наступному році відновити свою чисельність. Порівняно з норицею рудою, вікова структура популяції мишака є менш лабільною, що пов'язано з більшою тривалістю життя особин, повільнішим дозріванням та більш низькими темпами реалізації репродуктивного потенціалу.

Ключові слова: вікова структура, популяції, багаторічна динаміка чисельності, лісові гризуни.

Адреса: Кафедра зоології, біологічний факультет, Київський національний університет ім. Тараса Шевченка, вул. Володимирська, 60, м. Київ, 01033, Україна. E-mail: stanislavm@pisem.net.

Changes in age structure of populations of two species of forest rodents during a long-term dynamics of number. — Myakushko S., Stepanenko M. — Reorganization mechanisms of age structure of populations of bank vole and yellow-necked mouse were assayed. At the base of separation of interpopulation functional and physiological communities their share into changes of numbers of populations was determined and compared. For bank vole the prevalence of this year animals, which don't breed in year of their birth, in conditions of depression was found. This causes a decrease of their mortality; as well this enables a population to restore its number in the next year. Age structure of population of yellow-necked mouse, in comparison with bank vole's one, is less labile because of longer individual lifetime, slower maturing and lower temps of realization of a breeding potential.

Key words: age structure, populations, long-term dynamics of number, forest rodents.

Address: Department of Zoology, Biological Faculty, Volodymyrska Str. 60, Kyiv, 01033, Ukraine. E-mail: stanislavm@pisem.net.

Вступ

Не викликає сумнівів той факт, що вікові відмінності особин в популяціях обумовлюють їх екологічну гетерогенність і, таким чином, збільшують не тільки лабільність останніх, але й здатність підтримувати їх існування невизначено тривалий час. Тобто, підвищується вірогідність того, що у разі значних відхилень екологічних факторів від оптимуму в популяції буде збережена хоча б частина тварин, яка зможе за рахунок відтворення забезпечити подальше її відновлення. Неоднорідна вікова структура виконує роль своєрідного буфера, що перешкоджає вимиранню популяції у разі короточасних несприятливих зовнішніх впливів. Її формування відбувається на основі біологічних властивостей виду і завжди відображає силу і напрямок впливу змінних факторів середовища. Вивчення вікової структури популяцій має не менший інтерес для пізнання механізмів мікро-еволюційного процесу та специфіки індивідуальної і групової мінливості. Саме це обумовлює актуальність досліджень вікової структури особин гризунів на різних стадіях динаміки щільності. Метою даної роботи став аналіз вікової структури представників популяцій нориці рудої (*Myodes glareolus* Schreber, 1780; = *Clethrionomys glareolus* auct.) і мишака жовтогрудого (*Sylvaemus tauricus* Pallas, 1811; = *Apodemus flavicollis* auct.) на різних фазах динаміки щільності.

Матеріали і методи

Робота проведена на базі Канівського природного заповідника. В її основу покладені матеріали досліджень, проведені упродовж першої половини літа 2002–2004 рр. Цей період охопив три фази багаторічної динаміки щільності населення нориці рудої: 2002 р. — пік, 2003 р. — депресія, 2004 р. — ріст щільності, для популяції іншого виду — мишака жовтогрудого — ці роки характеризувались поступовим зниженням щільності населення до рекордно критичного рівня. Лови тварин проводили за допомогою традиційного методу облікових площадок. За час досліджень проаналізовано більше 200 особин гризунів.

Для виділення однорідних вікових груп проведений аналіз зубної системи ссавців, одночасно з чим визначено й досліджено комплекс краніологічних індексів. Для обох видів визначали відношення загальної довжини черепа до конділобазальної (I_{cb}) та відношення довжини лицьової частини черепа до мозкової (I_{ld}). Вікові групи виділяли враховуючи, що при рості та розвитку перший краніометричний індекс зменшується, а другий — збільшується (Кошкина, 1955; Разоренова, 1952). Для нориці рудої вікові групи виділяли за ступенем розвитку кореня зуба (Тупикова, 1964; Tupikova et al. 1968; Perrin, 1978), для мишака жовтогрудого — за ступенем зношування поверхні зубної коронки (Варшавский, Крылова, 1948). Репродуктивний стан особин та їх залучення у розмноження визначали за загальноприйнятими методиками (Свириденко, 1958; Тупикова, 1964).

Під час аналізу матеріалу всі особини розподілено на окремі функціонально-фізіологічні угруповання (ФФУ). Специфіка даного підходу полягає в тому, що при виділенні таких груп за основний критерій приймають функціональний стан, пов'язаний зі специфікою росту, розвитку та єдності репродуктивного стану. Зазвичай в межах конкретного сезону декілька суміжних генерацій характеризуються схожим функціональним навантаженням. Під специфічністю функцій (функціональною особливістю) угруповань, в першу чергу, розуміють участь тварин у розмноженні, що неминуче відбивається на більшості морфофізіологічних показників, використаних в якості індикаторів. Як правило, виділяють три ФФУ, перше (ФФУ-1) — це особини, що перезимували, друге (ФФУ-2) — цьогорічки, які не розмножуються в рік свого народження (перебувають у стані так званої «законсервованої молодості») і третє (ФФУ-3) — цьогорічки, які вступають у відтворення в поточному році (Оленев, 1982; 1991; 2002). Слід зазначити, що наведені у роботі дані отримано впродовж першого місяця літа, і результати являють собою своєрідний зріз вікової піраміди популяції.

Результати та їх обговорення

У рік піка чисельності нориці рудої (2002 р.) вікова структура її популяції була досить складною — виявлено представників п'яти вікових класів. Переважали особини, які народились в поточному році (цьогорічки), вони склали — 71 % від загальної кількості тварин, частка особин, що перезимували — 29 %. Серед тварин, що перезимували є представники майже всіх генерацій, що свідчить про низьку смертність, а отже, ймовірно, і про сприятливі умови для розвитку та зимівлі в минулому році. Серед цьогорічок виявлено представників трьох генерацій: першої (вік 3–4 місяці), які народились на початку репродуктивного періоду — 5 %; другої (вік 2 місяці), що народились у квітні — 43 % і третьої (вік 1 місяць), народились в травні — початку червня — 23 % (рис. 1). Переважання представників другої генерації можна пояснити встановленням оптимальних умов розмноження і розвитку в середині весни даного року. Причинами незначної представленості представників першої генерації можливо були висока смертність молоді на початку весни та зафіксований факт затримки розмноження після зимівлі. Не можна виключати й впливу надмірної щільності населення, що уповільнило статеве дозрівання цьогорічок (Давыдова, 1998).

На наступний рік (2003 р.) відбувся спад щільності населення, яка зменшилась на 88 %. Останнє обумовило спрощення структури популяції (наявні лише три вікові групи). Частка особин, які перезимували, становила 17 %, що є значно меншим ніж в попередньому році. При чому серед них не лишилось представників весняних генерацій і останніх літніх генерацій, смертність цих генерацій була майже 100 %. Меншу смертність спостерігали серед представників 3–4 генерації. Цьогорічки (83 %) представлені двома генераціями, причому за кількістю друга значно переважала третю, в той час коли перша була відсутня. Проте відомо, що особини 3-ої генерації не приймали участі у відтворенні.

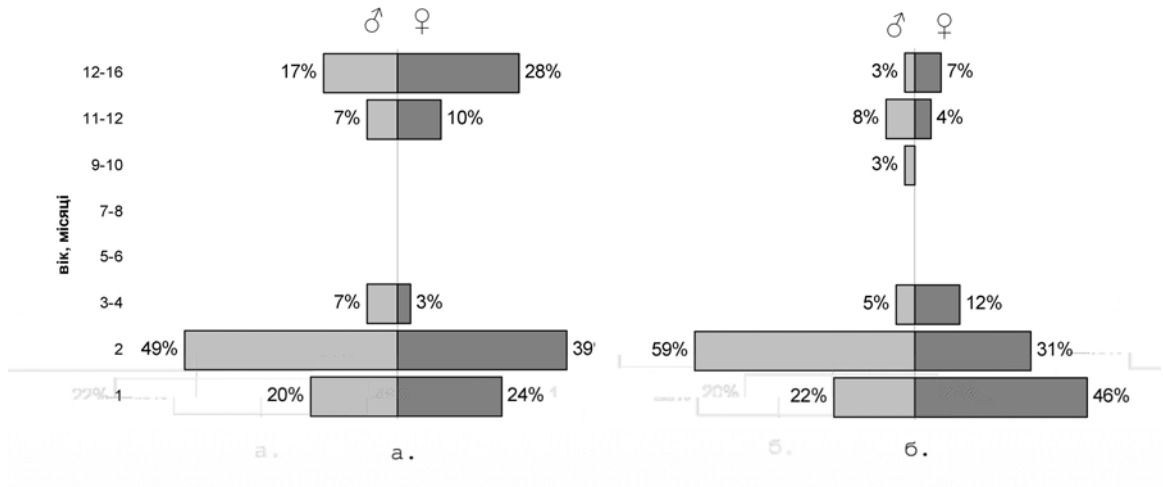


Рис. 1. Статеві-віковий розподіл особин нориці рудої на фазі піка (а) та росту (б) щільності населення

У 2004 р. спостерігали ріст популяції, щільність її зросла майже у 6 разів. Відбулося ускладнення вікової структури (наявні 5 вікових груп). Кількість особин, що перезимували, порівняно з минулим роком не збільшилась і становила — 13 %, цьогорічки за чисельністю значно переважали — 87 %. Особини, що перезимували, не включали представників перших генерацій, але серед них були наявні 4–та і 5–та генерації. Також була зафіксована майже повна відсутність тварин перших генерацій. Група цьогорічок включала представників усіх трьох генерацій (рис. 1). Характер їх кількісного складу свідчить про бурхливе розмноження з початку весни, при цьому основною репродуктивною силою є особини минулого року народження. Кількісне співвідношення самиць і самців у різних вікових групах неоднакове. Частка самиць в генераціях з наближенням літа збільшується, лише в другій генерації виявлено переважання самців. Оскільки співвідношення статей серед новонароджених найчастіше становить 1:1, можна припустити, що таке зміщення обумовлене нерівномірною смертністю серед представників різних статей. Таке явище можливе у разі прискорення статевого дозрівання або напруження фізіологічних процесів в період вагітності та лактації. Участь різних статеві-вікових груп в розмноженні підтверджує попередні результати. Найбільший внесок у збільшення чисельності (на час проведення спостережень) роблять тварини другої генерації. Аналогічне навантаження на початку весни припадало на групу тварин, що перезимували (у більшості самиць знайдені плацентарні плями, лише незначна їх кількість були вагітними).

Виділення на основі отриманих даних функціонально-фізіологічних угруповань (ФФУ), дало можливість виявити їх значні кількісні відмінності залежно від фази чисельності (рис. 2). В рік піка чисельності представленість всіх угруповань майже однакова. Зростання популяції відбувається головним чином за рахунок розмноження цьогорічок ФФУ–3, при цьому частка представників ФФУ–1 є найбільшою за всі роки. В умовах депресії, разом зі спрощенням вікової структури, спостерігали переважання ФФУ–2. Мінімальна чисельність особин ФФУ–3 в такій ситуації найкраще відповідає поточній задачі — збереження наявної молоді. Через це збільшується ймовірність того, що більшість молоді згодом увійде до складу ФФУ–2, перезимуватиме у стані загальмованого дозрівання і наступною весною буде залучена до репродукції. Отже, спрощення вікової структури за таких умов для популяції є найбільш доцільним.

Саме цей збережений репродуктивний потенціал був реалізований в рік росту щільності популяції на першому етапі. Пізніше приплід ФФУ–1 майже в повному складі увійшов до ФФУ–2, активне розмноження якого також підвищило щільність популяції. Але кількість представників ФФУ–1 була найменшою серед досліджуваних угруповань. Це можна пояснити тим, що зазначені особини в ході активного розмноження залишили значну кількість нащадків і відносна частка материнського поголів'я виявилась незначною.

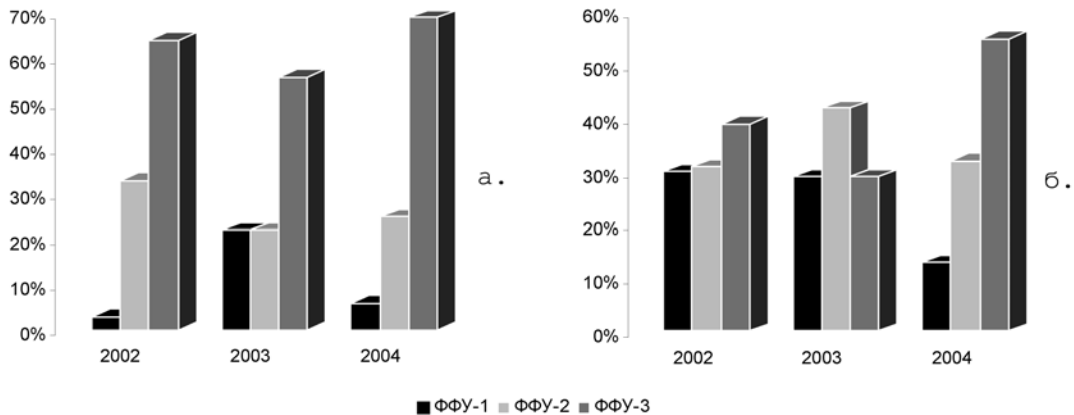


Рис. 2. Представленість різних ФФУ (функціонально-фізіологічних угруповань) в сумарній чисельності нориці рудой (а) та мишака жовтогрудого (б) на різних фазах багаторічної динаміки

Аналіз популяції мишака жовтогрудого показав, що максимальна тривалість життя її особин не перевищувала 16 місяців. Структура вікового розподілу в різні роки тісно пов'язана з коливаннями щільності. Проте були виявлені й риси, які не залежали від змін останнього фактору. По-перше, в усі роки спостерігали стійке переважання особин другої генерації. По-друге, серед групи тварин, які перезимували, завжди зустрічали представників трьох перших минулорічних генерацій. Характерною рисою цього виду є зниження частки гризунів другої генерації під час поступового скорочення щільності населення.

Представленість різних функціонально-фізіологічних угруповань в популяції мишака жовтогрудого суттєво не відрізняється в окремі роки (рис. 2). Особини ФФУ–2 завжди кількісно переважали чисельність інших угруповань, а ФФУ–1 було представлено незначною кількістю тварин (3–6 %). Таким чином, основною репродуктивною силою в популяції мишака жовтогрудого на початку літа були цьогорічки, що є цілком логічним.

Порівняння специфіки вікової структури популяцій досліджуваних видів дало змогу встановити наступне. У разі змін умов середовища у несприятливий бік стратегії популяцій значно відрізняються. Популяція нориці рудой має можливість швидко відновити свою чисельність за рахунок перебудов вікової структури і функціонально-фізіологічного розподілу — представленість тварин ФФУ–2 значно зростає, що дає можливість швидко збільшити чисельність вже в наступному році. Охарактеризувати стратегію популяції мишака жовтогрудого складніше, але можна стверджувати про відсутність наведених вище перебудов. Специфіка популяційної реакції, в даному випадку, полягає в ускладненні вікової структури, що обумовлює відсутність домінування окремих функціонально-фізіологічних угруповань. Лабільність вікової структури виявляється меншою мірою, причинами чого можуть бути відмінності у темпах реалізації репродуктивного потенціалу та різна тривалість життя.

Висновки

Представленість різних вікових груп в популяціях гризунів залежить від умов існування, в тому числі поточної щільності населення. Зміни вікової структури є популяційною реакцією, яка дає змогу забезпечити необхідну інтенсивність відтворення і, таким чином, запобігти негативному впливу перенаселення або недонаселення. При дослідженні функціонально-фізіологічних угруповань в популяціях гризунів виявлено, що у нориці рудой в умовах депресії чисельності спостерігається переважання цьогорічок, які не розмножуються в рік свого народження. Останнє обумовлює зниження їх смертності і надає змогу в наступному році відновити чисельність популяції за рахунок розмноження представників цієї групи.

В популяції мишака жовтогрудого подібних перебудов вікової структури не виявлено. Порівняно з норицею рудою, вікова структура популяції цього виду мишака є менш лабільною, що обумовлено більшою тривалістю життя особин, повільнішим дозріванням та більш низькими темпами реалізації репродуктивного потенціалу.

Література

1. Варшавский С. Н., Крылова К. Т. Основные принципы определения возраста мышевидных грызунов. 1. Мыши (Murinae) // Фауна и экология грызунов. — 1948. — Вып. 3. — С. 179–190.
2. Давыдова Ю. А. Особенности демографической структуры популяции европейской рыжей полевки (*Clethrionomys glareolus* Schreber, 1780) в фазе нарастания численности // Современные проблемы популяционной, исторической и прикладной экологии. Материалы конференции молодых ученых-экологов Уральского региона (Екатеринбург, 21–24 апр. 1998 г.). — Екатеринбург, 1998. — С. 236–237.
3. Кошкина Т. В. Метод определения возраста рыжих полевок и опыт его применения // Зоологический журнал. — 1955. — Том 34, вып. 3. — С. 631–639.
4. Оленев Г. В. Альтернативные типы онтогенеза цикломорфных грызунов и их роль в популяционной динамике (экологический анализ) // Экология. — 2002. — № 5. — С. 341–350.
5. Оленев Г. В. Роль структурно-функциональных группировок грызунов в динамике ведущих популяционных параметров // Развитие идей академика С. С. Шварца в современной экологии. — Москва: Наука, 1991 — С. 92–108.
6. Оленев Г. В. Особенности возрастной структуры, ее изменения и их роль в динамике численности некоторых видов грызунов (на примере рыжей полевки) // Динамика популяционной структуры млекопитающих и амфибий. Сб. статей. — Свердловск: УНЦ АН СССР, 1982. — С. 9–22.
7. Разоренова А. П. Возрастная изменчивость рыжих полевок (*Clethrionomys glareolus*) // Бюллетень МОИП. Отд. биол. — 1952. — Том 57, вып. 5. — С. 21–28.
8. Свириденко П. А. К методике определения величины выводка у грызунов по плацентарным пятнам // Бюллетень МОИП. Отд. биол. — 1958. — Том 63, вып. 2. — С. 49–54.
9. Тупикова Н. В. Изучение размножения и возрастного состава популяций мелких млекопитающих // Методы изучения природных очагов болезней человека. — Москва: Медицина, 1964. — С. 154–191.
10. Tupikova N. V., Sidorova G. A., Konvalova E. A. A method of age determination in *Clethrionomys* // Acta Theriologica. — 1968. — Vol. 13, № 8. — P. 99–115.
11. Perrin M. R. Molar root-length as an indicator of age *Clethrionomys glareolus* // Acta Theriologica. — 1978. — Vol. 23, № 19–30. — P. 423–434.

Надійшло до редакції: 23 листопада 2005 р.

УДК 599.616.986.7 (47)

Полевая мышь *Apodemus agrarius* (Mammalia, Muridae) в Харьковской области

Владимир Наглов

Полевая мышь *Apodemus agrarius* (Mammalia, Muridae) в Харьковській області. — Наглов В. — За матеріалами 1967–2004 років проаналізовано характер біотопного і зонального розподілу польової миші у Харківській області. З'ясовано особливості її розмноження, сезонної та багаторічної динаміки чисельності. У багаторічній динаміці чисельності виявлено цикли, що включають дві фази: «активну» і «спокійну». Фази відрізняються ритмікою змін чисельності. Загальна тривалість циклу складає близько 20 років.

Ключові слова: миша польова, біотопний розподіл, розмноження, динаміка чисельності, Україна.

Адреса: Харківська обласна санітарно-епідеміологічна станція, Помірки, Харків, 61070, Україна.
E-mail: oblses@online.kharkiv.com.

Striped field mouse *Apodemus agrarius* (Mammalia, Muridae) in Kharkiv province. — Naglov V. — Analysis of zonal and habitat preferences of striped field mouse in Kharkiv province based at data of 1967–2004 years was done. Peculiarities of its reproduction, seasonal and perennial dynamics are revealed. A perennial dynamics includes cycles with two phases: "active" and "quiet". The phases differ by rhythmic of number's changes. A total time span of a cycle is about 20 years.

Key words: striped field mouse, habitat preferences, reproduction, dynamics in number, Ukraine.

Address: Kharkiv regional sanitary-epidemiological station. Pomirky, Kharkiv, 61023, Ukraine.
E-mail: oblses@online.kharkiv.com.

Введение

Мышь полевая — один из наиболее многочисленных и широко распространенных видов грызунов Харьковской обл. По суммарному обилию она уступает только полевке рыжей (*Myodes glareolus*) и мыши уральской (*Sylvaeus uralensis*). При высокой численности она может наносить вред посевам сельскохозяйственных культур и лесному хозяйству. Этот вид является носителем возбудителей многих природно-очаговых инфекций. Наибольшее значение имеет как основной хозяин лептоспир серогруппы *Pomona* во всех известных природных очагах этой инфекции (Карасева, 1979 и др.). Природные очаги этой инфекции широко распространены в Украине (Бернасурская и др., 1989), в том числе и в Харьковской обл. Численность мыши полевой в поймах рек во многом определяет интенсивность эпизоотических процессов в природных очагах этого лептоспироза и уровень заболеваемости людей. Кроме того, в Харьковской области она является носителем возбудителей туляремии и других инфекций. В связи с важной ролью, которую играет полевая мышь в эпизоотических процессах, в задачу данной работы входит освещение некоторых особенностей ее экологии в Харьковской области.

Материал и методика

Проанализированы данные ежегодных учетов численности мелких млекопитающих, проводимых Харьковской областной санитарно-эпидемиологической станцией за последние 50 лет, в 1954–2004 гг. Учеты проводили методом ловушко-суток с выдержкой ловушек в течение 2–3 суток. Всего в открытых биотопах отработано 588455 ловушко-суток, отловлено 8770 полевых мышей.

За показатель относительной численности принято среднее число мышей полевых, попавших в 100 ловушек (далее по тексту — процент попадания в ловушки). О размножении судили по наличию эмбрионов в матке. Кроме обычных показателей (% беременных среди взрослых самок, среднее число эмбрионов), рассчитывалось помесечно среднее число беременных самок и эмбрионов, приходящееся на 100 ловушко-суток (эмбриональная продуктивность — Окулова, 1986).

Для характеристики особенностей размещения, сезонной и многолетней динамики численности мелких млекопитающих использованы показатель степени относительной биотопической приуроченности F_{ij} (Песенко, 1982), коэффициенты корреляции (r) между изменениями численности мышей полевых в разных местах обитания и ряд других показателей, применяемых в биологической статистике (Рокитский, 1964). Все разнообразие биотопов объединено в 5 групп: «бор», куда отнесены леса боровой террасы рек и расположенные в понижениях рельефа кочкарники; «лес» (суходольные широколиственные леса, преимущественно нагорные и склоновые дубравы); «пойма» (леса, луга, околородные биотопы и т.п.); «ПЗП» — полезащитные полосы и другие искусственные ленточные лесонасаждения; «поля» — посевы различных сельскохозяйственных культур. Отдельно выделены скирды — временные биотопы, заселяемые грызунами преимущественно в холодное время года. Всего в скирдах отработано 242810 ловушко-суток, отловлено 972 мыши полевые.

Биотопическая приуроченность

Полевая мышь в Харьковской обл. в открытых биотопах составляет 11,9 % добытых мелких млекопитающих (в лесостепи — 14,1 %, степи — 9,0 %). Эта мышь в уловах встречается ежегодно, заселяет как долины рек, так и водораздельные местности. Наиболее многочисленна она в поймах, которым полевая мышь отдает явное предпочтение (табл. 1).

Таблица 1. Биотопическая приуроченность полевой мыши и ее положение в сообществах мелких млекопитающих в Харьковской обл.

Table 1. Striped field mouse's habitat preference and its position among small mammals in Kharkiv region

Место обитания	Приуроченность, F_{ij}	% попадания в ловушки	Доля (%) в сообществе	Место в сообществе
Суходольные леса	- 0,267	0,82±0,02	5,8	4
Поймы	+ 0,628	3,75±0,05	28,0	1
Боровые террасы	+ 0,398	1,28±0,14	20,3	3
Полезащитные полосы	+ 0,190	1,07±0,06	12,7	2
Поля вне пойм	+ 0,118	0,57±0,02	10,7	3

Таблица 2. Биотопическая приуроченность полевой мыши и ее положение в сообществах мелких млекопитающих в поймах рек Харьковской обл.

Table 2. Striped field mouse's habitat preference and its position among small mammals in Kharkiv region's river flood-lands

Место обитания	Приуроченность, F_{ij}	% попадания в ловушки	Доля (%)	Место в сообществе
Пойменные леса	- 0,099	2,98±0,10	20,5	3
Ольшаники	+ 0,068	4,52±0,17	28,8	2
Лесные берега озер	+ 0,076	5,18±0,16	28,8	1
Луговые берега озер	+ 0,176	4,24±0,19	36,7	1
Сенокосные луга	+ 0,035	1,42±0,15	27,5	1
Поля и огороды	- 0,251	1,06±0,17	15,5	3
Лесокустарниковые поймы ручьев	- 0,248	3,46±0,17	16,5	3
Луговые поймы ручьев	+ 0,048	3,10±0,11	27,3	1

Поймы рек и ручьев Слобожанщины характеризуются мозаичным ландшафтом: луговые участки чередуются с куртинами леса различного породного состава, многочисленны пойменные озера и заболоченности. Это создает благоприятные условия для существования здесь не только полевой мыши, но и других видов мелких млекопитающих. В поймах рек и речек Харьковской обл. мышь полевая встречается во всех обследованных нами биотопах. Лишь на пастбищных лугах численность ее минимальна (табл. 2).

Из таблицы 2 видно, что полевая мышь наименее предпочитает поля и огороды, расположенные в поймах (по аналогии с внепойменными полями). Наиболее предпочитаемыми являются тростниково-осоковые ассоциации по берегам озер, преимущественно граничащие с сенокосными лугами. К остальным местам обитания мышь полевая относительно индифферентна. Необходимо отметить, что в пойменных лесах она встречается значительно чаще, чем в нагорных дубравах (средний процент попадания в ловушки, соответственно, 2,98 и 0,82). Особенно много мышей скапливается в притеррасных ольшаниках.

Уровень среднегодовой численности полевых мышей в поймах колеблется в широких пределах. Как правило (в 71,5 % лет), он превышает 2 % попадания в ловушки и только в 3,9 % лет был ниже 1 %. Максимум обилия полевых мышей в поймах был отмечен в 1955 году — 13,4 % попадания в ловушки. Численность полевых мышей в поймах степных рек меньше, чем в поймах лесостепных (процент попадания в ловушки, соответственно, равен $3,03 \pm 0,06$ и $4,83 \pm 0,09$, $t = 17,4$).

Требуется объяснения приуроченность полевой мыши к боровым террасам. Подавляющее большинство лесных насаждений боровых террас представляет собой однородные сухие сосновые боры, которых она избегает ($F_{ij} = -0,244$). В таких борах полевые мыши чаще встречаются в молодых посадках сосны, где они лучше защищены от пернатых хищников и есть густой травяной покров в междурядьях. Концентрируется полевая мышь, в основном, во влажных понижениях рельефа: осинниках, березняках по краям небольших кочковатых болот, а также в самих кочкарниках. Здесь попадание ее в ловушки в среднем составило 4,2 %, в то время как в борах — 0,85 %. Промежуточное положение в этом отношении занимают субори и боры с листовым подлеском (1,25 % попадания в ловушки) Обилие ее на боровых террасах лесостепной зоны значительно выше, чем степной (% попадания в ловушки, соответственно, 1,57 и 0,07).

Степень относительной биотопической приуроченности полевых мышей к сухоходным листовым лесам отрицательна, хотя встречаются они здесь в том или ином числе практически ежегодно (в 94,1 % лет). Чаще всего среднегодовой уровень численности не превышал 1 % попадания в ловушки (в 64,7 % случаев). Только 5 раз за 51 год обследований (9,8 %) он был выше 2 %. Максимум численности, как и в поймах, отмечен в 1955 году. Концентрируются они в таких лесах на зарастающих порослью деревьев и кустарников лесосеках с густым травяным покровом, в меньшем числе — в склоновых дубравах, куда, видимо, проникают из пойм. Наименее заселены молодые дубравы.

Как встречаемость, так и относительное обилие мышей полевых в лесах лесостепной зоны выше, чем степной. Так, в лесостепной зоне она попадалась в ловушки в 64,5 % обследований и в 88,2 % лет, в степной, соответственно, в 33,3 % обследований и 58,7 % лет. Попадание в ловушки в лесостепи составила $0,98 \pm 0,03$ %, в степи — $0,49 \pm 0,03$ % ($t=11,2$).

Своеобразные биотопы образуют поля сельскохозяйственных культур, характеризующиеся резкой сменой условий существования грызунов до и после уборки урожая. Индекс относительной биотопической приуроченности мыши полевой к полям один из самых низких, что свидетельствует об относительно индифферентном отношении ее к этим биотопам. Обычно численность полевых мышей на полях низкая. Среднегодовой процент попадания их в ловушки в 66,7 % лет не превышал однопроцентного уровня и лишь в 7,8 % лет был больше 2 %. Максимум численности отмечен в 1958 году — 4,15 %. Мыши полевые отлавливались на полях практически всех культур, обследованных нами. Сначала они концентрируются на посевах ранних зерновых культур. После их уборки переселяются на пропашные. Часть мышей остается зимовать в поле.

На полях лесостепной зоны мышь полевая встречается значительно чаще, чем в степной. Так, в лесостепи она отлавливалась при проведении 57,9 % обследований в 91,8 % лет, в степи, соответ-

венно, в 37,8 % обследований и 67,4 % лет. Только в степи были периоды, в течение которых, несмотря на значительный объем учетных работ, полевые мыши в поле в ловушки не попадались (1967–71, 1987–89 годы). В среднем процент попадания мышей в ловушки в лесостепи составил $0,68 \pm 0,02$, в степи — $0,37 \pm 0,02$ ($t=10,7$). В комплексе с полями необходимо рассматривать полевые защитные лесные полосы (ПЗЛ) и скирды, поскольку они являются резерватами для обитателей полей после уборки урожая.

В полевых защитных лесополосах полевые мыши обитают в том или ином числе в течение всего года. Об этом, в частности, свидетельствуют поимки беременных самок на протяжении всего периода размножения. Степень привлекательности ПЗЛ для полевых мышей слабо положительна ($F_{ij} = 0,19$). Численность их зависит от состояния соседних полей: первый подъем численности приходится на июнь-июль, что совпадает со временем сбора урожая ранних зерновых, второй — на сентябрь-октябрь (уборка поздних культур). В лесостепи полевые мыши заселяют ПЗЛ более интенсивно, чем в степи (процент попадания в ловушки, соответственно, $1,99 \pm 0,15$ и $0,61 \pm 0,06$, $t = 8,5$).

Скирды, как места обитания, для полевой мыши наименее привлекательны ($F_{ij} = -0,536$), причем это характерно и для степной ($F_{ij} = -0,685$), и для лесостепной ($F_{ij} = -0,5$) зон. Численность их в скирдах обычно низкая. Максимум отмечен в холодный период 1958–59 годов (3,37 % попадания в ловушки). Начинают заселяться скирды в сентябре (в степной зоне — в октябре) после уборки урожая с полей. Максимум численности отмечен в ноябре, после чего идет спад ее до февраля. В феврале в скирды начинают мигрировать мыши, зимовавшие в поле. В апреле мыши выселяются из скирды и с мая до сентября в них не отлавливаются. Во время двух волн миграций полевых мышей в скирды (осенней и весенней) в них проникают и беременные самки, которые в единичном числе встречены в сентябре-ноябре и марте-апреле. Как и на полях, в лесостепной зоне полевая мышь в скирдах более многочисленна, чем в степной (попадание в ловушки, соответственно, $0,58 \pm 0,02$ % и $0,13 \pm 0,01$ %, $t = 20,1$) и встречается почти ежегодно (в 86 % лет), в то время как в степной зоне они отмечены в скирдах лишь в 33,3 % лет.

Таким образом, на территории Харьковской области относительная численность полевых мышей во всех группах биотопов степной зоны была ниже, чем лесостепной. Далее вглубь степной зоны (Луганская область) полевая мышь становится немногочисленной даже в поймах рек: из доминирующего положения, занимаемого ею в структуре сообществ мелких млекопитающих в поймах рек лесостепи Харьковской области она опускается на седьмое в поймах рек степи Луганской (Наглов и др., 1993).

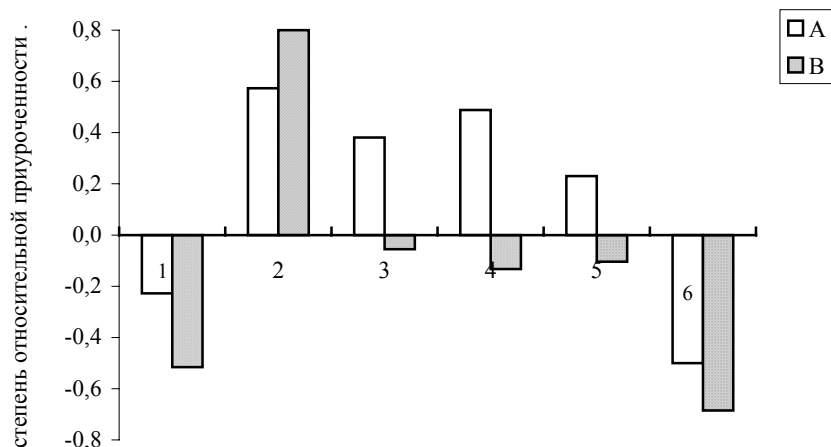


Рис. 1. Приуроченность полевой мыши в лесостепи (А) и степи (Б) к лесам (1), поймам (2), борам (3), полевым защитным лесополосам (4), полям (5) и скирдам (6).

Fig 1. The preference of striped field mouse in forest-steppe (A) and steppe (B) to forests (1), flood-lands (2), coniferous forests (3), field-protecting forest plantations (4), fields (5) and haystacks (6).

Характер распределения мыши полевой по биотопам во многом определяется среднегодовой суммой осадков. В той части ее ареала, где годовая сумма осадков более 500 мм она более эврибионтна, чем там, где эта сумма меньше (Карасева, 1979). Это отмечается даже на территории Харьковской области, по территории которой проходит граница лесостепи и степи. В разных зонах различен не только уровень численности полевой мыши, но и характер распределения ее по биотопам (рис. 1).

В лесостепной части области она избегает только нагорных дубрав и скирд, то есть ей свойственны черты эвритопности. В степи мышь полевая приурочена исключительно к поймам, причем в большей степени, чем в лесостепи ($F_{ij} = +0,8$ и $+0,543$, соответственно), что позволяет отнести ее к стенотопным видам. Численность ее в поймах, как и во всех других местах обитания степной зоны (как указывалось выше), гораздо ниже, чем в лесостепи. В соответствии с этим снижается и ее роль в пойменных сообществах мелких млекопитающих.

Размножение и сезонное изменение численности

Сезон размножения мышей полевых охватывает период с апреля по ноябрь. Максимальная доля беременных самок в популяции приходится на май. Однако, в связи с низкой численностью мышей количество продуцируемого потомства в этом месяце невелико. Наиболее интенсивно размножение идет в июне-сентябре, с включением в этот процесс молодых первых весенних поколений. Уменьшение процента беременных самок, отмечаемое от весны к осени и вызванное появлением молодых, компенсируется ростом их численности, в результате чего эмбриональная продуктивность повышается, достигая своего максимума в августе. На этот же месяц приходится наибольшее число беременных самок и в Барабинской низменности (Глотов и др., 1978). После сентября интенсивность размножения резко идет на убыль. В октябре-ноябре встречаются лишь единичные беременные самки летних поколений (табл. 3).

Особо следует отметить поимку в скирде беременной самки с тремя эмбрионами в первых числах марта, оплодотворение которой произошло в конце февраля. Это свидетельствует о потенциальной возможности более раннего начала размножения.

Отмечены существенные различия в ходе размножения в лесостепи и степи. Эти различия заключаются, прежде всего, в разной стратегии размножения. В лесостепной зоне репродуктивный период длится с апреля по ноябрь, достигая своего максимума в августе (процент попадания в ловушки беременных самок составил $0,314 \pm 0,08$, эмбриональная продуктивность на 100 ловушко-суток $2,094 \pm 0,063$). В степной зоне размножение прекращается уже в сентябре, первый максимум интенсивности размножения отмечен в июне (процент попадания в ловушки беременных самок равен $0,283 \pm 0,025$, на 100 ловушко-суток приходилось $1,979 \pm 0,021$ эмбрионов).

После некоторого спада интенсивности размножения в июле, в августе следует второй ее подъем, несколько меньший, чем в июне. В сентябре в степной зоне мыши размножались гораздо более интенсивно, чем в лесостепи.

Таблица 3. Ход размножения и сезонная динамика численности полевых мышей в Харьковской обл.

Table 3. Reproduction course and seasonal dynamics of striped field mouse number in Kharkiv region

Месяц	% беременных среди пойманных мышей	Среднее число эмбрионов у одной самки	Продукция эмбрионов на 100 ловушко-суток	% попадания полевой мыши в ловушки
Апрель	$10,82 \pm 1,78$	$5,03 \pm 0,19$	$0,299 \pm 0,023$	$0,55 \pm 0,03$
Май	$21,21 \pm 2,37$	$6,30 \pm 0,15$	$0,432 \pm 0,022$	$0,32 \pm 0,02$
июнь	$19,17 \pm 1,17$	$6,72 \pm 0,10$	$1,590 \pm 0,044$	$1,23 \pm 0,04$
июль	$13,24 \pm 0,83$	$6,44 \pm 0,10$	$1,332 \pm 0,035$	$1,56 \pm 0,04$
август	$11,60 \pm 0,67$	$6,65 \pm 0,08$	$1,764 \pm 0,042$	$2,29 \pm 0,05$
сентябрь	$5,55 \pm 0,55$	$6,26 \pm 0,15$	$1,012 \pm 0,041$	$2,91 \pm 0,07$
октябрь	$1,39 \pm 0,42$	$7,00 \pm 0,46$	$0,211 \pm 0,024$	$2,16 \pm 0,08$
ноябрь	$1,00 \pm 0,50$	$6,50 \pm 1,20$	$0,157 \pm 0,030$	$2,32 \pm 0,11$

Компенсацией более раннему прекращению размножения служит и большая средняя величина выводка ($6,64 \pm 0,08$ в степной зоне, $6,4 \pm 0,03$ в лесостепной — $t=2,31$, $P<0,03$). Тем не менее, общее количество потомства полевых мышей в лесостепной зоне, благодаря их более высокой численности, было большим, чем в степной зоне ($7,313 \pm 0,046$ против $6,111 \pm 0,051$, $t=17,5$).

Есть свои особенности в ходе размножения полевых мышей из разных мест обитания. В поймах репродуктивный период продолжается с апреля по ноябрь. Наиболее интенсивное пополнение численности популяции происходило с июня по сентябрь с пиками в июне и августе. Это было особенно характерно для пойм лесостепных рек. В степной зоне размножение заканчивалось в сентябре, который характеризовался наиболее высоким уровнем активности размножения: процент попадания в ловушки беременных самок был равен $0,496 \pm 0,085$, количество эмбрионов на 100 ловушко-суток $3,066 \pm 0,206$.

В целом размножение мышей полевых в поймах рек Харьковской области идет значительно более интенсивно, чем во всех других местах обитания. Связано это, видимо, с особенностями существования мышей в поймах. Критические периоды для обитателей пойм — зима и весна. Зимой в Харьковской области часты оттепели, приводящие к затоплению больших площадей пойм. Подобное происходит и во время весеннего половодья. Это приводит к повышенной смертности мышей и частичной откочевке их из пойм. Так, в декабре 1989 г. во время сильной оттепели, когда пойма Донца была залита талой водой почти наполовину, полевые мыши в склоновом лесу встречались гораздо чаще, чем в пойме (% попадания в ловушки, соответственно, 6,5 и 1,5). В результате этого весенняя численность полевых мышей находится на низком уровне, составляя всего 17,4 % осенней. Интенсивное размножение полевых мышей в течение лета позволяет им компенсировать повышенную гибель в критические периоды и обеспечивает относительно стабильный уровень численности (коэффициент вариации равен 64,7 %). Быстрому росту численности мышей в летний период способствует также миграция мышей в пойму после спада воды из прилегающих местностей. Максимум численности мышей в поймах приходится на сентябрь.

В суходольных лиственных лесах репродуктивный период продолжается с апреля по октябрь, однако в последнем месяце отлавливаются лишь единичные беременные самки. Доля их составляет всего 0,77 % от числа отловленных мышей. Наибольшее число беременных самок было в июле-августе (в лесостепи — в июле-августе, в степной зоне — в июне и июле). Доля беременных самок в общей численности мышей в лесах и поймах различается несущественно, но средняя величина выводка в лесах ($5,91 \pm 0,13$) достоверно ниже, чем в поймах ($6,6 \pm 0,07$, $t=4,72$). Последнее, в сочетании с более низкой относительной численностью мышей, приводит к значительно меньшему количеству потомков: если в поймах в среднем на 100 ловушко-суток приходилось $2,229 \pm 0,038$ эмбрионов, то в лесах всего лишь $0,070 \pm 0,007$.

Сезонный ход размножения полевых мышей на полях сходен с таковым в поймах. Репродуктивный период длится с апреля по ноябрь с двумя подъемами эмбриональной продуктивности: в июне и августе, причем июньский подъем обусловлен преимущественно интенсивным размножением обитателей степной зоны, а августовский — лесостепной. Средняя величина выводка на полях такая же, как у обитателей пойм. Определяющим в величине потомства является численность мышей. Как уже указывалось, она на полях гораздо ниже, чем в поймах. Вследствие этого потомство мышей здесь в 3,3 раза менее многочисленно, чем в поймах.

Ход размножения мышей полевых в полевых участках существенно не отличается от того, что мы отмечали для полей. В скирды беременные самки проникают с первой волной заселения в сентябре, после чего встречаются лишь единичные беременные. С мая по август и с декабря по февраль размножения полевых мышей в скирдах не отмечалось, если не считать уже упоминавшейся беременной самки, отловленной в первых числах марта, но оплодотворенной в конце февраля. Средняя величина выводка у полевых мышей Харьковской области $6,49 \pm 0,05$ с вариациями от 1 до 12 эмбрионов (табл. 4).

Как видно из таблицы 4, чаще всего встречались самки с 6 и 7 эмбрионами (56,8 %), причем самки с шестью эмбрионами встречались несколько чаще, чем с семью, но потомство от вторых было более многочисленно.

Таблица 4. Распределение числа самок полевой мыши в зависимости от количества эмбрионов в Харьковской области (суммарно за 1954–2004 годы)

Table 4. Distribution of striped field mouse female number in dependence on the embryos number in Kharkiv region (summarize for 1954–2004 years)

Месяц	Самок со следующим количеством эмбрионов												Всего самок	Всего эмбрионов
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		
апрель	0	1	0	7	12	6	4	0	0	0	0	0	30	154
май	0	0	1	1	13	23	17	5	2	1	0	0	63	397
июнь	0	0	3	12	28	54	61	29	18	9	0	1	215	1444
июль	1	3	0	19	28	57	58	37	13	2	0	0	218	1404
август	0	1	1	11	35	83	71	46	14	6	1	0	269	1784
сентябрь	1	2	1	8	12	27	26	15	2	2	0	0	96	602
октябрь	0	0	0	0	3	1	3	2	1	1	0	0	11	77
ноябрь	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	4	27
сумма	2	8	6	58	131	252	240	135	50	21	2	1	906	5889

Такое соотношение отмечалось практически везде, за исключением пойм лесостепной зоны и полей степной, где среди беременных преобладали самки с семью эмбрионами ($t=2,83$, $P<0,01$). Весенние выводки мышей полевых были меньше последующих: весной в среднем количество эмбрионов у одной самки было $5,83\pm 0,14$, летом — $6,6\pm 0,06$ ($t=5,25$), осенью — $6,35\pm 0,15$, что отмечается и другими авторами (Карасева, 1976 и др.).

Максимум численности в поймах и суходольных лесах отмечается осенью, на полях — летом (июнь, июль), когда мыши концентрируются на посевах ранних зерновых. После их уборки они частично переселяются на поля поздних культур (второй пик — в октябре) и в скирды, где максимальная их численность приходится на ноябрь-декабрь.

На сезонную динамику численности определенное влияние оказывают погодные условия весны и лета. Известно, что характерной чертой полевой мыши является потребность в высокой влажности корма. Это в значительной степени определяет характер биотопической приуроченности вида, интенсивность размножения и, следовательно, динамику численности (Карасева, 1976). Это подтверждается и на территории Харьковской области. Отмечено, что при весне с недостатком осадков (менее 90 мм за сезон) уровень летней численности в суходольных лесах и на полях превосходил весенний в гораздо меньшей степени, чем при весне с достаточным количеством осадков. Влажная весна способствует развитию травянистой растительности, обеспечивая хорошую кормовую базу для мышей, сухая задерживает ее вегетацию.

При недостатке влаги в весенне-летний период уровень осенней численности в суходольных лесах и на полях был ниже, чем летом. Снижение осенней численности на полях возможно связано не столько с влиянием погодных условий, сколько с уборкой урожая. Однако, при влажном лете возможно и увеличение численности мышей осенью: продолжительные дожди могут влиять на сроки и качество сбора урожая, а поля быстро зарастают сорной растительностью.

В то же время в поймах уровень летней численности был значительно выше, чем весенний, даже при сухой весне. Последняя способствовала быстрому спаду воды после половодья, но в то же время здесь сохранялась достаточная влажность почвы для хорошей вегетации травянистой растительности. Однако, при засушливых весне и лете, приводящих к частичному пересыханию водоемов и выгоранию травянистой растительности в лесах и на лугах, условия существования мышей ухудшаются и в поймах, в результате чего их осенняя численность сохраняется на уровне летней. При дождливом лете пойменные водоемы переполняются водой, которая затопляет прибрежные заросли, вытесняя обитавших здесь мышей на возвышенные места пойм или за ее пределы, как при весеннем половодье.

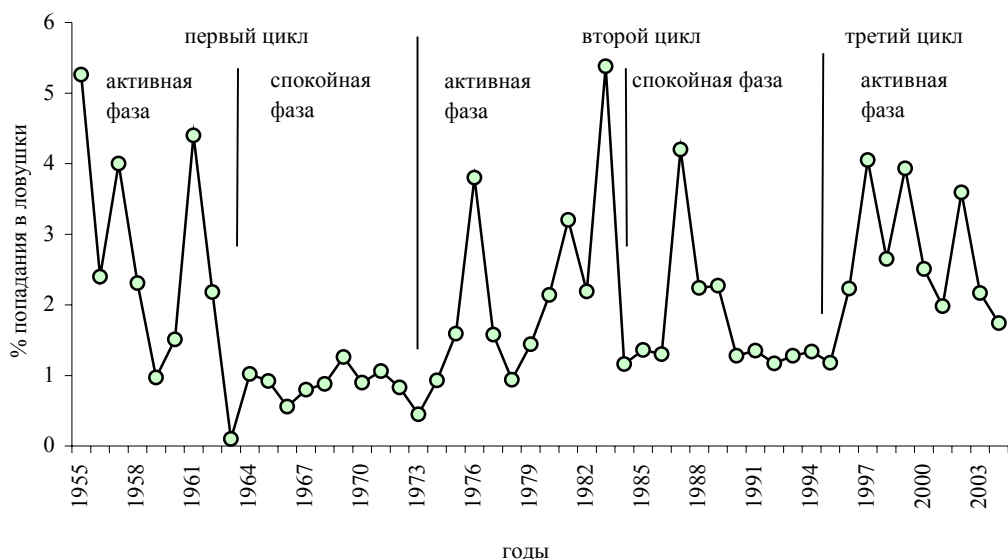


Рис. 2. Динамика численности мыши полевой в Харьковской области

Fig. 2. The perennial dynamic of striped field mouse number in Kharkiv region

Многолетняя динамика численности. В Харьковской области более или менее выраженные пики численности наступают через разные промежутки времени (в поймах на 2–7 год, чаще на пятый, в суходольных лесах — на 2–6 год, чаще на четвертый, на полях чаще на шестой год). Обычно на следующий год после пика численности обилие полевых мышей резко снижалось, а на 2–3 год после пика отмечался еще один подъем, обычно меньший, чем в год максимума. Только подъем численности в 1983 году превзошел уровень 1981 года.

Как правило, многолетняя динамика определяется обилием мышей полевых в поймах рек ($r=0,816$, $P<0,01$). Все наиболее крупные пики были обусловлены именно высокой численностью мышей в поймах. При этом в 1961 и 1997 гг. максимум численности отмечен не только в поймах, но также в суходольных лесах и на полях; в 1955 и 1983 годах — в поймах и суходольных лесах, при невысоком ее уровне на полях; а в 1957, 1976, 1987, 1999 и 2002 годах — только в поймах. Чаще пики численности полевых мышей в поймах и суходольных лесах совпадали ($r=0,508$, $P<0,01$), реже в лесах они наступали на 1–2 года раньше или позже, чем в поймах. Нами не отмечено сопряженности в колебаниях численности на полях, с одной стороны, в поймах и лесах, с другой.

В многолетней динамике численности полевых мышей в Харьковской области выявлены более длительные циклы. Цикл состоит из двух фаз: «активной» и «спокойной». Каждой из этих фаз свойственна своя ритмика изменений численности. «Активные» фазы характеризуются резкими изменениями уровней численности, когда вслед за максимумом на следующий год отмечается низкая численность, а через год-два следует опять значительный подъем. Для «спокойных» фаз характерно более или менее плавное изменение численности с невысокими пиками. В этих фазах средняя численность ниже, чем в «активных» (рис. 2).

Начало первого периода, прослеженного нами, характеризуется резким подъемом численности после глубокой депрессии 1954 года. За время «активной» фазы отмечено три крупных подъема численности, после которых следовало ее снижение в 2–2,2 раза. «Спокойная» фаза началась в 1963 году. В этой фазе изменение численности происходило более плавно, чем в предыдущей, наиболее высокий ее уровень (1969 год) был ниже среднего уровня в «активной» фазе.

Следующий цикл начался в 1975 году подъемом численности, по сравнению с предыдущим годом, в два с лишним раза. За время этой «активной» фазы было также 3 крупных подъема с максимумом в 1983 году.

Следующая «спокойная» фаза характеризовалась в основном незначительными изменениями численности. Исключение составил лишь 1987 год, когда был отмечен подъем численности, сопоставимый по величине с пиками численности в «активных» фазах. Как уже указывалось выше, он был обусловлен высокой численностью полевых мышей в поймах рек. После минимума численности в 1995 г. наступила «активная» фаза третьего цикла. С 1996 по 2004 гг. отмечено три пика, средний уровень численности находился на уровне предыдущих «активных» фаз.

Таким образом, из 10 значительных подъемов численности полевых мышей 9 приходились на «активные» фазы и только один на «спокойную». Общая продолжительность цикла, по нашим данным, составляет около 20 лет. Такая цикличность четко выражена в поймах рек, прослеживается в суходольных лесах, но не отмечена на полях. Исходя из имеющихся данных, можно предположить, что в ближайшие несколько лет будет «спокойная» фаза с незначительными колебаниями численности при относительно невысоком ее уровне.

Выводы

1. В лесостепной зоне Харьковской области полевая мышь более эвритопна, чем в степной, где она отдает явное предпочтение пойменным биотопам.
2. Относительная численность мыши полевой в биотопах лесостепной зоны выше, чем степной.
3. Определяющим в приросте населения за репродуктивный период в разных биотопах и зонах при небольших различиях в показателях интенсивности размножения есть численность популяции.
4. В поймах и на полях ход размножения мышей полевых в общих чертах (длительность периода размножения, средняя величина выводка, максимумы приплода в июне и августе) сходен.
5. В суходольных лесах репродуктивный период короче, средняя величина выводка меньше, максимум числа беременных самок в июле.
6. В ходе многолетней динамики численности выявлены циклы, состоящие из двух фаз: «активной» и «спокойной», общей протяженностью около 20 лет. «Активные» и «спокойные» фазы отличаются разной ритмикой изменений численности.

Литература

- Бернасовская Е. П., Узрюмов Б. Л., Вовк А. Д. и др.* Лептоспироз. — 2-е изд. — Киев: Здоровье, 1989. — 152 с.
- Глотов И. Н., Ердаков Л. Н., Кузякин В. А. и др.* Сообщества мелких млекопитающих Барабы. — Новосибирск: Наука, 1978. — 232 с.
- Карасева Е. В.* *Apodemus agrarius* Pallas — полевая мышь // Вопросы териологии. Медицинская териология. — Москва: Наука, 1979. — С. 194–203.
- Наглов В. А., Кондратенко А. В., Кузнецов В. Л.* Сообщества мелких млекопитающих в поймах рек Восточной Украины // Зоологический журн. — 2003. — Том 82, № 5. — С. 639–647.
- Окулова Н. М.* Биологические взаимосвязи в лесных экосистемах (на примере природных очагов клещевого энцефалита). — Москва: Наука, 1986. — 248 с.
- Песенко Ю. А.* Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. — Москва: Наука, 1982. — 287 с.
- Рокитский П. Ф.* Биологическая статистика. — Минск: Высшая школа, 1964. — 327 с.

Надійшло до редакції: 29 листопада 2005 р.

УДК 591.6:599.742

Современное состояние популяции рыси (*Lynx lynx*) на Буковине и её зависимость от влияния антропогенного фактора

Юрий Ткачук

Сучасний стан популяції рисі (*Lynx lynx*) на Буковині та її залежність від впливу антропогенного чинника. — Ткачук Ю. — Наведено дані про географічне поширення рисі та її біотопний розподіл в Чернівецькій області. Виявлені особливості динаміки чисельності свідчать про значну залежність цього виду від антропогенного чинника.

Ключові слова: біотопи, рись, Карпати, Буковина, популяція, ліс, охорона.

Адреса: кафедра екології та охорони навколишнього середовища, Таврійська державна агротехнічна академія, проспект Б. Хмельницького 18, м. Мелітополь, Запорізька обл., 72312, Україна.

A present state the lynx's population (*Lynx lynx*) in Bukovina and its dependence on influence of an anthropogenic factor. — Tkachuk Y. — Data on geographic and biotopic distribution of the lynx in Chernovitska province region are given. Revealed features of characteristics it number's dynamics testifies on a dependence of this species on an anthropogenic factor.

Key words: biotopes, lynx, Carpathians, Bukovina, population, forest, preservation.

Address: Department of Ecology and Nature Preservation, Tavricheska Agrotechnical Academy, Prospect B. Khmel'nitskogo 18, Melitopol, 72312, Ukraine.

Введение

Рись является редчайшим видом украинской фауны, ареал которого сейчас ограничен лишь северными и западными районами страны. Основной очаг её обитания находится в Карпатах, хотя отдельные небольшие группировки также сохранились на севере Волынской, Ровенской, Житомирской и Киевской областей на границе с Республикой Беларусь (Bashta et al., 2004). Несмотря на низкую численность в Украине, рысь является очень слабо изученным животным, публикации о котором малочисленны и имеют большую давность (Шнаревич, 1959; Турянин, 1966, 1988; Татаринов, 1973). Поэтому целью нашей работы является изложение данных о современном состоянии карпатской популяции рыси в Черновицкой области.

Материал и методика исследований

Во время исследований в 1994–2005 гг., которые проводились в горных лесах, удалось собрать данные о биотопическом распределении рыси (n=144), о случаях гибели (n=33), а также об её жертвах (n=84). При этом проводили тропление животных по свежему следу, учёт численности методом двойного оклада, опрос охотников и местных жителей. Для анализа динамики численности были использованы многолетние ведомственные материалы Буковинского государственного охотничьего хозяйства (сейчас Берегометское ГЛОХ), государственного охотничьего хозяйства «Зубровица», а также материалы Министерства статистики Украины «ТП2–Охота».

Географическое распространение и биотопическое распределение рыси

В середине XX ст. распространение рыси в Карпатах было ограничено спелыми и перестойными лесами с ветровалами и буреломами. По данным И. И. Турянина (1988), раньше она встречалась в низинно-предгорных лесах Закарпатья и в равнинном Прикарпатье.

Таблица 1. Изменение площади лесов (тыс. га) в Украинских Карпатах

Область	Годы					
	1956	1966	1971	1976	1981	1988
Львовская	54,7	63,0	82,6	83,4	105,2	115,2
Закарпатская	28,0	28,3	28,9	57,0	57,2	57,6
Ивано-Франковская	36,5	43,4	44,4	37,0	38,6	35,6
Черновицкая	8,2	9,2	43,5	44,7	45,8	46,1
Всего:	127,4	143,9	199,4	222,1	246,8	254,5

Однако, за последние 150 лет площадь обитания вида в регионе сократилась более чем в три раза. Причиной этого являются масштабные лесозаготовки, которые привели к уменьшению площади спелых лесов, и массовые посадки лесных культур, обусловившие современную возрастную и породную структуру лесонасаждений. Несмотря на то, что площадь лесов в Карпатах к концу XX ст. существенно увеличилась (табл. 1), более половины их имеют возраст 50–70 лет и относятся к категории средневозрастных.

По данным И. Д. Шнаревича (1959), раньше рысь в Черновицкой области обитала только в горных хвойных и смешанных лесах в современных границах Путильского, Вижницкого и Глыбокского районов. В настоящее время ситуация несколько изменилась и это животное, кроме того, стало встречаться и на территории Глыбокского и Сторожинецкого районов (Ткачук, 1998). В частности, небольшая группировка рыси уже много лет существует в пределах Баниловского, Верхне-Петровецкого, Гильчанского, и Лаурского лесничеств, а отдельные звери стали заходить в Будинецкое, Чудейское и Зруб-Комаровское лесничества (рис. 1). Вообще рысь в горных лесах Черновицкой области распространена очень неравномерно, что лимитируется наличием старых лесов и численностью косули — основной жертвы этого хищника в регионе. Поэтому основное количество зверей обитает на склонах горных лесов на высоте выше 600 м, где рубки леса затруднены, особенно в местах, которые непосредственно прилегают к государственной границе.

Основными биотопами рыси на Буковине являются хвойные и смешанные спелые и перестойные леса (рис. 2). Иногда рыси в поисках добычи поднимаются на горные луга Карпат — полонины. В ноябре-декабре следы хищников, которые преследовали косуль или оленей, встречали на хребтах Ванцен, Чиохелька, Чимирна, Плеша, Томнатикул и других местах.

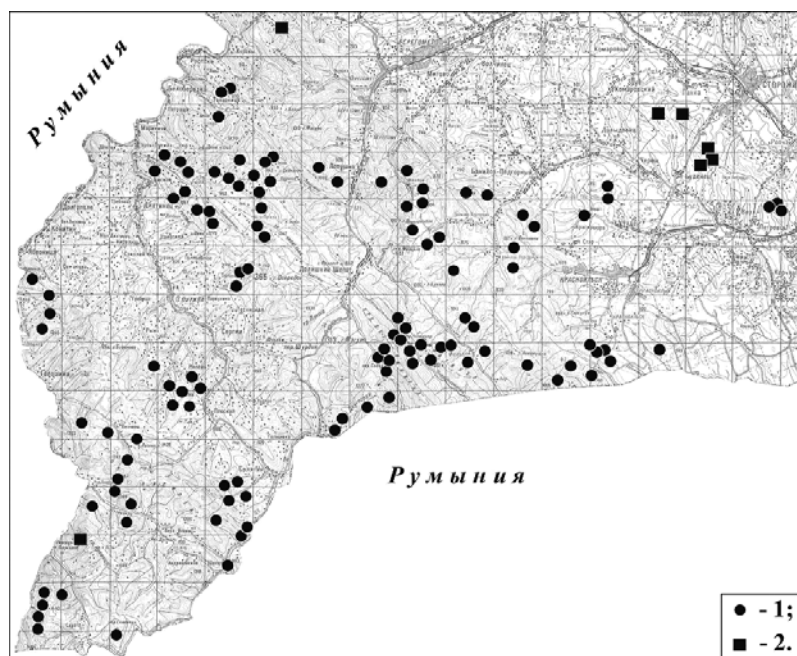


Рис 1. Распространение рыси в Черновицкой области по данным за 1999–2005 гг.:

- 1 – места постоянного обитания;
- 2 – заходы отдельных зверей.

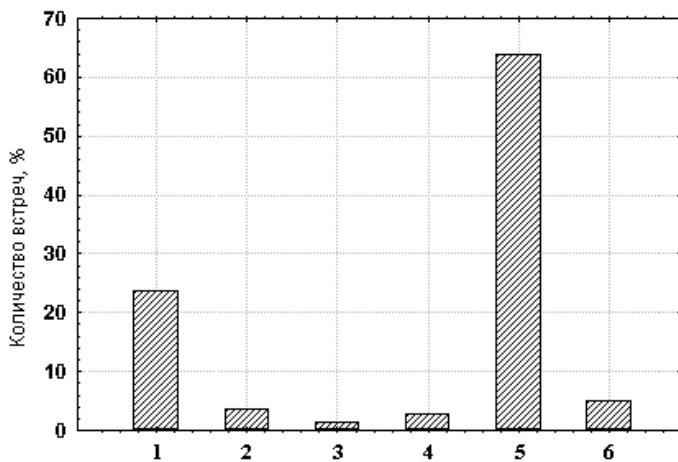


Рис. 2. Встречаемость рыси в различных биотопах на территории Черновицкой области (n = 144):

1 – смешанный лес; 2 – полонина; 3 – населённый пункт; 4 – сад; 5 – хвойный лес; 6 – лиственный лес.

Зимой, в годы с высоким снежным покровом, рысь спускается ниже вслед за косулями. В это время она может заходить на территорию населённых пунктов, но это бывает очень редко. Впрочем, известен случай, когда молодая рысь летом зашла на территорию села, была загнана собаками на дерево, но ночью благополучно покинула опасное место.

Очень редко рысь можно встретить в садах, хвойных и лиственных молодняках — из 144 встреч нам известно лишь 5 (3,5 %) случаев пребывания хищника в этих биотопах. Преимущественно это бывает во время его охоты, поскольку основные жертвы часто ложатся в этих местах на днёвку или приходят сюда кормиться. Таким образом, интенсивные рубки леса, которые приводят к его омолаживанию, уменьшают площадь, пригодную для обитания рыси.

Зависимость рыси от численности основных жертв

Основным объектом питания рыси в Карпатах является косули. Зимой, когда в горах выпадает много снега, они спускаются в нижний пояс гор поближе к населённым пунктам, где кормятся на полях, в садах, на огородах — за ними перемещаются и рыси. При высокой плотности косули хищники охотятся на неё очень эффективно. По наблюдениям егеря Д. Н. Попюка, в декабре 1999 г. в ур. Ропочивка Селятинского лесничества рысь, прячась за поваленным деревом, проползла по свежему снегу 3–4 м и в один прыжок поймала жертву. Иногда добычей хищников становятся овцы, телята, олениа и дикие поросята, но не было ни одного случая нападения на взрослых копытных (рис. 3). Чаще всего крупных копытных добывали волки, а потом рыси доедали останки жертв.

Рысь оказывает определённое влияние на популяции косули. Обычно они доводят её плотность до 20–30 особей / 1 тыс. га, после чего энергетические затраты на добычу этой крупной жертвы очень увеличиваются. Поэтому хищник переключается на другие виды (заяц, грызуны, падаль) или перемещается в другие места. При снижении плотности ниже указанного уровня рыси вынуждены возвращаться к добытой жертве несколько раз, пока её не съедят (Гаррос, 1979). В этом случае они подвергают себя риску быть убитыми браконьерами, которые могут ждать зверя в засаде или поставить капкан. Поэтому низкая численность и плотность косули, причиной чего чаще всего является чрезмерная эксплуатация её ресурсов (Ткачук, 2002), приводит к перемещению рыси в другие места, что для животных с постоянным участком обитания является фактором риска.

В декабре 2004 г. в урочище Щива Яблонецкого лесничества охотник Я. Н. Григоряк обнаружил свежий труп косули, добытой рысью. В этот же день крупный самец вернулся к своей добыче и доел её. Из-за нехватки еды, хищники стали нападать на нехарактерных жертв. В конце декабря 2005 г. в с. Фальков Сторожинецкого р-на три рыси умертвили собаку и съели её в два приёма.

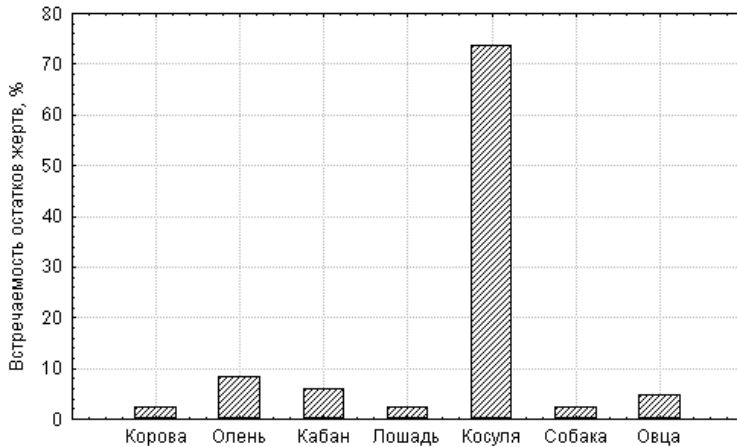


Рис. 3. Находки жертв рыси в лесах Буковины (n = 84).

По данным егеря И. С. Гарбуза, в марте 2004 г. во двор в с. Шепот Путильского лесничества, вероятнее всего в поисках добычи, зашёл молодой самец рыси, но был убит. Таким образом, снижение численности основной жертвы, которой является косуля, отрицательно сказывается на состоянии группировки рыси в буковинских лесах.

Современное состояние группировки рыси на Буковине

Поскольку раньше рысь относилась к охотничьим животным, её регулярно добывали охотники, что негативно влияло на численность популяции. В 1966–1967 гг. в Украинских Карпатах обитало около 100 особей (Турянин, 1988), хотя К. А. Татаринцов (1973) считал это число заниженным. Исходя из известной ему плотности на то время (в лучших угодьях — 18 особей/1 тыс. км²), в 1971 г. численность карпатской популяции рыси оценена им в 130–160 особей. В 1973–1974 гг., когда в Карпатах обитало свыше 560 рысей (Керечун, 1975), их влияние на популяции копытных было незначительным — в летнее время встречаемость их остатков в экскрементах составляла 5,2 %, а в зимнее — 21,2 % (Слободян, Олейник, 1975). Несмотря на это, наиболее существенной мерой для повышения численности копытных считалась борьба с хищниками. В 1973–1974 гг. плотность рыси в верхнем поясе Карпат достигала 0,55 особей /1 тыс. га угодий (Керечун, 1975), что является высокой величиной. Так, в Кавказском заповеднике в 70–е годы XX ст. этот показатель составлял 0,12 особей на 1 тыс. га, а за его пределами был значительно ниже. Причиной сокращения численности рыси было лишь браконьерство и концентрированные рубки леса (Пляскин, 1981).

В Черновицкой области за 1970–2005 гг. наиболее низкая численность рыси зарегистрирована в 1992–1997 гг. (28–34 особи). На территории Буковинского ГОХ (сейчас Берегометское ГЛЮХ), где мониторинг группировки ведётся с 1959 г. и обитает основное поголовье, в те годы учитывали всего 5–12 зверей. Благодаря внесению рыси в Красную книгу Украины (Шевченко, 1994), охота на этот вид была запрещена. Положительно сказались на восстановлении её популяции и разнообразные мероприятия в охотничьем хозяйстве, которые привели к увеличению численности косули в Буковине (1967–1994 гг.) с 2,2 до 6,2 тыс. особей (Ткачук, 2002). В 1960 р. в Карпатах создано 2 больших государственных охотничьих хозяйства: “Осмолада” в Ивано-Франковской (88,4 тыс. га) и “Советские Карпаты” в Закарпатской (70,2 тыс. га) областях, на Буковине — 2 государственных приписных охотничьих хозяйства в Путильском и Сторожинецком районах (53,4 тыс. га) и 1 государственное хозяйство Минлесхоза в Берегометском лесокомбинате (33,7 тыс. га).

Это способствовало резкому увеличению численности всех копытных, что положительно сказалось на восстановлении поголовья рыси и других крупных хищников. Важное значение для восстановления группировок всех охотничьих животных также имело постановление “О мероприятиях по расширению сети государственных заповедников и улучшению заповедного дела”, принятое Советом Министров УССР в 1972 г.

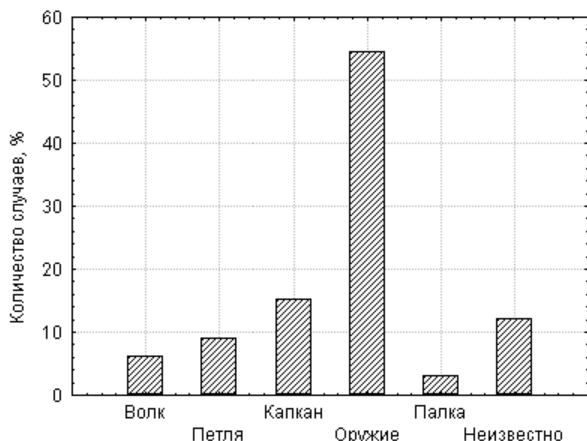


Рис. 4. Причины гибели косули в Черновицкой области в 1999–004 гг. (n = 33).

После этого в регионе создано множество заказников и Карпатский государственный заповедник (1968 г.). Все эти меры способствовали увеличению численности хищников и копытных вообще в Карпатах и в Буковине, в частности. Нельзя не упомянуть тот факт, что ещё в 1937 г. рысь и косуля были взяты под охрану в соседней Румынии (Турянин, 1998). Вообще приток животных из стран, прилегающих к украинской части ареала, имел и имеет большое значение для поддержания гомеостаза всей карпатской популяции вида. Известно множество случаев ухода рысей из украинской территории через пограничное проволочное ограждение в Румынию. В 2005 г. в Черновицкой области учтено около 70 особей рыси. Большинство их обитало в Берегометском ГЛОХ (n=35); остальные в Путильском ГЛХ (n=14), государственных охотничьих хозяйствах «Зубровица» (n=13), Путильской (n=5) и Сторожинецкой (n=3) районных организаций УООР. Учитывая, что в 2000 г. в Буковине насчитывалось 44 рыси, такое увеличение поголовья должно было бы свидетельствовать о улучшении ситуации с редким видом. Но пришла новая беда — увеличение спроса на мех рыси, что сформировало высокую цену на шкуру этого животного (250–300 \$ США).

Анализ выявленных случаев гибели рыси (рис. 4) показывает, что почти 75 % животных было добыто с применением специальных средств. Это свидетельствует о том, что незаконная охота для указанного вида снова становится главным лимитирующим фактором. Если учесть скрытый характер браконьерства, то фактическое изъятие рыси имеет значительно большие размеры, чем можно представить. Несмотря на существование в Уголовном кодексе Украины (2001) статьи 248, согласно которой охота на животных, занесенных в Красную книгу, наказывается штрафом в размере до 100 необлагаемых налогом минимумов доходов граждан или ограничением свободы на срок до 3-х лет, случаи применения её на практике нам не известны.

Заключение

Несмотря на широкое распространение рыси в Буковине и рост её численности, который наблюдался в последние годы, её группировка остаётся очень зависимой от влияния антропогенного фактора. В качестве основных лимитирующих экологических факторов выступают: омоложение лесов в процессе интенсивных рубок главного пользования, снижение численности косули, — основной жертвы рыси, а также непосредственное изъятие животных браконьерами.

Благодарности

Выражаем благодарность директорам Марчуку А. В. (Берегометское государственное лесохозяйство), и Чистову С. И. (государственное охотничье хозяйство «Зубровица»), охотоведу Кибкало Е. А., егерям Гарбузу И. С., Горюку Г. М., Григоряку Я. Н., Жебчуку И. П., Лесюку В. П., Попюку Д. Н. за помощь в проведении исследований и за ценную информацию.

Литература

- Гаррос В. Я. Влияние рысей и волков латвийскую популяцию косули // Материалы всесоюзного совещания по экологическим основам охраны и рационального использования хищных млекопитающих. — Москва, 1979. — С. 257–261.
- Керечун С. Ф. Влияние хищников на карпатскую популяцию копытных // Копытные фауны СССР: Тезисы докладов I всесоюзного научного совещания. — Москва, 1975. — С. 197–198.
- Пляскин В. Рысь Западного Кавказа // Охота и охотничье хозяйство. — Москва, 1981. — № 2. — С. 13.
- Слободян А. А., Олейник Я. В. Влияние хищников на популяцию копытных в лесах Прикарпатья // Копытные фауны СССР: Тезисы докладов I всесоюзного научного совещания. — Москва, 1975. — С. 203–204.
- Татаринов К. А. Фауна хребетных заходу України. — Львів: Вид. Львів. держ. ун-ту, 1973. — 257 с.
- Ткачук Ю. Б. О современных находках рыси на Буковине // Вестник зоологии. — 1998. — Том 32. — № 4. — С. 75.
- Ткачук Ю. Б. Деякі особливості динаміки чисельності європейської козулі (*Capreolus capreolus*) в буковинських лісах // Вісник Луганського пед. ун-ту. — № 1 (45). — 2002. — С. 217–219.
- Турачин И. И. Рысь в Украинских Карпатах // Охота и охотничье хозяйство. — Москва, 1966. — № 7. — С. 15.
- Турачин И. И. Кошачьи Карпат // Изучение териофауны Украины, её рациональное использование и охрана. — Киев, 1988. — С. 19–34.
- Уголовный кодекс Украины. Комментарий отдельных положений. — Киев: А.С.К., 2001. — 302 с.
- Шевченко Л.С. Рысь звичайна // Червона Книга України. (Тваринний світ). — Київ: Українська енциклопедія. — 1994. — С. 410.
- Шнаревич И.Д. Млекопитающие Советской Буковины // Животный мир Советской Буковины. — Черновцы: Изд-во Черновицкого гос. ун-та, 1959. — С. 5–65.
- Bashta A.-T., Zhyla S., Dyku I., Tkachuk Y. Ukraine (UA) // Status and conservation of the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Europe in 2001. — KORA. — 2004. — P. 206–213.

Надійшло до редакції: 13 березня 2006 р.

УДК 575.113:577.21:636.05

Популяційно-генетичні характеристики вівці свійської та барану сніжного за молекулярними маркерами

Олександра Городна, Алла Маріуца, Валерій Глазко

Популяційно-генетичні характеристики вівці свійської та барану сніжного за молекулярними маркерами. — Городна О., Маріуца А., Глазко В. — На прикладі дослідження поліморфізму за різними типами молекулярно-генетичних маркерів (структурні гени, ISSR–PCR) у двох видів, що належать до роду *Ovis*, показано специфіку роботи наведених маркерів, а також втягування неоднакових ділянок ДНК у процес дивергенції генофондів, виявлено суттєві відмінності між внутрішньовидовою і міжвидовою диференціацією генетичних структур досліджених видів.

Ключові слова: популяційні характеристики, молекулярні маркери, вівця свійська, баран сніжний.

Адреса: Інститут агроекології УААН, вул. Метрологічна, 12, Київ, 03143, Україна.

E-mail: glazko@biotech.rel.com.

The population-genetic characteristics of cheep and snow ram on molecular markers. — Gorodna O., Mariutsa A., Glazko V. — Significant differences between intraspecific and interspecific genetic structures differentiation of two *Ovis* species were revealed utilizing some types of molecular genetic markers (the structural genes and ISSR–PCR markers). Is shown specify of activity these markers, and also, that in process of a divergence genetic structures the not identical segments DNA were involved.

Key words: characteristics of population, molecular markers, *Ovis aries*, *Ovis nivicola borealis*.

Address: Institute of agroecology UAAS, st. Metrologichna, 12, Kyiv, 03143, Ukraine.

E-mail: glazko@biotech.rel.com.

Вступ

Традиційно припускається, що послідовне накопичення незначних змін генів призводить до якісного прояву їх на фенотиповому рівні появою нового виду. Дослідити це питання можна шляхом порівняння популяційно-генетичних структур різних популяцій одного виду і близькоспоріднених видів одного роду. Зручною моделлю для такого аналізу можуть бути кілька порід одного виду і дикий вид цього ж роду, наприклад, породи овець і сніжного барану. Для таких порівнянь в більшості випадків використовують різні типи молекулярно-генетичних маркерів, зокрема, генетико-біохімічні системи (Powell, 1975; Frisch et al., 1997).

В останні роки дослідники використовують нові типи молекулярно-генетичні маркери, за допомогою яких можна вивчати зміни не лише за структурними генами, а й за високо-поліморфним фрагментом ДНК, фланкованих мікросателітними локусами (ISSR–PCR — Inter simple sequence repeats) (Глазко и др., 1999). Поліморфізм за генетико-біохімічними маркерами більше пов'язаний з дією природного або штучного відборів, тоді як ISSR–PCR маркери безпосередньо не залежать від такого впливу.

Нашою метою було дослідити поліморфізм генетичної структури порід всередині виду у порівнянні з іншим видом цього ж роду з використанням різних типів молекулярно-генетичних маркерів. Окрім проведеного дослідження особливостей генетичної структури двох видів роду *Ovis* (свійського і дикого) вивчено генетико-біохімічних маркерів (поліморфізм білків) та ділянок ДНК, фланкованих інвертованими мікросателітними повторами (ISSR–PCR).

Матеріали і методи

Породи свійських овець мають спільних предків із сучасними видами диких баранів, одним із яких є баран сніжний східного Сибіру. Це рідкісний вид, занесений до Червоної Книги, генофонд якого був ізольований тривалий час. Досліджено зразки крові (еритроцити, лейкоцити, плазма) свійської вівці (*Ovis aries* L.) — багатоплідних каракульських овець асканійського породного типу, господарства "Маркесво" Інституту тваринництва степових районів (Асканія-Нова, Херсонська область), овець сокільської породи, яких утримували на племзаводі «Сокільський» (Кобиляцький р-н, Полтавська область), овець кулундинської породи, що відтворюються у експериментальному господарстві "Черга" (Алтайський край, Росія), і дикого виду — барану сніжного (*Ovis nivicola borealis*), що відтворюється в умовах Путоранського заповідника.

При використанні методів електрофоретичного розподілу білків у крохмальному і поліакриламідному гелях з наступним гістохімічним забарвленням проаналізовано поліморфізм 30-ти генетико-біохімічних локусів. Досліджували наступні генетико-біохімічні системи: TF (трансферин), HB (гемоглобін), ES (естераза К.Ф.3.1.1.1), LAP (лейцинариламінотрипсидаза К.Ф.3.4.11.1), ME (малік ензим К.Ф.1.1.1.40), LDH (лактатдегідрогеназа К.Ф.1.1.1.27), DP (діафораза К.Ф.1.6.2.2), NP (пуриннуклеозидфосфорилаза К.Ф.2.4.2.1), АК (аденілаткіназа К.Ф.2.7.4.3), СК (креатинкіназа К.Ф.2.7.3.2), GPI (глюкозофосфатізомераза К.Ф.5.3.1.9), MPI (манозофосфатізомераза К.Ф.5.3.1.8), MDH (малатдегідрогеназа К.Ф.1.1.1.37), PEP A (пептидаза А К.Ф.3.4.23.7), SORDH (сорбітолдегідрогеназа К.Ф.1.1.1.14), PGM (фосфоглюкомутаза К.Ф.2.7.5.1).

Поліморфізм за мікросателітними ділянками ДНК вивчали із застосуванням методики ISSR-PCR динуклеотидних праймерів: (GA)_nC, (AG)_nC, (AC)_nT. Для визначення довжин фрагментів використовували маркер молекулярної ваги 0,1-kb DNA Ladder (Gibco BRL).

Математичну обробку даних виконували з використанням комп'ютерних програм «Statistica» та «BIOSIS-1».

Результати та обговорення

В результаті виконаних досліджень отримано наступні дані. У порід вівці свійської (асканійський багатоплідний каракуль, сокільська, кулундинська) виявили поліморфізм за 8-ма локусами генетико-біохімічних систем — TF, ES, LAP, HB, ME, LDR, DP, NP. Розподіл аельних варіантів за локусами білків плазми крові у вівці кулундинської відрізнявся від типового для асканійського багатоплідного каракулю і сокільської вівці (рис. 1).

Зокрема, за локусом TF переважав аель TfD у вівці кулундинської, на відміну від інших, у яких переважав TfC. TfE виявили у каракулю, а TfF — у кулундинської породи. Статистично достовірні відміни між породами виявили за локусом LAP: частота аельного варіанту A у вівці кулундинської (0,133) виявилась нижчою, ніж у асканійського каракулю (0,485) і сокільської (0,447) ($P < 0,01$). В системі LDR аельний варіант, що детермінує високу активність 2-ї та 3-ї ізоформ лактатдегідрогенази еритроцитів, частіше зустрічається у кулундинської породи (0,778). Для решти поліморфних локусів явних відмінностей у розподілі аельних частот між породами не виявлено.

(+) 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13

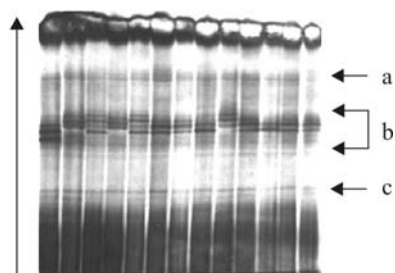


Рис. 1. Електрофоретичний спектр білків плазми крові овець породи сокільська у поліакриламідному гелі:

a — рецептор до вітаміну Д. Доріжки 3–7, 9, 13 генотип АВ; 1, 2, 8, 10–12 — генотип ВВ;

b — трансферин. Доріжка 1 генотип СД; доріжки 2, 4, 9 генотип АА; доріжки 3, 5 генотип АС; доріжки 6, 7, 10 генотип ВС; доріжки 8, 11–13 генотип СС;

c — посттрансферин 2.

Таблиця 1. Рівень середньої гетерозиготності у досліджених видів тварин роду *Ovis*

Вид, порода	Генетико-біохімічні системи												H _{ср} %
	Tf	Hb	Dp	Ldr	Est	NP	ME	Lap	AK	CK	GPI	MPI	
Сокільська	60	31	75	41	9	48	49	58	0	0	0	0	31
Асканійський багатоплідний каракуль	100	17	57	47	50	43	40	26	0	0	0	0	32
Кулундинська	71	33	44	33	50	47	29	13	0	0	0	0	27
Баран сніжний	50	0	0	0	0	0	0	0	40	60	40	40	19

У досліджених особин барану сніжного виявлено поліморфізм за п'ятьма локусами: TF, GPI, MPI, AK, CK. За локусом трансферину виявили чотири генотипи (AA, AD, BD, DD), найбільш часто зустрічався алель D. За локусом GPI у барана сніжного виявили два алельних варіанти — F (швидко мігруючий), та S (повільно мігруючий) і всі три можливі генотипи. За системою MPI виявлено два ізоформи різної рухливості з перевагою за частотою повільного алелю. За локусом AK — переважав швидкий варіант. У системі CK два альтернативних варіанти зустрічалися однаково часто.

Під час порівняння генетичної структури досліджених видів тварин за локусами GPI, MPI, AK та CK у вівці свійської поліморфізму не виявлено (табл. 1). У барана сніжного локус гемоглобіну був мономорфним і виявлено тільки варіант, який ідентичний за електрофоретичною рухливістю повільному типу гемоглобіну вівці свійської. Мономорфними виявились і локуси NP, LAP, LDR, ME, ES, DP. Подібність між вівцею свійською та бараном сніжним виявлено за рухливістю ферментів MDH, ME, PEP A, SORDH, PGM.

Таким чином, отримані дані свідчать про те, що досліджені види помітно відрізняються один від одного за поліморфізмом генетико-біохімічних систем: у вівці свійської поліморфізм спостерігається переважно за системами TF, HB, DP, LDH, ES, NP, ME, LAP, у сніжного барана — TF, AK, CK, GPI, MPI. Загальною рисою генофондів цих двох видів виявився тільки поліморфізм за локусом трансферину.

Для аналізу відмінностей між породами вівці свійської і виду барану сніжного використовували, крім порівняльного аналізу за генетико-біохімічними маркерами, також використано аналіз спектрів ампліфікації ділянок ДНК, які фланковані інвертованими повторами мікросателітних локусів (Zietkiewicz et al., 1994). Аналіз електрофоретичних спектрів продуктів ISSR-PCR ампліфікації, дозволив виявити міжвидові відмінності за цим типом молекулярно-генетичних маркерів. Спектри ампліфікації ДНК мали 6–10 ампліконів, в залежності від використаного праймеру. Розмір продуктів варіював у межах 2,5–0,5 т.п.о. Кожний продукт ампліфікації розглядали як окремий локус відповідної довжини (рис. 2).

При використанні праймера (GA)₉C розмір сімох ампліконів, що увійшли до аналізу, знаходився у межах 2,0–0,5 т.п.о. У двох видів досліджених тварин спостерігали спільні продукти ампліфікації розміром 2,0, 1,5 та 0,6 т.п.о. Фрагменти довжиною 1,6 і 1,7 т.п.о. виявлено тільки у вівці свійської, а довжиною 1,4 та 0,5 т.п.о. — тільки у барана сніжного. Внутрішньовидових відмінностей за використання даного праймера не виявили.

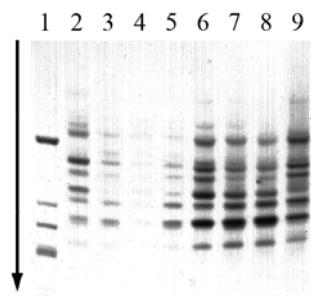


Рис. 2. Спектри продуктів ампліфікації ISSR-PCR у представників роду *Ovis* за використання праймеру (AG)₉C:

- 1 — маркер молекулярних мас;
- 2–5 — асканійський багатоплідний каракуль;
- 6–9 — кулундинська вівця

Таблиця 2. Амплікони спектру, отримані за використання трьох динуклеотидних праймерів у двох видів роду *Ovis*

Праймери	(AG) ₉ C	n	(GA) ₉ C	n	(AC) ₉ T	n
Загальна кількість локусів у вівці свійської	7	0	7	0	10	0
Загальна кількість локусів у дикого виду	7	–	7	–	9	–
Кількість видоспецифічних локусів	3		4		3	

n — кількість породоспецифічних локусів у вівці свійської

Для іншого динуклеотидного праймера з послідовністю (AG)₉C мали дещо іншу картину (табл. 2). Спектр ампліконів представлено шістьма фрагментами у асканійського багатоплідного каракуля, 7 — у вівці кулундинської та 7 — у барана сніжного з довжиною у межах 2,5–0,5 т.п.о. Продукт ампліфікації, специфічний для вівці свійської, мав довжину 2,5 т.п.о. Амплікони довжиною 2,2 і 0,9 т.п.о. виявлено тільки у дикого виду. Продукти ампліфікації розміром 1,7, 1,0 і 0,6 т.п.о. були притаманні обом видам баранів — domestikованого і дикого.

ISSR-PCR спектр за використання праймера (AC)₉T представлено 10-ма смугами у свійського виду і 9 — у дикого з довжинами у межах 2,5–0,6 т.п.о. Однаковими були продукти ампліфікації розміром 2,0, 1,8, 1,7, 1,5, 1,4, 1,1, 1,0 та 0,9 т.п.о. Специфічними для представників domestikованого виду були продукти довжиною 1,3 і 0,85 т.п.о., для барана сніжного — амплікони довжиною 0,95 т.п.о. Спектри ампліконів у двох порід вівці свійської не відрізнялись між собою.

В результаті вивчення маркерів ISSR-PCR у асканійського багатоплідного каракуля, кулундинської вівці та сніжного барану виявили, що у процес дивергенції генофондів цих видів втягувались окремі ділянки ДНК, які відповідають ряду ампліконів, отриманих при використанні динуклеотидних праймерів: (GA)₉C — 1.7, 1.6, 1.4 і 0.5 т.п.о.; (AG)₉C — 2.5, 2.2, 0.9 т.п.о.; (AC)₉T — 1.3, 0.95, 0.85 т.п.о. Таким чином, виявили сумарно за трьома динуклеотидними праймерами 10 видоспецифічних локусів. Вочевидь, що динуклеотидні праймери результативні за використання їх для міжвидової характеристики тварин одного роду, але мало інформативні при міжпородній оцінці генетичної структури (табл. 2).

Використання даних методик в нашій роботі дозволило охарактеризувати поліморфізм окремих локусів і проаналізувати рівень генетичної спорідненості трьох порід всередині виду та двох видів одного роду за двома типами молекулярно-генетичних маркерів.

З аналізу отриманих даних витікає, що оцінки міжвидової генетичної диференціації за допомогою ISSR-PCR маркерів суттєво варіюють в залежності від використаного праймера. Кожний праймер виявляє свій специфічний спектр продуктів ампліфікації. За ISSR-PCR маркерами виявили тільки міжвидові відмінності спектру ампліконів свійської вівці від дикого виду (баран сніжний).

Висновки

Відмінності між породами, і у подальшому між видами, можна охарактеризувати на рівні змін у залученні окремих алелів генетико-біохімічних систем до мікро- і макроеволюційних процесів видоутворення. При породоутворенні накопичуються зміни у співвідношенні алельних варіантів спільних поліморфних локусів генетико-біохімічних систем. При порівнянні виявленого поліморфізму за дослідженими генетико-біохімічними системами у вівці свійської та барану сніжного видно, що поліморфними у них є різні локуси. У обох видів поліморфним є локус трансферину, а за п'ятьма мономорфними системами збігалася електрофоретична рухливість. Аналіз отриманих експериментальних даних між різними видами у межах роду показав пріоритетну кількість (67 %) поліморфних біохімічних систем у виду вівці свійської, тоді як у дикого виду — барану сніжного — з досліджених тільки 42 % є поліморфними.

Отримані дані свідчать про те, що міжвидові відмінності в межах одного й того ж роду виявляються за іншими генетико-біохімічними системами, а також ISSR-PCR маркерами, ніж внутрішньовидовий поліморфізм. Таким чином, отримані нами дані можуть вказувати на те, що видоутворення не обов'язково пов'язане з поступовим накопиченням незначних змін у геномі, а відмінності

у виду вівці свійської накопичуються за генетико-біохімічними системами, які не поліморфні у барана сніжного, дикого виду цього ж роду *Ovis*.

Література

- Powell J. R.* Protein variation in natural populations of animals // *Evolutionary Biology*. — 1975. — Vol. 8. — P. 79–119.
- Frisch J. E., Drinkwater R., Harrison B., Johnson S.* Classification of the sousern African sanga and east African shorthorned zebu // *Animal Genetics*. — 1997. — Vol. 98, № 2. — P. 77–83.
- Глазко В. И., Дымань Т. Н., Тарасюк С. И., Дубин А. В.* Поліморфізм белков, RAPD–PCR и ISSR–PCR маркерів у зубров, бизонів и крупного рогатого скота // *Цитология и генетика*. — 1999. — Том 33, № 6. — С. 30–39.
- Zietkiewicz E., Rafalski A., Labuda D.* Genome fingerprinting by sequence repeat (SSR) — anchored polymerase chain reaction amplification // *Genomics*. — 1994. — Vol. 20. — P. 176–183.

Надійшло до редакції: 24 листопада 2005 р.

УДК 599.323.7

Мелкие млекопитающие в населенных пунктах Крыма: эколого-фаунистические аспекты

Игорь Евстафьев

Дрібні ссавці в населених пунктах Криму: еколого-фауністичні аспекти. — Євстаф'єв І. — В Криму сформувався комплекс із більше ніж десяти видів дрібних ссавців, які постійно або спорадично мешкають в різноманітних біотопах населених пунктів. В статті освітлені особливості їх екології та особливості територіального розміщення. Основа комплексу — ссавці-синантропи: сірий пацюк (*Rattus norvegicus* Berk.), доля якого склала 59,6%, хатня миша (*Mus musculus* L.) — 33,3%, чорний пацюк (*Rattus rattus* L.) — 2,3%.

Ключові слова: синантропи, дрібні ссавці, миші, пацюки, населені пункти.

Адреса: Кримська республіканська санепідемстанція, 95034, вул. Набережна, 67, г. Сімферополь; E-mail: e-igo@ukr.net, igor_evstafev@mail.ru.

Small mammals in settlements of the Crimea: ecological and faunistic aspects. — Evstafiev I. — In the Crimea there is a complex of more than 10 species of small mammals which constantly or sporadically live in different biotope of settlements. Features of their ecology and territorial allocation are considered in the article. Basis of the complex is formed by synanthropic mammals: grey rat (*Rattus norvegicus* Berk.) with about 59,6 %; home mouse (*Mus musculus* L.), 33,3 %; and black rat *Rattus rattus* L., 2,3 %.

Key words: synanthropic mammals, mouse, rat, settlements.

Address: Crimea SES, 95034, Nabereznaja st., 67, Simferopol, Crimea. E-mail: e-igo@ukr.net, igor_evstafev@mail.ru.

Введение

Населенные пункты, по мере роста народонаселения, занимают все большие площади, разрушая естественные природные биотопы, одновременно создавая новые антропогенные ландшафты. Город представляет собой в историческом плане неустойчивую конечную стадию развития населенного пункта, а его территорию нельзя рассматривать как единую экосистему — это мозаика различных биотопов (Клауснитцер, 1990). Все городские местообитания можно подразделить на две большие группы: строения и открытые территории, которые более или менее успешно осваиваются многими видами млекопитающих. По мнению Р. Клауснитцера (1990), «строения, как местообитания, созданные человеком, представляют совершенно особые и отчасти новые для животного экологические ниши» (стр. 15).

Большинство видов животных, попадая в города и другие населенные пункты, здесь не приживается, и только некоторые животные (в частности мыши домовые, пасюки и др.), благодаря высокой экологической и этологической пластичности прекрасно освоились в населенных пунктах, заняв благоприятные для них экологические ниши (Карасева и др., 1999). Несмотря на постоянное присутствие факторов беспокойства в виде активной деятельности людей и их спутников — собак и кошек, животные здесь находят в изобилии как места для поселения, так и прекрасную кормовую базу. Кроме того, в населенных пунктах, и особенно во всевозможных постройках, создается свой микроклимат, где происходит нивелирование неблагоприятных климатических факторов.

Специальные работы, посвященные фауне и экологии мелких млекопитающих, встречающихся в населенных пунктах Крымского полуострова, отсутствуют, хотя отрывочные сведения по данной

теме имеются в ряде исследований (Алексеев, Чирный, 1987; Алексеев и др., 1989; Дулицкий, Арутюнян, 1992; Чирный, 1988 и др.).

Материал и методы

Основой для данной работы послужили материалы, собранные зоологами Крымской противочумной станции за двадцатилетний период (80–90-е годы) на территории Симферополя, Ялты, Севастополя и многих других населенных пунктов Крымского полуострова, а также специальные исследования автора, направленные на изучение особенностей заселенности грызунами объектов г. Симферополя.

Заселенность объектов грызунами определялась на основе опроса жителей (работников) обследуемого помещения и нашего предварительного визуального осмотра на наличие следов жизнедеятельности грызунов. Затем производился целенаправленный отлов грызунов плашками (мелких млекопитающих) и капканами (крыс черных и серых, хомяков обыкновенных).

Для получения более полной характеристики популяций синантропных грызунов (в частности особенностей размножения и состава их эктопаразитофауны), нами регулярно проводились отловы мелких млекопитающих в открытых стациях на окраинах населенных пунктов.

В результате проведенных исследований в различных типах строений на территории населенных пунктов Крыма было отловлено 2667 экз. мелких млекопитающих 11 видов (10 — из отряда грызунов (Rodentia) и 1 — из отряда Насекомоядных (Insectivora) (табл. 1–2). Из них, к настоящим видам-синантропам следует отнести крысу серую (*Rattus norvegicus* Berk.) доля которой в уловах составила 59,6 %, домовую мышь (*Mus musculus* L.) — 33,3 %, а также крысу черную *Rattus rattus* L.(2,3%). Пасюки и мыши домовые являются фоновыми видами среди мелких млекопитающих населенных пунктов и в сумме они составляют более 90 % от числа пойманных животных.

Эколого-фаунистический обзор мелких млекопитающих населенных пунктов

Крыса серая (*Rattus norvegicus* Berk.) характеризуется исключительной экологической пластичностью, что является причиной ее широкого распространения на территории Крыма (Дулицкий и др., 1992; Мицевич и др., 1986; Чирный, Алексеев, 1988), как в населенных пунктах, так и в естественных местообитаниях, где она приурочена преимущественно к берегам постоянных водоемов и оросительных каналов, заросших тростниками и другой прибрежной растительностью. На распространение крыс серых в естественных местообитаниях Крыма существенное значение оказывают засушливые условия крымского лета и высокие (до 35⁰С и более) температуры воздуха. Это приводит к сильному понижению уровня воды в водоемах и пересыханию многих из них, "выгоранию" прибрежной растительности, что лишает крыс кормовой базы и естественных укрытий. Осушение оросительных каналов в осенне-зимний период также неблагоприятно сказывается на природных популяциях крыс.

В населенных пунктах Крыма постоянные поселения крыс приурочены, в первую очередь, к крупным предприятиям по переработке пищевых продуктов или их отходов (мусоросжигательные заводы г.г. Севастополь и Ялта, мясокомбинаты г.г. Симферополь, Ялта, Симферопольский комбикормовый завод и др.), к местам содержания домашнего скота (фермы, птичники, скотные дворы частных домовладений), к городским мусорным свалкам и мусоросборникам жилых микрорайонов городов (Дулицкий, 1990; Дулицкий, Арутюнян, 1992).

К примеру, крупное поселение крыс (после дератизации только собрано на поверхности 28 разновозрастных крыс) в течение полугода существовало под бетонными отмостками 10-этажного здания в центре Симферополя (пл. Московская). Питаясь в основном в стоящих рядом мусорных баках, они регулярно проникали в расположенный здесь гастроном, часто обнаруживались на лестничных площадках соседних домов вплоть до пятого этажа.

В ряде мест крысы образуют длительно существующие поселения в канализационной сети и отопительных коммуникациях городов (в частности, в некоторых районах Симферополя). В Крыму крысы обнаруживаются в населенных пунктах всех природно-климатических зон полуострова: от равнинных степных районов и приморских селений Южного Берега, до самых высокогорных

пунктов (поселение крыс обнаружено на свиноферме воинской части, расположенной на Ай-Петринской яйле на высоте 1300 м над уровнем моря).

Многие из отмеченных объектов являются местами массового размножения крыс, откуда происходит их расселение по территории населенных пунктов. Расселяются преимущественно молодые животные, а также животные, лишившиеся по тем или иным причинам своих жилищ, мест кормежки и другим причинам. Отмечен случай переселения беременной самки в конце сентября 1992 г. в новый микрорайон, где поселилась в металлическом гараже (ближайшие поселения крыс отмечены в частном секторе на расстоянии около 1 км.). Именно расселяющиеся одиночные крысы в большинстве случаев отлавливались в подвалах многоэтажек, в магазинах, складских помещениях и на балконах 1–2 этажей многоэтажных домов. Автор неоднократно наблюдал, как крысы взбирались на виноградные лозы, поедая зрелые ягоды, а также проникали по ним на балконы 1–2 этажей.

В выборе пищи крысы очень пластичны и могут потреблять самый широкий ассортимент продуктов, как животного, так и растительного происхождения, который наиболее доступен на данном объекте. Обязательное условие для существования крыс, особенно вынужденных питаться сухими кормами, является наличие воды. В качестве источника воды для крыс могут быть как открытые водоемы, так и конденсатная влага.

Так, крысы серые, заселявшие подполье склада комбикормов в рыбхозе с. Любимовка (Нижегородский р-н), где впоследствии было отловлено около 40 особей, на водопой ходили по 3–4 хорошо натоптаным тропам к каналу на расстояние около 7–10 м. Сюда же выходило несколько нор, проложенных в почве от здания склада. В другом случае, крысы, обитавших в подвале многоэтажки и кормившихся у мусоросборника в 25 м от здания, в подвале от своих нор проложили хорошо натоптанную тропу к водопою, которым служил негерметичному стыку канализационной трубы (примерно в 10 м от норы), где наблюдалось подтекание воды.

Наблюдения за поселениями серых крыс в Крыму показали, что для длительного существования локальных популяций серых крыс в строениях населенных пунктов, необходимо наличие доступной и в достаточном количестве пищи и воды и возможность устройства надежных убежищ. Именно от этого зависит возможность закрепления на том или ином объекте крыс, а также возможность роста ее микропопуляции и перспектива длительного существования.

За последнее десятилетие существенно изменилась структура поселений и размещение микропопуляций серой крысы на территории Симферополя и других городов. В 80-х годах и начале 90-х, большая часть городской популяции серой крысы была представлена длительно существовавшими постоянными поселениями на крупных объектах, таких как мусорные свалки, мусоросжигательные заводы, мясокомбинаты, городские подземные коммуникации и т.п. В последние годы количество домашнего скота (коров, свиней, овец, коз), содержащегося в частных домовладениях многократно увеличилось, что повлекло за собой увеличение здесь численности серых крыс и образование достаточно густой сети их поселений.

Росту поголовья пасюков способствует несоблюдение населением санитарно-технических правил и отсутствие средств на проведение дератизационных мероприятий. Микробиотопы серой крысы в частных домовладениях характеризуются ограниченной емкостью среды, при этом лимитирующим может быть как пищевой фактор, так и топический (при устройстве нор). Поэтому, окончание цикла размножения (завершающееся расселением молодняка) и неблагоприятное сочетание климатических факторов в осенне-зимний период (осадки, низкие температуры), приводящие в негодность большинство временных жилищ, вынуждают определенную часть популяции крыс покидать занимаемые временные микробиотопы для поиска новых. Этому также способствует сокращение в начале осенне-зимнего периода количества содержащихся в личном хозяйстве домашнего скота и птицы, что вызывает миграцию определенной части популяции крыс.

Размножение крыс в строениях на территории Крыма наблюдается круглогодично (4–5), а по плодовитости серая крыса держит первенство (табл. 1). Изучение полового состава отловленных крыс показало, что повсеместно в уловах преобладали самцы, однако это не отражает реального соотношения полов в популяции крыс, а больше соответствует степени активности самцов (Арутюнян, Дулицкий, 1992).

Таблица 1. Соотношение полов и число эмбрионов у мелких млекопитающих в Крыму

Вид	Доля самцов/самок в уловах (в %)	Среднее число эмбрионов (экз. на 1 беременную самку)
<i>Rattus norvegicus</i>	61,5/38,5	10,00 ± 0,80
<i>Mus musculus</i>	59,5/40,5	5,85 ± 0,08
<i>Sylvaemus tauricus</i>	51,0/49,0	5,44 ± 0,14
<i>Sylvaemus arianus</i>	57,9/42,1	5,11 ± 0,05
<i>Sylvaemus uralensis</i>	51,8/48,2	5,36 ± 0,07
<i>Microtus obscurus</i>	40,7/59,3	5,45 ± 0,07
<i>Microtus socialis</i>	52,4/47,6	5,41 ± 0,10
<i>Cricetulus migratorius</i>	55,5/44,5	5,75 ± 0,21
<i>Crocidura suaveolens</i>	44,0/56,0	5,40 ± 0,37

Эктопаразиты на крысах малочисленны, (индекс обилия — 0,4), что подтверждается исследованиями и других авторов (Чирний, Алексеев, 1986). Из эктопаразитов отмечено 6 видов, из которых более 96 % составили: *Nosopsyllus fasciatus* Bosc. (86,2 %) и *Stenophthalmus secundus* (10,0 %), в единичных экземплярах отмечены *Nosopsyllus mokrzecky* Wagner., *Androlaelaps glasgowi* Ewing., *Macrocheles matrius* Hull. и *Ix.ricinus* L.

Черная крыса (*Rattus rattus* L.). В отличие от крысы серой, крыса черная или корабельная более теплолюбивый вид и приурочена к причерноморским городам и поселкам Южного Берега Крыма и в открытых стациях вне Южнобережья не отмечена (Дулицкий и др., 1992). Наиболее обычны крысы черные в строениях частного сектора, а также в различных прибрежных портовых и других строениях. Доля черных крыс в общем числе отловленных в населенных пунктах мелких млекопитающих составила 2,3 %.

Мышь домовая (*Mus musculus* Linnaeus) в населенных пунктах поселяется преимущественно в жилище человека, а также в сараях, складских и подсобных помещениях, где хранятся различные продукты питания (предпочтение отдается крупам, мучным изделиям, картофелю и другим корнеплодам). В многоэтажных строениях и жилых домах мыши чаще заселяют подвалы многоэтажек (превращенные жильцами в индивидуальные кладовые), гаражные подвалы, квартиры первых этажей (особенно старых строений), реже — последних, граничащих с чердаками.

Суточная активность — сумеречно-ночная, однако в ряде случаев она определяется ритмом жизни людей в заселенном помещении (Чирний, 1988) и может меняться в противоположную сторону. Так, в служебных помещениях, занимаемых охранниками складов в ночное время, нами наблюдалась активность мышей преимущественно в дневные часы.

Для мышей и других грызунов характерны сезонные перемещения (Ходикина, 1964). Особенно ярко в Крыму выражена сезонность в заселении различных строений домовыми мышами. Массовые миграции мышей из открытых стаций и заселение ими строений идет постепенно с июля-августа по ноябрь-декабрь и имеет волнообразный характер.

В разные годы периодичность заселения объектов, количество миграционных волн, интенсивность заселения (число зверьков проникающих на один и тот же объект в разные годы) имеют свою индивидуально неповторимую картину. Это связано как с температурно-гидрологическими особенностями погоды в осенний период, так и численностью домовых мышей в открытых стациях в конкретном году. Обычно первые миграционные волны отмечаются уже с середины лета и связаны со сбором урожая зерновых культур и вспашкой полей и огородов.

Осень в Крыму характеризуется чередованием достаточно длительных периодов устойчивой теплой и сухой погоды и холодной дождливой (иногда — со снегом), вызывающих новые волны миграций мышей. В зависимости от погодных условий конкретного года, переселения мышей могут наблюдаться вплоть до конца ноября — середины декабря и прекращаются, как правило, с наступлением устойчивой морозной погоды.

Всеядность домовых мышей, их сравнительно мелкие размеры, позволяющие им легко проникать практически в любые помещения, способствуют длительному заселению и проживанию мышей в значительно большем количестве всевозможных объектов по сравнению с крысами.

Наблюдения, проведенные на многих объектах г. Симферополя за их заселенностью грызунами показали, что мыши, как правило, не заселяют объекты, уже обжитые серыми крысами. При попадании крыс в заселенные мышами помещения, возможно, их длительное совместное обитание в одних и тех же помещениях. В этом случае происходит своеобразное разделение сфер активности между крысами и мышами, которое выражается в освоении ими разных «этажей» данного помещения. В присутствии серых крыс меняется как поведение мышей домовых, так и их суточная активность. Пик активности мышей домовых при этом смещается на период неактивности крыс в данном помещении. Мыши резко ограничивают свою поисковую деятельность, гнезда располагают в непосредственной близости от продуктов питания, занимая в помещении самые укромные и хорошо защищенные от проникновения крыс микростанции. Крысы ведут себя по отношению к мышам как хищники, уничтожая встречающихся им зверьков, и в отдельных помещениях могут существенно снизить численность популяции мышей домовых.

Фауна эктопаразитов насчитывает более 25 видов, из которых наиболее массовыми были: *N. mokrzecky* (35,5 %), *Laelaps algericus* (12,0 %), *A. glasgowi* (10,8 %), *Eulaelaps stabularis* C.L.Koch. (6,7 %), *Haemogamasus nidi* Michael (6,2 %), *Ct. secundus* (4,9 %), *N. consimilis* Wagner (4,9 %), *Lep-topsylla taschenbergi* Wagner (3,8 %) и др.

Хомяк обыкновенный (*Cricetus cricetus* L.), в связи с наблюдаемым переходом его к полусинантропному образу жизни, достаточно обычен во многих населенных пунктах степного и предгорного Крыма (Товпинец, Алексеев, 1992), в связи с чем, может играть определенную медицинскую роль в распространении природно-очаговых инфекций (Дулицкий, 1987). В последние годы отмечается расширение его ареала: поселения хомяка обыкновенного стали фиксироваться в некоторых городах Южного Берега Крыма, в частности в Алуште, Ялте. Пути проникновения хомяка на Южнобережье через Крымские горы пока остаются не выясненными, хотя наиболее вероятен завоз его с сельхозпродукцией из степных и предгорных районов полуострова. В строениях хомяки встречаются не часто: их доля в уловах составила 2,5 % от общего числа добытых мелких млекопитающих. В настоящее время в городах и других населенных пунктах поселения хомяка обыкновенного отмечаются в скверах и парках, в палисадниках, других неиспользуемых для нужд земледелия участках с развитой травянистой сорной растительностью и древесно-кустарниковыми насаждениями. Достаточно многочисленны хомяки на территории дачных и приусадебных участков.

В жилых домах и других строениях поселяется, как правило, только при наличии доступа к почве и возможности сооружения там норы. Нередко, хомяки, живущие в норах непосредственно у здания, проделывает норы-проходы для проникновения внутрь зданий. Так, в центральной части Симферополя группа хомяков, состоявшая из 2 взрослых (самец и самка) и 4 молодых, в течение нескольких недель регулярно проникала по проделанной в деревянной двери щели в продовольственный магазин. Среди потребляемых товаров наиболее предпочитаемыми были печенье и конфеты, причем последние здесь же на месте освобождались от оберток. В другом случае, хомяки (3 экз.) проникли в продовольственный магазин по электрокоммуникациям и поселились в электрораспределительном щите, под которым вырыли нору. Они прожили здесь около двух недель (до проведения дератизации), питаясь исключительно колбасами.

Как показали наблюдения последних лет, численность хомяков подвержена значительным колебаниям, как в отдельных локальных местообитаниях, так и в целом по Крыму. Так, в 1997–1999 г.г. хомяки встречались во всех районах Симферополя, проникая в подвалы жилых домов, магазины, на склады, нанося существенный вред посадкам растений на приусадебных и дачных участках (нередко полностью уничтожая урожай моркови и других культур). К 2000 г. численность хомяка резко упала практически на территории всего Крымского полуострова (причина достоверно не установлена, но, по-видимому, крайне неблагоприятные климатические условия зимы 1999–2000 г.), а на территории Симферополя удалось обнаружить только их единичные поселения. К настоящему времени (2005 г.) хомяк повсеместно практически восстановил свою численность до уровня конца 90-х годов прошлого столетия.

Хомяк в пределах ареала — зимоспящий вид, однако, в Крыму, в лесопарковой зоне Симферополя (парк Салгирка) отдельные особи неоднократно наблюдались с февраля и до середины ноября, а в частном доме (район Марьино, г. Симферополь) был пойман хомяк в первых числах декабря 1981 г. Среди эктопаразитов обыкновенных хомяков в Крыму отмечены: блоха *N. consimilis*; гамазовые клещи: *A. glasgowi*, *H. nidi*, *E. stabularis*, *Hirstionyssus criceti* Sulz., иксодовые клещи: *Ix. ricinus*, *Haemaphysalis erinacei* Pavesi (= *H. numidiana taurica* Posp.-Schtr.).

Белозубка малая (*Crocidura suaveolens* Pall.) — эвритопный, широко распространенный по территории Крымского полуострова вид. В населенных пунктах, как городах, так и поселках, белозубка малая встречается повсеместно, хотя в строениях отлавливается достаточно редко. Единичные особи отмечены в строениях индивидуальной застройки, а также складских помещениях и продовольственных магазинах (даже в центральной части Симферополя), где основу их питания составляют тараканы и другие насекомые. Повреждения продовольственных товаров не отмечено.

Анализ половой структуры крымской популяции белозубки малой, отловленных как на территории населенных пунктов, так и в их окрестностях (1963 экз.) показал, что повсеместно преобладают самки: доля самцов составила 0,44, самок — 0,56; соотношение самцов и самок составляет 0,79. Из 1102 исследованных самок, беременных — 45 экз. ($4,1 \pm 0,11$ %). Среднее число эмбрионов — $5,4 \pm 0,37$. Пик размножения приходится на апрель (в апреле отмечено 42,2% беременных самок от их общего числа), хотя размножение интенсивно идет с марта по июль. Самая ранняя находка беременной самки — 20 февраля (1984 год), самая поздняя — 18 сентября (1980 год), и как исключение, имеется находка беременной самки, датированная 23.12.1984 г. Фауна эктопаразитов белозубок малых насчитывает 7 видов блох (*Siphonaptera*) — 40,3 % от общей численности эктопаразитов; 6 видов гамазовых клещей (*Gamasoidea*) — 26,3 % и 2 вида иксодовых клещей (*Ixodidae*) — 33,5 %. Наиболее обычными паразитами малой белозубки являются: *N. mokrzecky*, *N. consimilis*, *Ctenophthalmus secundus*, *A. glasgowi*, *H. nidi*, *E. stabularis*, *Ix. redicorzevi* Ol. и *Ix. ricinus* Latr.

Другие виды мелких млекопитающих. Особи других видов мелких млекопитающих встречались в строениях редко, куда попадали, по-видимому, случайно и отлавливались в единичных экземплярах. В большинстве случаев, такие находки были приурочены к хозяйственным постройкам сельских населенных пунктов. В населенных пунктах, расположенных в степных районах полуострова, отмечены мышь степная (*Sylvaemus arianus* Blanford), хомячок серый (*Cricetulus migratorius* Pall.) и полевка общественная (*Microtus socialis* Pall.); в населенных пунктах горнолесной зоны — мыши малая лесная (*Sylvaemus uralensis* Pall.) и желтогорлая (*Sylvaemus tauricus* Pallas, 1811), также полевка *Microtus obscurus* Eversmann.

Распределение мелких млекопитающих по территории населенных пунктов

Из данных по отловам мелких млекопитающих в зданиях хозяйственного различного использования (табл. 2) видно, что наибольшее количество зверьков добыто на объектах с продовольствием (предприятиях по переработке продуктов, продовольственных магазинах, предприятиях общественного питания, других помещениях, на которых постоянно находятся пищевые продукты). Здесь в отловах отмечены мелкие млекопитающие 9 видов, среди которых доминировали *R. norvegicus*. Более половины отловленных животных составили серые крысы и на непищевых объектах. Интересен тот факт, что доля *Mus musculus* в отмеченных типах объектов, была одинаковой и составляла около 30 % от общего числа отловленных зверьков.

В домах индивидуальной застройки (учитывались вместе с хозяйственными постройками) отловлены особи 10 видов с преобладанием *M. musculus*. На животноводческих фермах, где встречались особи 7 видов, доминировала серая крыса. Данные проведенных учетов в г. Симферополе показали, что ежегодно происходит заселение домовыми мышами до 75–90 % продовольственных магазинов (от числа обследованных) и до 7–15 % — серыми крысами, что свидетельствует о наличии большого резерва этих грызунов на территории города и низкой грызуно-защищенности этих строений. Длительность заселенности этих объектов зависит в первую очередь от эффективности проводимых истребительных мероприятий. Заселенность гаражей (металлических) домовыми мышами меняется от 15–30 % в сентябре–декабре, до 2–5 % в весенне-летний период. Крысы здесь практически не встречались.

Видовой состав животных населенных пунктов Крыма далеко не исчерпывается приведенными выше видами, ведь только в Симферополе отмечено постоянное обитание или регулярные заходы на территорию города более десятка других видов диких млекопитающих, регулярно посещающих строения тех или иных типов.

Вслед за грызунами в населенные пункты проникли и здесь обосновались их исконные враги: ласки (*Mustela nivalis* L.), каменные куницы (*Martes foina* Erxl.), возможны находки здесь и степного хоря (*Mustella evermanni* Less.). В настоящее время в г. Симферополе, как и в целом по горному Крыму, после длительной депрессии, восстановила свою численность белка (*Sciurus vulgaris* L.). На окраинах Симферополя, как и других населенных пунктов, обычны зайцы-русаки (*Lepus europaeus* Pall.), являющийся во многих районах Крыма одним из основных прокормителей имаго пастбищных иксодовых клещей. Здесь же иногда встречается обыкновенная лисица (*Vulpes vulpes* L.), охотящаяся как на грызунов и диких птиц, так и на домашнюю птицу. Повсеместно в населенных пунктах встречаются ежи (*Erinaceus concolor*), основу питания которых составляют всевозможные беспозвоночные, реже грызуны, рептилии, а также яйца и птенцы наземно-гнездящихся птиц.

Таблица 2. Распределение отловленных видов мелких млекопитающих по типам объектов

Вид мелкого млекопитающего	Орудие лова	Тип исследованного объекта*					Общий итог **
		Частные дома	Мусоро- сборники	Непищевые объекты	Объекты с продово- льствием	Животно- водческие фермы	
<i>Rattus norvegicus</i> Berk.	капкан	139 8,7/20,7	23 1,4/100,0	197 12,4/53,4	701 44,1/66,5	530 33,3/96,4	1590 59,6
<i>Rattus rattus</i> L.	капкан	32 52,5/4,8	0	21 34,4/5,7	7 11,5/0,7	1 1,6/0,2	61 2,3
<i>Cricetus cricetus</i> L.	капкан	27 39,7/4,0	0	21 30,9/5,7	18 26,5/1,7	2 2,9/0,4	68 2,5
<i>Mus musculus</i> L.	плашка	452 50,9/67,4	0	110 12,4/29,8	314 35,4/29,8	12 1,4/2,2	888 33,3
<i>Sylvaemus arianus</i> Blanford	плашка	2 10,5/0,3	0	13 68,4/3,5	1 5,3/0,1	3 15,8/0,5	19 0,7
<i>Sylvaemus uralensis</i> Pall.	плашка	7 63,6/1,0	0	3 27,3/0,8	1 9,1/0,1	0	11 0,4
<i>Sylvaemus tauricus</i> Pallas	плашка	3 37,5/0,4	0	0	5 62,5/0,5	0	8 0,3
<i>Microtus obscu- rus</i> Eversmann	плашка	2 40,0/0,3	0	3 60,0/0,8	0	0	5 0,2
<i>Microtus socialis</i> Pall.	плашка	1 50,0/0,1	0	1 50,0/0,3	0	0	2 0,1
<i>Cricetulus migratorius</i> Pall.	плашка	0	0	0	3 75,0/0,3	1 25,0/0,2	4 0,1
<i>Crocidura suaveolens</i> Pall.	плашка	6 54,5/0,9	0	0	4 36,4/0,4	1 9,1/0,2	11 0,4
Общий итог (экз./%)		671 / 25,2	23 / 0,9	369 / 13,8	1054 / 39,5	550 / 20,6	2667

*) В числителе — количество отловленных зверьков данного вида; в знаменателе — их процент от суммарного числа особей данного вида, отловленных в населенных пунктах / их процент от суммарного числа зверьков всех видов, пойманных на данном объекте.

**) В числителе — суммарное количество млекопитающих данного вида; в знаменателе — их процент от суммарного числа млекопитающих, пойманных в строениях населенных пунктов.

Ежи обычны в скверах и парках, палисадниках и на приусадебных участках Симферополя и других городов. Особенно многочисленны они в курортной зоне г. Евпатория, где одновременно под зажженными фонарями можно видеть до 5 ежей, охотящихся на ночных насекомых. На окраинах некоторых сел (в частности с. Пшеничное Нижнегорского р-на) на расстоянии в несколько десятков метров от ближайшей постройки отмечены поселения суслика малого (*Spermophilus rugtaeus* Pall.), занимающие целинные участки, частично используемые для выпаса скота, а также поля, которые длительное время не распахивались (залежь).

Особо следует отметить высокую численность в населенных пунктах Крыма, как домашних, так и беспризорных собак и кошек, оказывающих существенное влияние на численность и распределение по территории мелких млекопитающих. Отмечена активная охота кошек на мышей и полевок, молодых крыс и хомяков, а от собак чаще страдают пасюки, реже хомяки.

Выводы

Таким образом, несмотря на глобальные изменения, которому подверглись естественных природных сообществ на территории населенных пунктов, здесь сложился вполне определенный комплекс млекопитающих с разной степенью приспособления к новым условиям. В адаптационном процессе наибольшего успеха достигли грызуны, которые отличаются большой экологической пластичностью. В постройках человека на территории населенных пунктов Крыма нами отмечены крысы серая и черная; домовая, мыши малая, степная и желтогорлая; полевки общественная и обыкновенная (*Microtus obscurus*), хомяк обыкновенный, хомячок серый и белозубка малая. Однако большинство из них в постройках человека поселяются редко, за исключением видов — синантропов: мыши домовая и крысы серой, являющихся здесь фоновыми видами.

Литература

- Алексеев А. Ф., Чирный В. И. Население мелких млекопитающих в антропогенном ландшафте степного Крыма // Влияние антропогенной трансформации ландшафта на население наземных позвоночных животных: Тезисы докладов Всесоюзного совещания. — Москва, 1987. — Часть 2. — С. 75–76.
- Алексеев А. Ф., Чирный В. И., Товлинец Н. Н. Распространение и численность грызунов Крыма // Всесоюзное совещание по проблеме кадастра и учета животного мира: тезисы докладов. — Уфа: Башкирское книжное изд-во, 1989. — Часть 2. — С. 5–7.
- Арутюнян Л. С., Дулицкий А. И. Возрастной состав, смертность и размножение серой крысы в различных местообитаниях Крыма // Рукопись, депонированная в ВИНТИ редакцией журнала "Вестник зоологии". — Москва, 1992. — 14.09.92 № 2773–В92. — 25 с.
- Арутюнян Л. С., Дулицкий А. И. Генеративная стратегия в крымской популяции серой крысы // Материалы 5-го Съезда ВТО, 29 янв. — 2 фев. 1990. — Москва, 1990. — Том 2. — С. 55.
- Арутюнян Л. С., Дулицкий А. И., Прусаков А. А. Изучение генеративных процессов в популяциях серой крысы (Mammalia, Rodentia) // Вестник зоологии. — 1994. — № 3. — С. 73–78.
- Дулицкий А. И. К систематизации местообитаний серой крысы // 5-й Съезд Всесоюзного териологического общества АН СССР, 29 янв. — 2 фев. 1990. — Москва, 1990. — Том 2. — С. 231–232.
- Дулицкий А. И. Опыт работы Крымской противочумной станции в изучении некоторых аспектов медицинского значения хомяковых в Крыму // Хомяковые Украины: фаунистика, систематика, экология и практическое значение. — Киев: ИЗ АН УССР, 1987. — Часть 5. — С. 3–7. — (Препринт / Институт зоологии АНУ, № 10.87).
- Дулицкий А. И., Алексеев А. Ф., Арутюнян Л. С. и др. Распространение в Крыму серой и черной крыс // Синантропия грызунов и ограничение их численности / РАН, ВТО, ИЭМЭЖ. — Москва: Фирма "РЭТ", 1992. — С. 151–161.
- Дулицкий А. И., Арутюнян Л. С. Зависимость заселенности серой крысой городских объектов от их конструктивно-планировочных особенностей // Рукопись, депонированная в ВИНТИ редакцией журнала "Вестник зоологии". — Москва, 1992. — 14.09.92 № 2771–В92. — 16 с.
- Карасева Е. В., Телицина А. Ю., Самойлов Б. Л. Млекопитающие Москвы в прошлом и настоящем. — Москва: Наука, 1999. — С. 245.
- Клауснитцер Б. Экология городской фауны. — Москва: Мир, 1990. — С. 1–246.
- Мицевич Г. Ф., Дулицкий А. И., Захарова Т. Ф., Андреева С. К., Арутюнян Л. С. Размножение синантропных серых крыс в Крыму и режим дератизационных мероприятий // 4-ый Съезд ВТО: Тезисы докладов. — Москва, 1986. — Том 3. — С. 382–384.

- Товпинец Н. Н., Алексеев А. Ф.* Распространение и особенности экологии обыкновенного хомяка в Крыму // Синантропия грызунов и ограничение их численности. — Москва, 1992. — С. 393–407.
- Ходикіна З. С.* Сезонні переміщення дрібних гризунів у степовому Криму // Вісник Київського університету. — 1964. — № 6. — С. 137–140.
- Чирний В. И.* К вопросу о суточной активности домової миши в жилых помещениях // Грызуны: 7-е Всесоюзное совещание (Нальчик). — Свердловск: УО АН СССР, 1988. — Часть 3. — С. 138.
- Чирний В. И., Алексеев А. Ф.* К фауне эктопаразитов серой крысы Крыма // 4-ый Съезд ВТО: Тезисы докладов. — Москва, 1986. — Том 3. — С. 345–346.
- Чирний В. И., Алексеев А. Ф.* Серая крыса в степном Крыму // Грызуны: 7-е Всесоюзное совещание (Нальчик). — Свердловск: УО АН СССР, 1988. — Часть 2. — С. 136–137.

Надійшло до редакції: 24 листопада 2005 р.

УДК 598.279.23(477.61)

Загибель тварин на дорогах: оцінка впливу автотранспорту на популяції диких і свійських тварин

Ігор Загороднюк

Загибель тварин на дорогах: оцінка впливу автотранспорту на популяції диких і свійських тварин. — Загороднюк І. — Дороги є одним з найпотужніших чинників редукції популяцій більшості наземних хребетних. Основною групою жертв є ссавці та амфібії (30–60 %), інші групи реєструються рідше (до 10 %). Відсоток загибелі свійських тварин особливо значний на швидкісних трасах, натомість дикі тварини переважають серед жертв на присілкових дорогах. Показник вразливості хребетних тварин на дорогах України сягає 5–8 жертв на 100 км дороги за добу.

Ключові слова: дороги, екологічні ефекти, дорожня смертність, популяції тварин, Україна.

Адреса: Природничо-географічний факультет, Луганський національний педагогічний університет, вул. Оборонна 2, Луганськ, 91011, Україна. E-mail: zoozag@ukr.net.

Mortality of animals on roads: assessment of vehicle traffic's influence at populations of wild and domestic animals. — Zagorodniuk I. — Roads are one of the most powerful factors of populations' reduction in most terrestrial vertebrates. Main group of victims is mammals and amphibians (30–60 %); other groups are registered more rarely (less than 10 %). A percentage of domestic animals' mortality is especially big on highways, whereas wild animals dominate among victims on country roads. Index of vertebrates' mortality on roads of Ukraine reaches 5–8 victims per 100 km of a road for one day.

Key words: roads, ecological effects, road mortality, animals' populations, Ukraine.

Address: Natural Science Faculty, Luhansk National Pedagogical University, 2 Oboronna str., Luhansk, 91011, Ukraine. E-mail: zoozag@ukr.net.

Вступ

Наш час характеризується небаченими масштабами транспортних перевезень. Транспорт обслуговує промисловість і сільське господарство, велика його частина задіяна у обслуговування людей. Відповідно, збільшуються і масштаби шкоди, якої транспорт завдає природі. Один з законів екології — Б. Коммонера — стверджує: *за все потрібно платити*. Платять не лише люди, за зростання обсягу вантажоперевезень своїм життям розплачуються дикі тварини (Seiler, 2001). В Києві на тисячу жителів у 1965 р. було 10 автомобілів, у 2000 р. — 150, за розрахунками на 2020 р. матимемо 300 автомобілів (Білявський та ін., 2004). Дороги, залізниці і рух на них порушують екологічні процеси, збільшують смертність тварин, ведуть до деградації екосистем та ізоляції популяцій. На дорогах гине багато диких тварин, які потрапляють під колеса машин або зіштовхуються з ними в польоті. Зростаюча громадська вимога до запобігання впливів на середовище потребує оцінок втрат фауни та екологічно виваженого планування транспортної інфраструктури (Seiler, 2001; Dodd et al., 2003). Ці проблеми активно обговорюються в усіх країнах світу, проте в Україні ця тема незаймана: запити в пошукових системах Інтернету на цю тему українською мовою дають лише кілька відповідей про компенсації збитків від загибелі на дорогах худоби.

Метою роботи стало вивчення проблеми загибелі тварин на дорогах і впливу автотранспорту на стан популяції диких тварин. Для цього поставлено задачі: 1) оцінити основні типи впливу транспорту на популяції хребетних; 2) оцінити масштаби загибелі хребетних на автомагістралях України; 3) порівняти дані щодо кількості жертв різних систематичних груп.

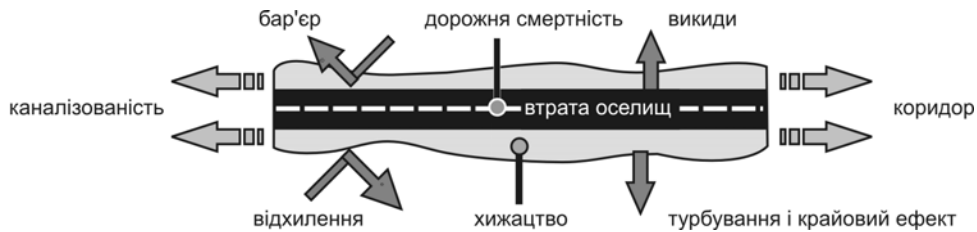


Рис. 1. Головні екологічні ефекти дороги: втрата і трансформація біотопів, турбування через викиди і крайові ефекти, бар'єр та відхилення, смертність через рух і хижацтво, каналізованість або коридорний ефект. Разом всі ефекти ведуть до фрагментації оселищ (за: Zande et al., 1980; Seiler, 2001).

Екологічні ефекти доріг

Дороги породжують величезну кількість ефектів, які прямо або опосередковано впливають на фауну. Серед них можна виділити п'ять головних (рис. 1). Ключовим фактором впливу доріг на популяції диких тварин є фрагментація простору і порушення міграційних шляхів.

Комунікаційно-стрічкові ландшафти. Мережа автодоріг займає величезні площі. Для прокладання дороги завширшки 4 м знищують 1 га природних біотопів на кожні 2,5 км траси. Транспортні зони формують специфічні комунікаційно-стрічкові ландшафти, що відрізняються переважанням антропогенних факторів середовища. Ґрунти пришляхових екотопів є антропогенізованими (будівельне сміття, засоленість, забруднення карбідами і викидами транспорту) і ущільненими (Кучерявий, 2001). У придорожніх біотопах домінує рудеральна рослинність.

Впливи на тваринний світ. Існує два типи впливів транспорту на тварин: (а) тварини гинуть від транспорту при спробах здолати ізоляційні ефекти доріг; (б) на фауну узбіч впливають транспортні викиди та інші антропогенні фактори (внесення солі, гербіцидів), що веде до формування антропогенних зооценозів. Останні відрізняються (1) зміненою структурою угруповань, (2) наявністю емігрантів і втратою синекологічних зв'язків з сусідніми ценозами; (3) впливом заходів догляду за узбіччям доріг (постійне скошування, рубки, використання гербіцидів) (Seiler, 2001).

Атрактивні особливості доріг. Узбіччя є шляхами проникнення евритопних, а також ксеро-, геліо-, та термофільних форм. Деякі види знаходять тут оптимальні умови внаслідок великої кількості корму у вигляді мертвих хребетних. Птахи, особливо комахоїдні, знаходять на проїзній частині масу розчавлених комах. Це приваблює й інших комахоїдів (їжаки, кажани). Рослиноїдні птахи (напр., горобці і дрозди) знаходять тут фрукти, ягоди, насіння. Придорожні стрипоценози приваблюють велику кількість комах-фітофагів, а також птахів і ссавців. У багатьох регіонах тут домінує сорока, яка поїдає пташенят багатьох гніздових птахів.

Фрагментація місця оселення. Фрагментація оселищ є причиною згасання популяцій багатьох популяцій. Дороги можуть створювати бар'єри для міграцій тварин, породжувати крайові ефекти і викликати смерть. Не дивлячись на серйозність цих потенційних загроз, дотепер отримано небагато емпіричних даних з цієї теми, проте вони інтенсивно накопичуються. Показано, зокрема, що дороги є фактором обмеження потоку генів між локальними популяціями багатьох видів, у тому числі для жаб виду *Rana temporaria* (Reh, Seitz, 1990; цит. за: Seiler, 2001); через високу дорожню смертність чисельність їжаків є низькою на віддалі до 400 м від дороги (Huijser, Bergers, 2000). Суттєва дорожня смертність встановлена для борсука (*Meles meles*), рисі (*Felis lynx*) (Kramer-Schadt et al., 2004), багатьох видів копитних по всій Європі (Groot-Bruinderink, Hazebroek, 1996).

Фактор інтенсивності руху транспорту. Для багатьох груп тварин (зокрема, для амфібій) показано, що чисельність популяцій, оточених дорогами, має зворотній зв'язок з інтенсивністю руху, і частка популяції, що гине на дорогах, закономірно зростає зі збільшенням інтенсивності руху. По-над те, впливи дорожньої смертності не обмежені ні географічно, ні таксономічно: такі висновки випливають з аналізу більшості публікацій, що присвячені темі смертності тварин на дорогах. Зокрема, дослідження, проведені у штаті Новий Південний Уельс, показали, що дороги негативно впливають на більшість видів дикої фауни, хоча вплив різних типів автодоріг і ландшафтних особливостей на дорожню смертність дикої фауни є різним (Teylor, Goldinday, 2004).

Матеріал та методика

Первинні дані щодо реєстрацій загиблих тварин на автомагістралях зібрано протягом 2002–2005 років в різних регіонах України, проте для статистичного аналізу вибірку обмежено даними за 2004 рік, зібраними в літній час на території Закарпаття та деяких інших регіонів (табл. 2–3). Весь масив даних поділено на дві частини: (1) реєстрації на швидкісних магістралях і (2) реєстрації на присілкових дорогах (з асфальтовим покриттям). Для оцінки частоти трапляння видів серед жертв транспорту розраховано частку кожного виду в кожній серії спостережень і частоту трапляння видів у перерахунку на 100 км доріг (виміри відстаней — за: Encarta, 2001). Всі зареєстровані жертви розглядалися як жертви одного дня: в усіх перевірених випадках дрібні тварини розтягаються хижаками, більш крупних легко ідентифікувати як загиблих у попередні дні.

Результати

Приклади з одного лише польового сезону 2004 року безкінечні: розчавлені черепахи в районі Поліського заповідника після навчань МЧС, збитий кабан (і збита ним машина) на автотрасі вздовж Київського водосховища, десятки загиблих вужів на природному міграційному шляху біля с. Балівка на Полтавщині, півтора десятки трупів веретільниць на мало експлуатованій дорозі в Жукинському лісництві біля Десни; трупи жаб, ящірок, мишей та змії на дорозі до водоспаду Воеводин; тхір, журавлення, вужі та десятки різних амфібій на дорогах біля Станичанського рибгоспу.

Статистика жертв. Список жертв на облікованих ділянках склав 124 особини 24 видів хребетних (табл. 1–2). Основною групою жертв на швидкісних автошляхах є свійські коти (36 %) і собаки (33 %): на них випадає 2/3 усіх жертвоприношень фауни дорогам. Перелік видів жертв автодоріг у порядку зменшення частоти реєстрації наведено у таблиці 1. Очевидно, що він далеко не повний, і в різних місцях матимемо різну картину, проте головні особливості залишаються сталими: тут домінують собаки і коти, у "другому ешелоні" йдуть їжаки, лиси, кажани, тобто консументи II порядку. На присілкових дорогах зареєстровано 82 особини 19 видів. Тут основними видами жертв є ропуха зелена (34) і жаба трав'яна (15). На їхню частку випадає 65 % усіх жертв.

Таблиця 1. Розподіл видів-жертв за частотою їх знахідок на присілкових та швидкісних автомагістралях

Присілкові дороги (320 км)	Кількість	%	Швидкісні траси (735 км)	Кількість	%
Ропуха зелена	34	41,5	Кіт свійський	15	35,7
Жаба трав'яна	15	18,3	Собака свійський	14	33,3
Їжак білочеревий	12	14,6	Їжак білочеревий	4	9,5
Горобець хатній	3	3,7	Лисиця звичайна	2	4,8
Собака свійський	2	2,4	Вечірниця руда	2	4,8
Кіт свійський	2	2,4	Кіт дикий	1	2,4
Ховрах подільський	2	2,4	Миша жовтогруда	1	2,4
Нетопир лісовий	1	1,2	Віврка звичайна	1	2,4
Лисиця звичайна	1	1,2	Сорокопуд терновий	1	2,4
Єнот уссурійський	1	1,2	Грак	1	2,4
Борсук європейський	1	1,2	Разом швидкісні	42	100,0
Білозубка мала	1	1,2			
Миша хатня	1	1,2			
Сорока	1	1,2			
Грак	1	1,2			
Голуб сизий	1	1,2			
Дрізд співочий	1	1,2			
Повзик	1	1,2			
Вуж звичайний *	1	1,2			
Разом присілкові	82	100,0			

* Дані по плазунам (особливо ящіркам) далеко не повні.

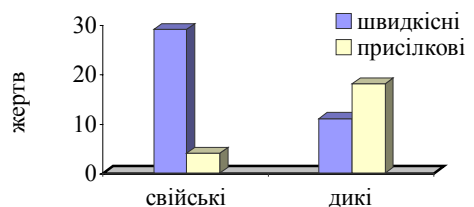


Рис. 2. Розподіл числа загиблих свійських і диких ссавців на швидкісних і присілкових дорогах.

Таблиця 2. Дані про загибель ссавців та інших груп хребетних тварин на швидкісних магістралях Закарпаття та деяких інших регіонів (обліки 2004 року; загальна довжина маршрутів склала 735 км, кількість жертв — 42 особини 10 видів, у тому числі 40 особин ссавців і 2 птахи) *

Дата	Автотраса	км	Σ	Розподіл жертв за видами ссавців **								Інші групи	
				FC	CF	EC	VV	NN	FS	ST	SV		
01.05.04	Ужгород – Мукачеве	40	2	1	1	–	–	–	–	–	–	–	
25.05.04	Чоп – Ужгород	20	2	–	–	–	–	2	–	–	–	–	
26.06.04	Ужгород – Мукачеве	40	2	–	2	–	–	–	–	–	–	–	
26.06.04	Мукачеве – Виноградів	40	1	1	–	–	–	–	–	–	–	–	
26.06.04	Вилок – Виноградів	15	1	–	–	–	–	–	1	–	–	–	
11.07.04	Мукачеве – Ужгород	40	6	2	4	–	–	–	–	–	–	–	
17.07.04	Ужгород – Мукачеве	40	3	1	2	–	–	–	–	–	–	–	
23.07.04	Ужгород – Мукачеве	40	1	–	1	–	–	–	–	–	–	–	
23.07.04	Ужгород – Синевир	100	3	3	–	–	–	–	–	–	–	–	
23.07.04	Мукачеве – Хуст	50	2	–	–	2	–	–	–	–	–	–	
10.08.04	Ужгород – Мукачеве	40	1	1	–	–	–	–	–	–	–	–	
11.08.04	Ужгород – Мукачеве	40	2	2	–	–	–	–	–	–	–	–	
12.08.04	Ужгород – Мукачеве	40	2	1	–	–	–	–	–	1	–	–	сорокопуд тереновий (n=1)
28.08.04	Ужгород – Мукачеве	40	1	1	–	–	–	–	–	–	–	–	
04.09.04	Ужгород – Мукачеве	40	3	–	–	2	–	–	–	–	–	1	
04.09.04	Мукачеве – Берегове	30	2	1	1	–	–	–	–	–	–	–	
21.10.04	Ужгород – Мукачеве	40	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	
30.10.04	Ташлицька ГЕС – Олександрівка	40	5	–	3	–	2	–	–	–	–	–	грак (n=1)
Разом		735	40	15	14	4	2	2	1	1	1	2	
особин на 100 км			5,17	1,90	1,77	0,54	0,27	0,27	0,14	0,14	0,14	0,27	

* — статистика порахована тільки для ссавців (суми і рівень вразливості окремих видів);

** — акронімами позначено: FC — *Felis catus*, CF — *Canis familiaris*, EC — *Erinaceus concolor*, VV — *Vulpes vulpes*, NN — *Nyctalus noctula*, FS — *Felis sylvestrus*, ST — *Sylvaemus tauricus*, SV — *Sciurus vulgaris*.

Таблиця 3. Дані про загибель ссавців та інших груп хребетних тварин на присілкових дорогах Закарпаття та деяких інших регіонів (обліки 2004 року; загальна довжина маршрутів склала 320 км, кількість жертв — 82, у тому числі 24 особини ссавців, 49 амфібій, 1 плазун та 8 птахів) *

Дата	Автотраса	км	Σ	Розподіл жертв за видами ссавців **									Інші групи	
				EC	CF	FC	SO	VV	PN	MM	CS	NP		ME
02.04.04	с. Ляхівка дорога на Янів (Львівщина)	15	0	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	ропуха зелена (33)
30.05.04	с. Сокаль – Боратин	80	2	–	–	–	2	–	–	–	–	–	–	
25.06.04	Шацький нац. парк	20	6	6	–	–	–	–	–	–	–	–	–	вуж звичайний (1)
25.07.04	Мукачеве – устя р. Ріка	40	2	2	–	–	–	–	–	–	–	–	–	дрізд (1), повзик (1), грак (1)
05.08.04	50 км в районі Скалки	50	3	2	–	–	–	–	1	–	–	–	–	
12.08.04	Бадалове (на Тисі)	10	2	–	–	–	–	–	–	1	1	–	–	ропуха зелена (1)
12.08.04	Бадалове – Мукачеве	45	0	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	сорока (1)
12.10.04	окол. с. Мигія (Миколаївщина)	20	2	1	–	–	–	1	–	–	–	–	–	
14.10.04	дорога біля с. Мигія	20	5	1	2	2	–	–	–	–	–	–	–	горобець (3)
15.10.04	с. Мигія – с. Трикрати	15	2	–	–	–	–	–	–	–	–	1	1	голуб сизий (1)
15.10.04	дорога біля с. Невницьке	5	0	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	жаба трав'яна (15)
Разом		320	24	12	2	2	2	1	1	1	1	1	1	n=58
особин на 100 км			7,50	3,75	0,63	0,63	0,63	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	18,13

* — статистика порахована тільки для ссавців (суми і рівень вразливості окремих видів);

** — акронімами позначено (за абеткою): EC — *Erinaceus concolor*, CF — *Canis familiaris*, FC — *Felis catus*, SO — *Spermophilus odessanus*, VV — *Vulpes vulpes*, PN — *Pipistrellus nathusii*, MM — *Mus musculus*, CS — *Crocidura suaveolens*, SV — *Sciurus vulgaris*, NP — *Nyctereutes procyonoides*, ME — *Meles meles*.

Порівняння швидкісних і присілкових доріг. На дорогах з інтенсивним рухом жертвами стають переважно свійські тварини (зокрема, собаки, коти), рідко можна зареєструвати мишей, їжаків та інших тварин. На присілкових дорогах, навпаки, серед жертв часто зустрічаються їжаки та інші тварини з групи "бродячих мисливців", а також повільнорухомі тварини, що не встигають реагувати на наближення транспорту, — амфібії, дрібні ссавці, змії. Можна припустити, що мала частка диких тварин серед жертв швидкісних трас свідчить не стільки про їхню меншу вразливість в таких умовах, скільки про те, що значна частина їхніх популяцій вже знищена в місцях проходження таких потужних автотрас. Це припущення збігається з результатами моделювання смертності ссавців на дорогах з різною інтенсивністю руху (Langevelde, Jaarsma, 2004).

Вразливість різних груп. На швидкісних трасах найчастіше серед жертв можна зустріти собак і котів, менше їжаків, мишей, лисиць, птахів, амфібій. Натомість, на присілкових дорогах жертвами найчастіше стають їжаки, миші, жаби, змії. На швидкісних трасах серед жертв мало диких тварин, і тут переважають свійські і здичавілі тварини, переважно коти і собаки (рис. 2). Враховуючи невибірковість "автомобільного хижацтва", яка залежить від частоти зустрічей хижаків і жертви (Бигон та ін., 1989), можна говорити про те, що в місцях проходження потужних автотрас транспорт вже "консумував" (=знищив) значну частину локальних популяцій диких тварин.

Частота загибелі. Дані щодо кількості жертв на дорогах показують, що дороги в місцях інтенсивного руху транспорту забирають життя до 20 % місцевих популяцій і, врешті, ведуть до повного згасання локальних популяцій багатьох видів. За добу на відрізку дороги довжиною 100 км гине до 10 хребетних тварин. За нашими розрахунками (табл. 2–3), на швидкісних трасах рівень вразливості ссавців склав 5,2 особин на 100 км, на присілкових — 7,5. "Лідерами" у рейтингу жертв на швидкісних трасах є: кіт (1,9), собака (1,8) та їжак (0,5). На присілкових дорогах першу трійку жертв формують їжак (3,8), кіт і собака (по 0,6 особини на 100 км).

З інших груп хребетних абсолютним "лідером" серед жертв є стрибуни, або безхвості амфібії: на 100 км присілкових доріг маємо 14,4 жертви за добу. Загальна оцінка числа жертв серед інших груп хребетних (без ссавців) дають таку картину: на швидкісних трасах кількість жертв складає 0,3 ос./100 км, тоді як на присілкових дорогах ця оцінка зростає у 60 (!) разів і складає 18,1 ос./100 км (табл. 2). Особливо вразливими в усіх випадках є амфібії, які не здатні уникнути транспорту. На сході і півдні України те саме стосується плазунів (Загороднюк, неопубл. дані).

Обговорення

"В Україні півмільйона автошляхів..." (з реклами авто на радіо)

"Мортальний пилосос". Отримані оцінки смертності тварин на дорогах, очевидно, є попередніми, проте в кожному разі не завищеними. Велику кількість жертв доріг розтягають хижаки, при тому деякі з них часто спеціалізуються на цьому (сороки, їжаки, лиси), і через це часто самі стають жертвами. Дороги притягають як прилеглими біотопами і теплом, так і ресурсами (легкою здобиччю). Консумуюча роль доріг породжує ефект антропогенної пастки (Загороднюк, 2006). Дороги притягають до себе живе — від стихійного залучення у вітрові потоки та приваблення новими місцями розмноження (придорожні смуги чагарниково-деревної рослинності і придорожні водойми) до вигідних місць концентрації поживи. І живе знаходить тут свою смерть.

Різні групи страждають з різних причин: амфібії використовують дороги як переходи до місць зимівлі і розмноження, плазуни — як акумулятори тепла, птахи та їжаки — як місця полювання. Розрахунки показують, що в межах однієї області з мережею автодоріг близько 1000 км та при середній вразливості хребетних не менше 1 жертви на 100 км на добу (напр., їжака), за рік від транспорту гине кілька тисяч особин одного виду. Годі казати про комах...

Сезонні особливості. На кількість тих чи інших жертв транспорту суттєво впливають сезонні особливості. Тварин частіше стають жертвами влітку і менше зимою. Це пов'язано як із сезонністю їх розмноження, так і сезонними змінами активності. Так, амфібії та плазуни активні лише в теплу пору року. Особливо висока їхня активність проявляється весною, коли вони шукають місця для прогріву і розмноження, і дороги приймають їх у свої обійми. Але дороги зроблені не для них, а для транспорту, який вільно "розпоряджається" життями ящірок, вужів, гадюк, полозів.

Перспективи вирішення проблеми. На сьогодні в Україні немає дієвих розробок щодо захисту тварин від автотранспорту. Велику увагу цим проблемам приділяють за кордоном (Seiler, 2001; Langevelde, Jaarsma, 2004). Наприклад, у Центральній Арізоні вздовж 28 км державної магістралі № 260, що представляє високу імовірність зіткнень з дикими тваринами (переважно *Cervus elaphus*), споруджено 12 підземних переходів і 5 мостів для переходу копитних (Dodd et al., 2003). Така практика реалізується у всіх країнах, де дбають про збереження дикої фауни і безпеку руху, оскільки тварини не тільки "прикрашають природу" і створюють небезпечні ситуації на дорогах, але є повноцінними компонентами природних екосистем, у які вторглася людина.

Висновки

1. Автотранспорт має значний вплив на популяції тварин не лише як фактор забруднення середовища і фрагментації популяцій, але як безпосередній чинник високої смертності.
2. Порівняння даних щодо різних систематичних груп свідчить, що основною групою жертв є ссавці та амфібії (30–60 % жертв), інші групи реєструються серед жертв рідше (до 10 %).
3. Відсоток загибелі свійських тварин особливо значний на швидкісних трасах, натомість дикі тварини переважають серед жертв на присілкових автошляхах.
4. Оцінка масштабів загибелі хребетних на автомагістралях дозволяє говорити про те, що частота загибелі хребетних на дорогах України сягає 5–8 особин на 100 км дороги за добу.
5. Дороги є одним з найпотужніших чинників редукції популяцій хребетних, і автомагістралі можуть бути причиною повного знищення локальних популяцій і видів загалом.

Подяки. Щиро дякую колегам, які допомагали у зборі даних: Андрію Мигалю, Роману Кішу та Юлії Зізди (Ужгородський національний університет), Ігорю Дикому (Львівський національний університет), Олександру Вобленко (Ніжинський національний університет).

Література

- Бигон М., Харпер Д., Таунсенд К. Екологія. Особи популяції і сообщества. — Москва: Мир, 1989. — 477 с.
- Білявський Г. О., Фурдуй Р. С., Костіков І. Ю. Основи екології. — Київ: Либідь, 2004. — 408 с.
- Загороднюк І. Антропогенні пастки та виживання тварин у трансформованому середовищі // Трибуна 12: Матеріали III міжнародної конференції / За ред. В. Є. Борейко. — Київ: КЕКЦ, 2006. — (у друці).
- Кучерявий В. П. Урбоекологія. — Львів, Світ, 2001. — 440 с.
- Encarta 2001. Microsoft ENCARTA — Interactive World Atlas, 2001.
- Dodd N. L., Gagnon J. W., Schweinsburg R. E. Evaluation of measures to minimize wildlife-vehicle collisions and maintain wildlife permeability across highways in Arizona, USA // Animal-vehicle collision reduction. — ICOET 2003 Proceedings. — P. 353–354.
- Groot-Bruinderink G. W. T. A., Hazebroek E. Ungulate traffic collisions in Europe // Conservation Biology. — 1996. — Vol. 10. — P. 1059–1067.
- Huijser M. P., Bergers P. J. M. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations // Biological Conservation. — 2000. — Vol. 95. — P. 111–116.
- Kramer-Schadt S., Revilla E., Wiegand Th., Breitenmoser U. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modeling influences on the dispersal of Eurasian lynx // Journal of Applied Ecology. — 2004. — Vol. 41. — P. 711–723.
- Langevelde, van F., Jaarsma C. F. Using traffic flow theory to model traffic mortality in mammals // Landscape ecology. — 2004. — Vol. 19. — P. 895–907.
- Main M. B., Allen G. M. Landscape and seasonal influences on roadkill of wildlife in Southwest Florida // Florida Scientist. — 2002. — Vol. 65, N 3. — P. 149–158.
- Seiler A. Ecological effects of roads. (A review) // Introductory Research Essay (Department of Conservation Biology) SLU Uppsala. — 2001. — N 9. — P. 1–40.
- Taylor D. T., Goldingay R. L. Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales // Wildlife Research. — 2004. — Vol. 31. — P. 83–91.
- Zande A. N., Keurs W. J., Weijden W. J. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat — evidence of a long-distance effect // Biological Conservation. — 1980. — Vol. 18. — P. 299–321.

Надійшло до редакції: 19 грудня 2006 р.

УДК 599.322. 2(477.87)

Оцінки різноманіття кольорових форм вивірки (*Sciurus vulgaris*) у синантропних і природних місцезнаходженнях Закарпаття

Юлія Зізда

Оцінки різноманіття кольорових форм вивірки (*Sciurus vulgaris*) у синантропних і природних місцезнаходженнях Закарпаття. — Зізда Ю. — Оцінено різноманіття кольорових форм вивірки у природних та антропогенних біотопах Закарпаття. Виявлено схильність вивірки до синантропії, оскільки спостерігається збільшення чисельності різних кольорових форм у містах Закарпаття, порівняно із природними біотопами за останні 15–20 років. Як у антропогенному, так і в природному рівнинних середовищах та на Закарпатті загалом показник різноманіття кольорових форм є вищим, ніж у гірській місцевості, різноманіття в антропогенній зоні рівне 60 %, а в природній зоні становить лише 43 %. Це пов'язано, очевидно, із збереженістю зелених зон у містах, кращою забезпеченістю кормом, відсутністю тут хижаків тощо. Тобто, для вивірки різноманіття абіотичних факторів в містах є меншим.

Ключові слова: вивірка, кольорові форми, чисельність, різноманіття, синантропія, Закарпаття.

Адреса: Кафедра зоології, Біологічний факультет, Ужгородський національний університет, вул. Волишина 32, Ужгород, 88000, Україна. E-mail: julcha@ua.fm.

Estimation of a diversity of color forms of the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in synanthropic and natural habitats in the Transcarpathian region. — Zizda Yu. — A diversity of color forms of the red squirrel in natural and anthropogenic biotopes of the Transcarpathian region was estimated. An inclination of the species to synanthropy was found: increasing of number of different color forms in cities of the region as against natural biotopes for last 15–20 years had been observed. In anthropogenic and in natural flat environment and, generally, in the Transcarpathian region a value of a diversity of color forms is higher than in a mountain area. Diversity in the anthropogenic zone makes 60 %, and in the natural zone just 43 %. That's caused, possibly, with presence of green zones in cities, best accessibility of food, absence of predators, etc. I. e. for the red squirrel a diversity of abiotic factors in cities is less.

Key words: red squirrel, color forms, abundance, diversity, synanthropy, Transcarpathians.

Address: Department of zoology, Biological faculty, Uzhgorod National University, 32 Voloshyn Str., Uzhgorod, 88000, Ukraine. E-mail: julcha@ua.fm.

Вступ

Вивірка (*Sciurus vulgaris* Linnaeus, 1758) надзвичайно мінливий за забарвленням хутра вид (Bevan, Lurz, 2003; Cartmel, 2001; Kitchener et al., 2003). Її мінливість найчастіше проявляється у географічному плані (Sidorowicz, 1958; Zawidzka, 1958). Так, у значній частині України поширені руді і червоно-коричневі підвиди вивірки (Татаринов, 1956; Громов, Ербаєва, 1995), у Криму — попелясті білки-телеутки (інтродукована форма з Башкирії) (Дулицький, 2006), а чорна форма характерна для Карпат. Всі ці форми є відносно стабільними в межах своїх ареалів, але так само мають певну мінливість. У 50–60-х рр. науковці виділяли на заході України чотири підвиди вивірки і зазначали області, у яких вони поширені. В Українських Карпатах вище 600 м науковці відмічали наявність карпатського підвиду *Sciurus vulgaris carpathicus*, який має темні кольори у забарвленні хутра, часто до коричнево-чорних відтінків, а на Закарпатті та у Карпатах нижче 600 м — рівнинного світлозабарвленого (від яскравих рудих відтінків до бурих з іржею) підвиду *Sciurus vulgaris fuscoater* (Страутман, 1954; Татаринов, 1956; Громов, Ербаєва, 1995). Сучасні дослідники згадують для Карпат лише одну форму вивірки, *S. v. carpathicus* (Загороднюк та ін., 1997).

Детальне дослідження поширення вивірки на Закарпатті (Зізда, 2005а; Зізда, 2005б) показує наявність тут трьох кольорових форм (чорна, темна, руда), при чому чорна форма чітко відповідає описаному Татариновим (1956) карпатському підвиду, темна форма відповідає *S. v. fuscoater*, руда — *S. v. vulgaris*. При цьому існують певні закономірності у їх розподілі на території Закарпаття. Чорні вивірки характерні для гірської місцевості, руді — для рівнинної. Спостерігається співжиття кількох кольорових форм у містах, при чому чисельність різних форм тут є значно вищою, ніж у неміському середовищі. Це явище спостерігається принаймні останні 15–20 років, що підтверджують дані колег (О. Мателешко, О. Станкевич, О. Корчинський, особ. повідомл.).

Концентрація кольорових форм у містах спричиняє там високе різноманіття, на відміну від природних екосистем. Кількісна характеристика різноманіття видів (у нашому випадку кольорових форм вивірки) може дати дещо конкретніші уявлення про домінування і вирівняність кольорових форм, оцінку значущості кожної із них, адже відомо, що різноманіття підвищує стабільність екосистем (Одум, 1986: с. 134), або навпаки: зумовлює високе різноманіття (Woodvell, Smith, 1969: цит. за: Одум, 1986). Щоб дані по різноманіттю кольорових форм конкретизувати, дану роботу спрямовано на представлення їх кількісно, а саме на аналіз оцінок різноманіття кольорових форм вивірки у природних та антропогенних біотопах Закарпатської області.

Матеріали та методика збору

Дослідження проведено у Закарпатській області. Матеріал зібрано на основі даних анкет, які було розіслано у різні райони області (близько 250), дослідженнях зразків з колекції Зоологічного музею Львівського національного університету (ЗМЛНУ), державного Природничого музею (ДПМ), Зоологічного музею Ужгородського національного університету (ЗМУНУ), результатах інтерв'ювання колег, даних з літератури, а також власних спостереженнях. Під час досліджень відмічено кілька особин сіро-забарвлених вивірок. Оскільки при аналізі даних розподіл цієї форми вивірки виявився незакономірним, і ці знахідки належать зимовим особинам (Зізда, 2005а), то їх не взято для аналізу оцінок різноманіття кольорових форм. Дані занесено у таблиці, що включають відомості про кількість особин кожної із кольорових форм вивірки окремо в антропогенному і природному середовищах (табл. 1–2). Адміністративні райони Закарпатської області у поданих нижче таблицях поділено на дві групи: гірські райони і рівнинні райони (за абеткою в кожній групі). В основу оцінок різноманіття покладено показник Сімпсона (див.: Бигон, 1989; Протасов, 2002).

Результати та обговорення

Аналіз дослідженого матеріалу на Закарпатті показує поступове зростання числа знахідок та кількості особин трьох кольорових форм, починаючи із темної форми, якої найменше, закінчуючи чорною формою, яка найбільш чисельна. При цьому частка темної форми від всіх знахідок становить лише 9 %, тоді як темної рівна 14 %, а чорної майже 80 % (рис. 1, рис. 2). Разом з цим, найбільша чисельність різних кольорових форм спостерігається в урболандшафтах, при чому чорна форма явно домінує у рівнинному антропогенному середовищі, як і руда у цих біотопах, хоч на початку століття чорно-забарвлена вивірка була чисельна у гірських природних біотопах. Зростання чисельності кольорових форм вивірки у містах Закарпатської області може бути спричинене посиленнями вирубкамі лісів, які забезпечують вид основною масою харчів, що змушує вивірку шукати собі більш сприятливі умови, які наразі є у містах, за рахунок наявності там зелених зон із плодовитих деревостанів, а також іншими факторами (Зізда, 2005б).

Чорна форма. З таблиці (див. табл. 1) видно, що максимальна кількість знахідок чорної форми вивірки належить м. Ужгород, це зумовлює абсолютну перевагу чорної форми на рівнинних антропогенних ділянках Закарпаття. У природних екосистемах чорна форма чисельна лише у горах. Так 65 % від усіх знахідок цієї форми належить до антропогенного середовища, 35 % — до природних ландшафтів. З таблиці 1 також видно, що у природних рівнинних біотопах чорна форма зустрічається значно рідше, ніж у гірських. Співвідношення вивірок у антропогенному і природному середовищах становить близько 2:1 (180:95 особин) загалом, хоча у гірській місцевості це співвідношення складає 1:2 (34:70 особин), а на рівнинній території — 6:1 (146:25).

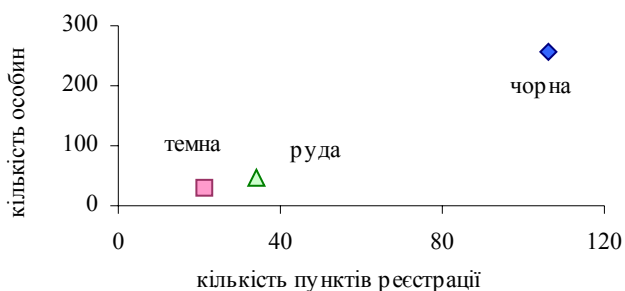
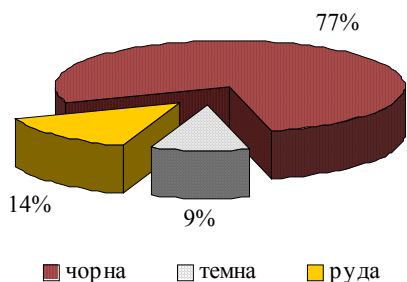


Рис. 1 (ліворуч). Співвідношення різних кольорових форм у Закарпатті

Рис. 2 (праворуч). Кількість різних кольорових форм у Закарпатті

Ймовірно, саме із гірських природних біотопів чорна форма проникла у гірське антропогенне середовище і частково дійшла до рівнинних антропогенних районів області. В свою чергу, чорна форма, що була поширена у природних рівнинних місцезнаходженнях, також проникла в рівнинну антропогенну зону, разом із вивірками, що прийшли сюди з гір. Очевидно абіотичні умови в антропогенній зоні для вивірок чорної форми є сприятливішими, ніж у природних ділянках, зокрема гірських. Власне тому, чисельність чорної форми у рівнинній антропогенній зоні більша, ніж інших форм, і тут спостерігається її співжиття із іншими, світлішими, за забарвленням хутра формами.

Отже, на прикладі чорної форми можна спостерігати синантропізацію вивірки разом із переходом її із природних екосистем в антропогенні (міські), оскільки умови в горах для її існування стали критичними, а умови міста, можливо, для неї є кращими.

Таблиця 1. Співвідношення числа реєстрацій трьох кольорових форм вивірки в міських (синантропних) та природних стаціях за адміністративними районами Закарпаття

Адміністративний район	Чорна форма		Темна форма		Руда форма		Разом
	синантр.	природ.	синантр.	природ.	синантр.	природ.	
<i>Гірська місцевість</i>							
Великоберезнянський р-н	2	0	0	0	1	0	3
Воловецький р-н	1	24	0	0	0	1	26
Міжгірський р-н	20	3	2	0	0	0	25
Перечинський р-н	3	8	1	0	0	2	14
Рахівський р-н (гірська частина) *	6	35	1	0	2	6	50
Свалявський р-н	2	0	1	0	1	0	4
Разом	34	70	5	0	4	9	122
<i>Рівнинна місцевість</i>							
Берегівський р-н	1	0	3	0	1	0	5
Виноградівський р-н	6	0	1	0	4	3	14
Іршавський р-н	2	16	2	0	0	0	20
Мукачівський р-н **	5	6	0	0	6	5	22
Рахівський р-н (рівнинна частина)	14	2	8	0	6	1	31
Тячівський р-н	3	1	0	0	0	0	4
Ужгородський р-н	89	0	12	0	8	0	109
Хустський р-н	26	0	0	0	1	0	27
Разом	146	25	26	0	26	9	232
Частка (місто + ліс = 100 %)	65 %	35 %	100 %	0 %	62 %	38 %	—

* У Рахівському р-ні (гірська частина) відмічені також сірі білки: 3 екз. в містах і 25 — у природному середовищі. ** У Мукачівському районі зареєстровані сірі білки: 7 екз. в містах і 0 — в природних стаціях.

Руда форма вивірки, як і чорна, більш чисельна в урбанізованому середовищі. У межах антропогенної зони та природних екосистем руда вивірка розподілена більш-менш рівномірно, тобто не можна спостерігати максимуму знахідок у будь-якому із районів області. У природних екосистемах руда вивірка однаково чисельна як у гірських біотопах, так і на рівнині. Натомість у антропогенному середовищі більша частина знахідок належить рівнинним районам області. Так, співвідношення вивірок рудої форми у антропогенному та природному середовищах загалом становить приблизно 2:1 (62:38 %), хоча у гірських районах співвідношення становить 1:2 (фактично 4:9 особин), а у природних — близько 4:1 (26:9 особин). Варто зазначити, що практично всі рівнинні популяції вивірки зосереджені у містах та приміських парках. Для пояснення переважання знахідок рудої форми в антропогенному ландшафті порівняно з екзантропними місцезнаходженнями можна припустити таку схему перерозподілу населення вивірок у процесі освоєння людиною Закарпаття:

— руда форма первісно мешкала на рівнинних ділянках в природних місцезнаходженнях і поступово освоїла міські ландшафти шляхом формування локальних "залишкових" популяцій, що ставали частиною міських зелених зон (за такої схеми синантропія рудої форми на рівнинах є до певної міри вимушеною);

— руда форма у горах є дериватом рівнинних популяцій, що проникли в гори шляхом формування стрічкових популяцій вздовж річкових долин, тобто найбільш освоєного людиною ландшафту (за цих умов гірська субпопуляція рудої форми очевидно є вторинною);

— руда форма могла існувати як один із варіантів поліморфізму гірських вивірок і проникла в антропогенний ландшафт міжгірних долин одночасно з чорною.

Найбільш імовірно, що руда форма проникла у гори вторинно, із рівнинних природних місцезнаходжень, де до того переважала чорна форма (табл. 1). Проте високої чисельності вона там не досягла і сформувала відносно стабільні популяції переважно в антропогенно порушених місцезнаходженнях. Розподіл числа відомих знахідок рудої форми в різних типах місцезнаходжень (горирівнини, синантропні-екзантропні місцезнаходження) можна припустити, що із гірських природних лісових масивів ця форма проникла у гірські антропогенні ландшафти, а із рівнинних природних ділянок поширилася на рівнинну антропогенну зону.

Темна форма складає незначну кількість особин (n=31), зареєстрованих виключно у антропогенному середовищі, як і горах, так і на рівнині, при чому на рівнині вона чисельно переважає. Щодо причин поширення цієї форми в антропогенних ландшафтах можна припустити наступне:

— на цій території, у зв'язку з коротко-дистанційними спостереженнями, темну форму ідентифікувати легше, натомість у природі на великій відстані темні особини можуть бути сприйняті як забарвлені у чорний колір. Але, попри це, власні дані та ряд спостережень колег на короткій відстані свідчать про наявність саме чорної форми у багатьох природних зонах Закарпаття;

Таблиця 2. Оцінки різноманіття кольорових форм вивірки (за індексом Сімпсона) у синантропних та екзантропних місцезнаходженнях різних районів Закарпаття

Адміністративний район	Разом	Синантропні	Екзантропні
Гірські райони			
Воловецький	1	1,0	1,1
Міжгірський	20	1,2	1,0
Рахівський р-н (гірська частина)	6	1,9	1,4
Велико-Березнянський, Перечинський, Свалявський	7	2,1	1,0
Рівнинні райони			
Ужгородський	89	1,4	—
Хустський	26	1,1	—
Мукачівський, Тячівський	8	2,0	2,0
Рахівський (рівнинна частина)	14	2,7	1,7
Берегівський, Виноградівський, Іршавський	9	2,9	1,0
Середнє значення (в дужках — теоретичний максимум)	—	1,8 (3,0)	1,3 (3,0)
Реалізоване різноманіття (fact/max)	—	60,0 %	43,3 %

— темна форма може бути гібридом між чорною і рудою формами, який сформувався в місцях їх спільного існування. Власне наявність цієї форми в антропогенній зоні і забезпечує високе різноманіття кольорових форм у містах. У будь-якому випадку ця форма є проміжною і синантропною. Кількісне співвідношення кольорових форм вказує на дефіцит проміжної (темної) форми, що не дозволяє говорити про вільне схрещування чорних і рудих вивірок, з одного боку, а з іншого — про автономність синантропних популяцій відносно екзантропних.

Загалом кольорових форм. Чорна форма чисельна як на рівнинних, так і на гірських ділянках. У рівнинних синантропних для вивірки районах області темна та руда форми значно чисельніші, ніж у гірських. Чорна і руда форми у природних ландшафтах чисельні так, як темна форма чисельна у антропогенній зоні. Темної форми у всій синантропній зоні мінімальна кількість. Загалом співвідношення чорної форми у антропогенному та природному середовищах рівне співвідношенню рудої форми вивірки у тих самих ландшафтах (65:35:62:38 % або 2:1:2:1).

Аналіз оцінок різноманіття кольорових форм

У таблиці 2 ми можемо бачити наявність кількох кольорових форм одночасно як у природних, так і в гірських ландшафтах. Розглянемо показники різноманіття у досліджених районах області. Оскільки у кількох районах Закарпаття обсяг вибірки становить менше 10 особин, то для обчислення показників різноманіття ці райони об'єднано із суміжними. У групі "гірські райони" (див. табл. 2) в одну вибірку об'єднано Великоберезнянський, Перечинський і Свалявський райони, у групі "рівнинні райони" — Берегівський з Виноградівським та Мукачівський із Тячівським.

Загалом показники різноманіття у антропогенному середовищі є вищими, як це і очікувалося. За умови, що теоретичний максимум різноманіття рівний трьом, різноманіття в антропогенній зоні рівне 60 % (1,8), а в природній зоні становить лише 43 % (1,3). У районах, в яких у одному ландшафті показник різноманіття високий (наприклад, антропогенний ландшафт), то у іншому ландшафті (наприклад, природному) — обов'язково низький. Виняток складають лише окремі райони, де в антропогенному середовищі добре збережена зелена зона і "збагачена" різними плодово-ягідними деревами і кущами, що дають для тварин високоякісну кормову базу. Це, зокрема, два райони: Воловецький і Міжгірський, значна частина території яких розміщені у міжгірних долинах. Лише у окремих районах різноманіття кольорових форм становить більше двох одиниць, а саме у Рахівському (рівнинна частина); Берегівському, Виноградівському, Іршавському; Великоберезнянському, Перечинському, Свалявському, що належать виключно антропогенній зоні. У природній зоні максимальне різноманіття сягає $D = 2,0$ (об'єднана вибірка з Мукачівського і Тячівського районів).

На рис. 3 можна бачити, що і в антропогенному, і в природному середовищах рівнинних районів Закарпаття показники різноманіття кольорових форм вивірки є вищими, ніж у горах. Це, очевидно, пов'язано із наявністю тут кращих умов існування, а саме: збереженість зелених зон у містах, краща забезпеченість кормом, відсутність хижаків. Також має місце послаблений добір у містах:

1) забарвлення вивірки до певної міри криптичне, і в темнохвойних лісах переважає темна форма, а в мішаних і букових лісах — руда; у містах зустрічаються різні форми, оскільки тут наявні різні зелені зони. Тобто міське середовище могло сприяти формуванню мішаних за забарвленням синантропних популяцій шляхом освоєння міст як темними, так і рудими формами.

2) відсутність або низька чисельність в урбоценозах тих видів хижаків, що є природними ворогами вивірки та полюють на неї: зокрема, куниць (див.: Загороднюк, 2003).

Ілюстрація закону альтернативного різноманіття?

Високий рівень різноманіття кольорових форм вивірки в урбоекосистемах вимагає свого пояснення. Згідно із "Законом альтернативного різноманіття" (Емельянов, 1999), високе різноманіття в одній з підсистем (наприклад, в абіотиці) веде до зменшення різноманіття в іншій підсистемі (наприклад, в біотичному комплексі). У нашому випадку, різноманіття кольорових форм в урбоценозах у ~1,5 рази вищий, порівняно з природними місцезнаходженнями. Загалом урбаністичне середовище повинно розглядатися як менш стабільне, оскільки тут дія більшості факторів на популяції має порушену циклічність, і самі антропогенні фактори є нестабільними.

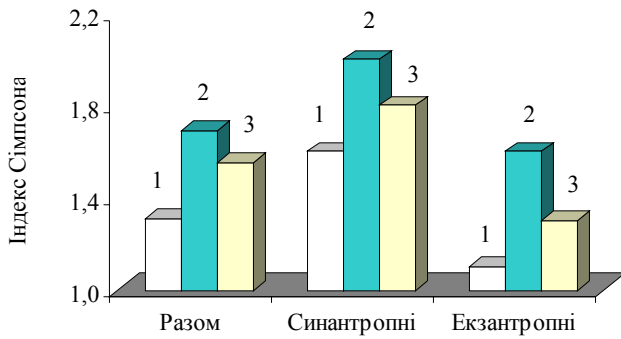


Рис. 3. Показники різноманіття кольорових форм вивірки у різних районах Закарпатської області. Цифрами позначено:

1 — гірські райони,
2 — рівнинні райони,
3 — Закарпаття загалом.

У природних ценозах, зокрема, у суцільних лісових масивах, зміна якогось абіотичного фактору поширюється на весь ценоз (наприклад, різке пониження продуктивності дерев у лісі повністю позбавляє вивірок корму, у місті за рахунок його компактності і різноманітності відносно лісу, наприклад, відсутність достатньої кількості харчів може не поширитися на всю територію, бо значний вплив має людина (присадибні ділянки, підгодовування). Поверх лягає те, що вивірка здатна до міграцій, що дозволяє їй вибирати оптимальні умови у місті, чого вона не може у природному середовищі. На відміну від всіх гризунів вивірка легко долає перешкоди: дороги, річки, забудову. За нашими спостереженнями, білки в різні пори року зустрічаються в різних куточках міста. Фактично, постійно переміщуючись вивірка вирівнює і до того досить стабільні для неї умови міста. Отже, різноманіття абіотичних факторів в урбоценозах є меншим, принаймні, для вивірки.

Висновки

1) Просторовий розподіл кольорових форм вивірки дозволяє припустити, що чорна форма проникла у гірське антропогенне середовище із гірських природних біотопів, а звідти дійшла і до рівнинних урбанізованих місцезнаходжень. Одночасно ця ж форма на рівнині поширилася в синантропні ділянки із прилеглих природних рівнинних ділянок. Чисельне переважання чорної форми у синантропній зоні порівняно з природними ділянками свідчить про її схильність до синантропії.

2) Руда форма вивірки, найбільш характерна для рівнин, поступово освоїла синантропні ценози шляхом формування "залишкових" популяцій у приміських лісах, тобто синантропія рудої форми вивірки на рівнині є до певної міри вимушеною. Руда форма могла існувати як один із варіантів поліморфізму гірських вивірок і навпаки.

3) Темна (не чорна) форма поширена виключно в синантропному середовищі, і цьому може бути дві причини: а) на таких ділянках, внаслідок тіснішого контакту зі спостерігачами, темну форму легше розрізнити, натомість при спостереженні вивірок на великій відстані, темних особин легко приймати за чорних; б) темна форма може бути гібридом чорної і рудої форм, що найбільш тісно взаємодіють саме у містах.

4) Мішані популяції кольорових форм вивірки можуть бути сформовані за рахунок їх взаємопроникнення у синантропне середовище і гібридизації внаслідок життя їх на неприродних ділянках та порушення механізмів ізоляції у цій зоні. Оскільки вивірка може легко долати перешкоди: дороги, річки, забудову і, постійно переміщуючись у просторі, "вирівнювати" і до того досить стабільні для неї умови існування в місті, високе різноманіття кольорових форм спостерігається саме у синантропній зоні Закарпаття.

5) Відносно високе різноманіття кольорових форм спостерігається і в природних місцезнаходженнях гірських районів області порівняно з природними місцезнаходженнями на рівнині (в горах $D=3,6$; на рівнині $D=1,6$). За умови, що теоретичний максимум різноманіття рівний $D=3$, реалізоване різноманіття в синантропному середовищі становить 60 % ($D=1,8$), а в природних місцезнаходженнях — лише 43 % ($D=1,3$). Це, очевидно, пов'язано із наявністю тут кращих умов існування таких як: збереженість зелених зон у містах, краща забезпеченість кормом тощо.

6) Причиною підвищення різноманіття у синантропному середовищі може бути послаблення добору внаслідок наявності сприятливих умов для різних форм (мішані ліси — чорна форма, хвойні ліси — руда, місто, де різнорідна рослинність, — мішані форми. Низька чисельність хижих — низька вибравка, тобто відсутність добору спричиняє високу мінливість, бо відсутні хижаки і є умови. Отже, різноманіття абіотичних факторів в урбоценозах є меншим, принаймні, для вивірки.

Подяки. Щиро дякую І. Загороднюку (Інститут зоології НАН України) за ідею статті та допомогу у редагуванні тексту, співробітникам зоологічних музеїв І. Шидловському (Зоологічний музей ім. Б. Дибовського) за сприяння у вивченні колекційних зразків; О. Луговому, О. Корчинському, О. Мателешку (біологічний факультет УжНУ), М. Шквирі (Інститут зоології НАН України) за особисті повідомлення та важливі коментарі, І. Дикому та С. Сребродольській (біологічний факультет Львівського національного університету) за допомогу у проведенні анкетування, О. Станкевич та Н. Дерев'янченко (РМЕО "ЕКОСФЕРА") за допомогу у підготовці анкет, а також усім респондентам, які взяли участь у заповненні анкет.

Література

- Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология: особи, популяции, сообщества / Пер. с англ. В. В. Белова и А. Г. Пельмского, под ред. А. М. Гилярова. — Москва: Мир, 1989. — Том 2. — 480 с.
- Громов И. М., Ербаева М. А. Млекопитающие фауны России и сопредельных территорий. Зайцеобразные и грызуны. — Санкт-Петербург, 1995. — 525 с.
- Дулицький А. Білка-телеутка та її теперішній статус у Криму // Фауна в антропогенному середовищі. — Луганськ, 2006. — С. 71–74. — (Праці Теріологічної школи. Вип. 7).
- Емельянов И. Г. Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистем. — Киев, 1999. — 168 с.
- Загороднюк І. Дика теріофауна районів забудови міста Києва // Науковий вісник Національного аграрного університету: Збірник наукових праць. — К., 2003. — Вип. 61: Лісівництво. — С. 145–150. — ("Хребетні в урболандшафті": Матеріали науково-практичного семінару" (Київ, 2002)).
- Загороднюк І., Покин'череда В., Киселюк О., Довганич Я. Теріофауна Карпатського біосферного заповідника. — Київ: Ін-т зоології НАНУ, 1997. — 60 с. — (Додаток № 5 до "Вестник зоологии").
- Зізда Ю. Чорна форма вивірки (*Sciurus vulgaris carpathicus*) в м. Ужгороді // Вестник зоології. — 2005а. — Том 39, № 4. — С. 84.
- Зізда Ю. Поширення кольорових форм вивірки (*Sciurus vulgaris*) у Закарпатті та в суміжних областях України // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія. — 2005б. — Вип. 17. — С. 147–154.
- Корчинский А. В. Грызуны Украинских Карпат (итоги исследования) // Вопросы охраны и рационального использования растительного и животного мира Украинских Карпат. — Ужгород: МОИП (Ужгородск. отд.), 1988. — С. 156–173.
- Одум Ю. Экология (перевод с англ.). — Москва: Мир, 1986. — Том 1. — 328 с.; Том 2. — 378 с.
- Протасов А. А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикоэкология. — Киев: Академперіодика, 2002. — 105 с.
- Страутман Ф. И. Зоогеография Советских Карпат // Страутман Ф. И. Птицы Советских Карпат. — Киев: Изд-во АН УРСР, 1954. — С. 174–269.
- Татаринюв К. А. Звірі західних областей України. — Київ: Вид-во АН УРСР, 1956. — 188 с.
- Шнаревич І. Д. Горизонтальні і вертикальні міграції карпатської білки // Наукові записки Чернівецького університету. Серія Біологія. — 1954. — Том 15, вип. 4. — С. 149–158.
- Bevan R. M., Lurz P. W. W. Comparative energetic of red and grey squirrels and the constraints of habitat? // Abstract Booklet 3rd International Colloquium on the Ecology of Tree Squirrels. 7th European Squirrel Workshop (Ford Castle, 26–30 May 2003). — Northumberland: University of Newcastle, 2003. — P. 4.
- Cartmel S. Do red and grey squirrels co-exist in the conifer forests of Wales // 6th European Squirrel Workshop: Abstracts Book (Acqui Terme — Italy, 11–13 September 2001). — Turin: University of Turin, 2001. — P. 9.
- Kitchener A. C., Peacock G., Lynch J. M., Gurnell J. Geographical variation in British red squirrels, *Sciurus vulgaris* // Abstract Booklet 3rd International Colloquium on the Ecology of Tree Squirrels. 7th European Squirrel Workshop (Ford Castle, 26–30 May 2003). — Northumberland: University of Newcastle, 2003. — P. 10.
- Sidorowicz J. Geographical variation of the squirrel *Sciurus vulgaris* L. in Poland // Acta Theriologica. — 1958. — Vol. 2, N 7. — P. 142–157.
- Zawidzka E. Geographical distribution of the dark phase of the squirrel (*Sciurus vulgaris fuscoater* Altum) in Poland // Acta Theriologica. — 1958. — Vol. 2, N 8. — P. 160–174.

Надійшло до редакції: 25 січня 2006 р.

УДК 599.363 (47)

О поимке белозубки малой в городской черте Гомеля

Александр Саварин

Про знахідку білозубки малої в межах міста Гомель. — Саварин О. — Представлено дані про знахідку *Crocidura suaveolens* в Білорусі. Вид зловлено в урбанізованому місцезнаходженні, в м. Гомель. Наведено опис екстер'єрних та краніометричних особливостей добутих зразків *Crocidura suaveolens* та їх порівняння із даними з літератури. Матеріал зібрано восени 2004 року.

Ключові слова: білозубка мала, синантропія, Беларусь.

Адреса: кафедра екології, Гомельський державний університет імені Ф. Скорини, вул. Советська, 104, Гомель, 246019, Беларусь; абон. скр. 79, Гомель, 246029, Беларусь. E-mail: animals@tut.by.

About the record of *Crocidura suaveolens* Pallas, 1811 in Gomel city. — Savarin A. — New data on the record of *Crocidura suaveolens* in Belarus are presented. The species was captured in the urban habitat of the Gomel city. Description of external and craniometric characters of collected samples of *Crocidura suaveolens* is given and compared with literary data. The material was collected in the autumn of 2004.

Key words: *Crocidura suaveolens*, synantropy, Belarus.

Address: chair of ecology, Gomel State University named after F. Scorina, 104 Soviet st., Gomel, 246019, Belarus; Post Office Box 79, Gomel, 246029, Belarus. E-mail: animals@tut.by.

Введение

Одной из актуальных задач является выявление изменений структуры териофауны города и его окрестностей в виду усиления процессов урбанизации (Загороднюк, 2003). Определенную роль в териокомплексе антропоценозов может играть и белозубка малая (*Crocidura suaveolens*). Так, некоторые авторы (например, Михайленко, Унтура, 1993) считают данный вид полусинантропным. Белозубка малая — один из видов млекопитающих Беларуси, сведения по которому носят фрагментарный характер. И. Н. Сержанин (1955) указывает на добычу одной особи 12.VIII 1928 г. В. Л. Новиковым в Чечерском районе Гомельской области. В последней сводке териофауны республики (Козло, 2005) данный вид указывается как новый (с единичными находками). Специальные исследования биологии данного вида в республике ранее не проводились; коллекционные материалы отсутствуют. Сведений о поимке белозубки малой в Гомельском районе до этого времени не было.

В ноябре и декабре 2004 г. (сразу после наступления заморозков) зарегистрировано много случаев прихода большого количества “мышей с длинными носиками” (так опрошенные горожане описывали неизвестных им “мышей”) в жилые деревянные постройки частного сектора Новобелицкого района г. Гомеля. Жильцы сообщали, что у них зверьки бегают по дому и в светлое время суток, прячутся за мебелью и даже лазают на стулья. Кроме того, мелкие млекопитающие активно посещают и сараи, особо не боясь приближения человека. В этой связи представлялось актуальным выявление видовой принадлежности неизвестных ранее жителям города зверьков.

Материал и его описание

Нами были выставлены ловушки Геро и металлические живоловки с различными приманками (мясо, сало, жареный хлеб) в погребе и на кухне одного из жилых домов Гомеля по ул. Склезнева.

Отловлено три зверька отряда насекомоядных (Insectivora): два — в живоловку на хлеб, один — в давилку на сало. Их экстерьерные признаки следующие:

Окраска горла и брюха — однотонно серо-белая, спины — серо-коричневая с рыжеватостью. Светлая окраска брюха плавно переходит в более темную спины.

Хвост покрыт однотонно белыми волосками по всей длине.

Масса и промеры тела двух нерожавших самок (третий зверек — живой — передан в ИПЭЭ им. А. Н. Северцова): M = 5,25/5,75 г; L = 49/52; Ca = 25,4/26; Pl = 10,2/10,3 мм.

Зубы полностью белые. Передние резцы верхней челюсти крупные, двухвершинные, серповидно изогнутые (рис. 1).

Зубная формула верхней челюсти 3–1–1–3.

Череп: метрические особенности черепа представлены в таблице 1.



Рис. 1. Форма зубов верхней челюсти

Обсуждение

Сравнение выявленных краниологических особенностей с известными литературными данными по видовой дифференциации малой и белобрюхой белозубок (например, Емельянов, Жежерин, 1990 и др.) позволяет утверждать, что все отловленные особи относятся к одному виду — белозубка малая (*Crocidura suaveolens*). В этой связи следует заметить, что белозубка малая традиционно заносилась в списки териофауны Белорусского Полесья и республики, однако подтверждений правомерности подобной точке зрения коллекционными находками не было.

Е. С. Блоцкая и В. Е. Гайдук (2004) упоминают поимку двух особей белозубки малой 18 июня 1974 г. в смешанном лесу Беловежской пуши и 17 июля 1986 г. в ольшанике в окрестностях деревни Томашовка Брестского района. Однако указанные зоологи никаких диагностических признаков не приводят.

И. М. Зенина (2002) сообщила о добыче 5 особей белозубки малой в городском поселке Туров Житковичского района Гомельской области (на приусадебных участках, в жилом помещении 3-х этажного здания и на пойменном лугу у реки Припять).

С учетом приведенных выше сведений и факта поимки белозубки малой в Чечерском районе В. Л. Новиковым в 1928 г. (рис. 2) можно полагать, что в настоящее время ареал данного вида на территории Белорусского Полесья расширяется. Однако, так как ранее целенаправленные исследования распространения вида в Беларуси не проводились, нельзя исключать и того, что малая белозубка на урбанизированных территориях и в XX веке была достаточно обычным видом.

Таблица 1. Метрические особенности черепа малых белозубок (в мм)

Промер черепа	Экз. № 1	Экз. № 2	Белозубка малая *
Кондилобазальная длина	15,5	15,7	15,2–17,5
Расстояние между предглазничными отверстиями	3,2	3,3	3,0–3,5
Ширина между скуловыми отростками верхнечелюстных костей	5,2	5,3	4,8–5,8
Заглазничная ширина	4,6	4,7	4,5–5,5
Темпоральная ширина	6,8	6,9	6,5–7,5
Максимальная ширина мозговой капсулы	7,8	7,9	7,5–8,6
Высота роstralной части	1,6	1,7	1,5–1,9
Ширина 1-го верхнего многовершинного зуба	1,6	1,7	1,6–1,9
Высота восходящей ветви нижней челюсти	3,8	3,7	3,7–4,6
Длина нижней челюсти (без I ₁)	7,8	8,0	7,8–9,2
Длина нижнего зубного ряда (без I ₁)	4,8	4,9	4,7–5,5

* по данным из статьи И. Г. Емельянова и И. В. Жежерина (1990)

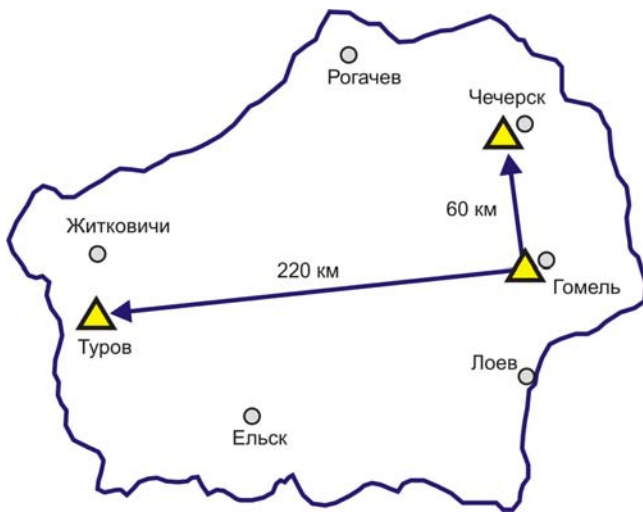


Рис. 2. Места поимок малой белозубки в Гомельской области

Одной из задач будущих исследований является уточнение формы синантропии данного вида. Хорошо известно, что белозубка малая предпочитает антропогенные станции, прежде всего, рудеральные участки с густой травянистой растительностью, куда ее привлекает хорошая кормовая база (особенно зимой). Поэтому, не удивительно, что уловистость белозубки малой различными видами ловушек резко увеличивается именно в осенне-зимний период. По нашему мнению, вероятность размножения малой белозубки в деревянных застройках или погребях в черте г. Гомеля крайне мала. Появление зверьков на окраине города зимой объясняется миграцией особей из расположенных в непосредственной близости рудеральных станций. В пользу данной точки зрения свидетельствуют следующие обстоятельства: факт непопадания особей белозубки малой в ловушки в весенне-летний период (в деревянных застройках); высокая численность синантропных и полусинантропных видов грызунов, способных вступать в различные формы конкурентных взаимоотношений с малой белозубкой (например, крыса серая, мышь полевая).

Возможно, что белозубка малая в настоящее время является достаточно обычным представителем комплекса мелких млекопитающих в черте Гомеля и его окрестностях с локальным распространением.

Литература

- Блоцкая Е. С., Гайдук В. Е. Популяционная экология мелких млекопитающих юго-западной и центральной Беларуси. — Брест: Изд-во Брест. гос. ун-та, 2004. — С. 37.
- Емельянов И. Г., Жежерин И. В. Диагностика малой и белобрюхой белозубок (Soricidae) // Вестник зоологии. — 1990. — № 4. — С. 39–45.
- Загороднюк І. Дика теріофауна Києва та його околиць і тенденції її урбанізації // Вестник зоологии. — 2003. — Том 37, № 6. — С. 30–38.
- Зенина И. М. Малая белозубка (*Crocidura suaveolens* Pall.) в Полесье // Экологические проблемы Полесья и сопредельных территорий: Материалы междунар. конф. — Гомель, 2002. — С. 107–108.
- Козло П. Г. Фаунистический анализ млекопитающих (Mammalia) и актуальные проблемы их изучения в Беларуси // Весті НАН Беларусі. Сер. біял. навук. — 2005. — № 1. — С. 92–98.
- Михайленко А. Г., Унтура А. А. Видовой состав и численность синантропных грызунов в Молдове // Вестник зоологии. — 1993. — № 1. — С. 37–42.
- Серджанин И. Н. Млекопитающие Белорусской ССР. — Минск: Изд-во Академии наук БССР, 1955. — С. 53.

Надійшло до редакції: 24 листопада 2005 р.

УДК 599.323.42

Склонность к синантропии обыкновенного хомяка (*Cricetus cricetus*) по наблюдениям в Крыму

Николай Товпинец, Игорь Евстафьев, Евгения Карасева

Схильність до синантропії звичайного хом'яка (*Cricetus cricetus*) за спостереженнями в Криму. — Товпінець М.¹, Євстаф'єв І.¹, Карасьова Є.² — За результатами спостереження в Криму наведено дані щодо формування у звичайного хом'яка (*C. cricetus*) певних пристосувань до мешкання в населених пунктах. З'ясовано окремі адаптивні механізми поведінки та екології хом'яка, що сприяють синантропізації виду. Встановлено, що хом'яки, які постійно мешкають у межах населених пунктів Криму, незалежно від їх розмірів та характеру забудови, можуть заселяти як незабудовані площі, так і будівлі та прилеглі до них палісадники і городи. Встановлено також, що внаслідок освоєння хом'яком території міст та інших населених пунктів, вид здатний саме в межах урбоценозів різко збільшити свою чисельність і на протязі довгого часу постійно її підтримувати.

Ключові слова: звичайний хом'як, синантропія, Крим.

Адреса: 1 — Кримська санітарно-епідеміологічна станція, Сімферополь, вул. Набережна, 67, 95034, АР Крим, Україна, 2 — Інститут проблем екології та еволюції ім. О. М. Северцова, Москва, РАН. E-mail: niko_tovp@mail.ru, igor_evstafev@mail.ru.

Inclination to synanthropy of the common hamster (*Cricetus cricetus*) based on investigations in the Crimea. — Tovpinets M.¹, Evstafiev I.¹, Karaseva E.² — Data on forming of special adaptations in the common hamster (*Cricetus cricetus*) for living in built-up areas are considered based on results of investigations in the Crimea. Certain adaptive mechanisms of behavior and ecology of the common hamster promoting synanthropization of the species were ascertained. It's found that hamsters habiting in borders of human settlements, independently of their size and character of building, may stably inhabit both not built up areas and buildings with adjacent to them front and vegetables gardens. It's also found that as a result of mastering of capability for living in cities and other built up areas the species is able, in particular in borders of urbocoenosis, to increase its number sharply and to keep it up for a long time.

Key words: common hamster, synanthropization, Crimea.

Address: Crimean sanitary-epidemiological station, 67 Naberezhnaya str., Simferopol, 95034, AR Krym, Ukraine, E-mail: niko_tovp@mail.ru, igor_evstafev@mail.ru.

Введение

В последние десятилетия все больше земной поверхности испытывает сокрушающее воздействие человека. Антропогенная трансформация биосферы стала одним из самых мощных глобальных процессов. С необычайной скоростью растут многочисленные населенные пункты и, в том числе, города. Это не может не отражаться на распространении и биологии многих видов животных, имеющих разную степень склонности к синантропии. Одни из них почти не могут заселять крупные города — это большинство видов земноводных, пресмыкающихся, многие виды птиц и млекопитающих. Другие, напротив, выигрывают от близости к человеку и достигают в населенных пунктах особенно высокой численности — некоторые виды птиц, особенно воробьиных (врановые и ткачиковые), из млекопитающих — преимущественно грызуны.

Наиболее изучены особенности обитания в городах и других населенных пунктах настоящих синантропов (эвсинантропов) — крысы серой (*Rattus norvegicus*) и мыши домовая (*Mus musculus*) (Соколов, Карасева, 1990; Котенкова, Булатова, 1994). Что же касается многочисленных видов полусинантропов (гемисинантропов), обитающих в городах преимущественно вне построек, то об

образе их жизни сведений гораздо меньше (Кучерук, 1988). Хомяк обыкновенный — один из типичных представителей полусинантропов. В Крыму в природных биотопах — это обитатель степной и предгорной зон полуострова. Практически он отсутствует лишь на крайнем юго-западе Тарханкутского полуострова Крыма и на большей части Керченского полуострова. В горы хомяк проникает местами до высоты 400–500 м над уровнем моря. Мягкий теплый климат полуострова, большое количество длительно вегетирующих растений, обилие фруктов и овощей способствуют благоденствию здесь этого вида.

До недавнего времени южная граница распространения хомяка в Крыму совпадала с границей высокоствольных лиственных лесов в пределах второй гряды. На южном берегу хомяк не регистрировался на протяжении всего периода исследования (Товпинец, Алексеев, 1992). Теперь хомяк обитает на окраинах городов Ялты и Алушты. Его добывают сотрудники городских санэпидстанций для исследования, преимущественно в гаражах, где хранятся запасы овощей. Возросшее строительство на побережье коттеджей и дач и, следовательно, увеличивающийся поток грузовых автомашин (в том числе с продуктами) может объяснить завоз хомяка, а, следовательно, и его расселение на этой территории. Настоящее сообщение посвящено результатам изучения склонности обыкновенного хомяка к заселению незастроенных участков на территории населенных пунктов Крыма и проникновению его в постройки, т.е. склонности к проявлению синантропии. В задачи исследования входило выяснение особенностей современного распространения, изучение плотности населения и других сторон биологии хомяка в населенных пунктах по сравнению с биотопами за их пределами. Изучены особенности адаптаций хомяка к обитанию в урбоценозах: характер использования территории, поведения и пр.

Материал и методика

Специальные исследования проводились в Крыму в течение весенне-летних сезонов 1998–2000 гг. Учеты численности и изучение характера расположения нор хомяка проводили в степных и предгорных районах на автомашине, при объездах в разных направлениях, с остановками и тщательным обследованием тех территорий, где можно было предположить локализацию нор. Общая протяженность автомаршрутов за три года составила 4200 км. В ряде случаев норы раскапывали, зарисовывали их строение и добывали хомяков. Кроме того зверьков ловили дугowymi капканами и выливали из нор водой.

Кроме автомаршрутов, учеты численности хомяков вели на стационарах (подсчет нор и добывание хомяков). В 1998 г. вблизи населенного пункта Николаевка Симферопольского района, в 1999 г. вблизи г. Бахчисарай и в 2000 г. — в г. Симферополь. В большинстве других населенных пунктов обитание хомяков регистрировали по данным городских и районных санэпидстанций и личным наблюдениям (всего за указанный период авторами обследовано 11 городов и 8 наиболее крупных поселков городского типа).

На одной из центральных улиц Симферополя в августе 2000 г. был выделен участок постоянных наблюдений, площадью около 1,8 га. Этот участок представляет собой санитарно-экологическую полосу между жилыми зданиями и дорогой с интенсивным движением автотранспорта. На этом участке, вдоль дороги проходит полоса декоративного кустарника бирючины. Вдоль полосы бирючины идет пешеходная дорога, а за ней аллея высокоствольных деревьев (гледичия, тутовник, акация, клен канадский, клен ясенелистный и др.). Травянистая растительность представлена не менее чем 10 видами, в основном рудеральными ассоциациями. За аллеей перед домами располагаются палисадники. В них произрастают вишня, софора, грецкий орех, абрикос, айва, алыча, шиповник и др. Кое-где есть небольшие огороды, засаженные разнообразными овощными культурами. Жилые дома № 74/1, 78/2, 80/3 — 3–4-этажные, дом № 76 занимает Таврический экологический институт. В жилых домах есть подвальные помещения — длинные темные коридоры с известковым и песчаным полом. Вдоль стен — двери, ведущие в отсеки, где жильцы домов хранят овощи.

На участке постоянных наблюдений были закартированы в масштабе 1 см = 40 м все обнаруженные норы хомяков. С целью определения характера освоения отдельными особями проводили систематический вылов хомяков живоловками с двойным дном разных конструкций — Зайцева, Хэвхерта, Лонгворта и др. (Карасева, Телицына, 1996). Ловушки выставляли у жилых нор, вдоль

линии бирючины, аллеи и в палисадниках. На участке постоянных наблюдений выделили площадку мечения (площадь 1,2 га), занимающую улицу с кустарниками, аллеей и палисадниками.

Всех добытых хомяков метили индивидуально ампутацией пальцев и выстриганием участков шерсти, после чего выпускали на месте лова. В дальнейшем, учитывая повторные ловы, картировали передвижения зверьков. Всего выловлено и помечено 23 самки и 13 самцов. Для самок в среднем на одну особь приходилось 3,7 повторных отловов, а для самцов — лишь 0,8. В период мечения, при свете яркого уличного фонаря вели наблюдения за поведением животных. Круглосуточно регистрировали проявление их вненоровой активности, в том числе исследовательской и кормодобывающей, а также особенности взаимоотношений между особями. После завершения работы с мечением проведен широкий облов на всем опытном участке с умерщвлением животных.

Всех добытых хомяков вскрывали и исследовали у них состояние гениталий, выявляя неполовозрелых и половозрелых особей. У половозрелых самцов устанавливали наличие или отсутствие сперматогенеза по размерам семенников (testicula), семенных пузырьков (vesicula seminalis) и наполнению спермой семенных придатков (epididimis). Среди самок определяли беременных (по наличию видимых эмбрионов), учитывали их число, в том числе резорбирующихся. По темным пятнам устанавливали, какая по счету была беременность, а также у небеременных в это время самок определяли, сколько было беременностей. По наличию молока в молочных железах устанавливали факт лактации. Возраст животных определяли по черепам. Кроме того, регистрировали наличие или отсутствие внутривисцерального и подкожного жира, а также содержимое защечных мешков. Всего за 3 года было вскрыто и исследовано 170 особей.

Результаты и обсуждение

За три года наблюдений наибольшая численность хомяка вне пределов населенных пунктов была отмечена в 1998 г. В 1999 г. она значительно спала, а в 2000 г. стала очень низкой.

При равномерном выборочном обследовании территории полуострова с апреля по август 1998 г. поселения хомяка вне населенных пунктов были обнаружены в 14 точках, в 1999 г. — в 7, а в 2000 г. только в 1. Последняя точка — это единственное место обитания хомяка (вблизи автомобильной дороги) обнаружено в начале апреля 2000 г. Тщательные поиски нор на протяжении 1400 км автомобильного маршрута в последующие месяцы (май-август) не увенчались успехом, хотя их искали во всех подходящих местах и, в том числе там, где хомяки жили в предшествующие годы. Схожие результаты по численности хомяка в природе отмечены и на протяжении 2001–2004 гг.

За весь период наблюдений авторов за хомяком в Крыму, включая 1998–1999 гг. и в последующие годы наибольшая численность хомяка отмечается в предгорьях Бахчисарайского, Симферопольского и части Белогорского районов, где в течение всего года условия обитания хомяка наиболее благоприятны (Телицына и др., 1999; Товпинец, Алексеев, 1992). Здесь хомяк нередко встречается в лесополосах, на полях многолетних трав, главным образом люцерны, а также пустошах (заброшенные поля). Норы почти всегда устраивают по краям этих полей.

Помимо указанных биотопов все эти годы хомяк обитал в населенных пунктах Крыма: в городах, поселках городского типа и на дачных участках. Отмечен вид на протяжении ряда последних лет в 8 городах и 7 поселках городского типа, а во время исследования в 2000 г., при спаде численности в природе — почти во всех пунктах (табл. 1). Особый интерес представляют поселения хомяка в г. Симферополе. Н. Н. Товпинец и А. Ф. Алексеев (1992) отмечают распространение этого вида здесь с конца 70–х годов. В 2000 г. хомяки были обнаружены в большинстве случаев вдоль тех же улиц, что и указанными авторами в предшествующие годы. Примечательно, что хомяк заселяет не только окраины Симферополя, но его стойкие поселения можно обнаружить и в центральной части. При обследовании Симферополя в августе 2000 г. на автомашине и при пешеходных маршрутах, на его застроенной и незастроенной территории поселения хомяков были обнаружены в 13 пунктах (рис. 1), в том числе в парке им. Гагарина (рис. 2): около детских аттракционов, вблизи реки Малый Салгир, т.е. в тех же местах, где в 80-е годы работали Н. Н. Товпинец и А. Н. Алексеев (1992).

Таблица 1. Обитание обыкновенного хомяка в городах и поселках городского типа в Крыму по данным авторов. ("+" наличие зверьков, "-" — их отсутствие)

Типы населенных пунктов	Населенные пункты	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
города	Симферополь	+	+	+	+	+	+	+
	Бахчисарай	+	+	+	+	+	+	+
	Белогорск	+	+	+	+	+	+	+
	Джанкой	+	+	+	+	+	+	+
	Керчь	+	-	-	+	+	+	+
	Саки	+	-	+	+	+	+	+
	Алушта	+	+	+	+	+	+	+
	Ялта	-	+	+	+	+	+	+
поселки городского типа	Красногвардейское	+	+	-	-	+	+	+
	Кировский	+	+	-	-	-	+	+
	Ленино	+	+	+	+	+	+	+
	Нижегорский	+	+	+	+	+	+	+
	Первомайское	+	+	-	-	-	+	+
	Раздольное	+	+	+	+	+	+	-
	Советский	+	+	-	-	+	+	+



Рис. 1. Распределение районов изучения поселений хомяка в Симферополе в августе 2000 г.: I — застроенные территории (жилые кварталы), II — застроенные территории (производственные и коммунальные строения), III — незастроенные территории, IV — участок постоянных наблюдений.

Арабскими цифрами обозначены: 1 — палисадник вдоль ул. Киевской, парк им. Гагарина, палисадник у гастронома Южный, палисадник на ул. Семашко; 2 — жилой массив из 9-этажных домов (ул. Лермонтова); 3 — парк «Салгирка», палисадники на ул. Беспалова; 4 — двор около санэпидстанции; двор на ул. Франко; 5 — теплицы на ул. Севастопольской, площадка мечения, двор хлебокомбината.

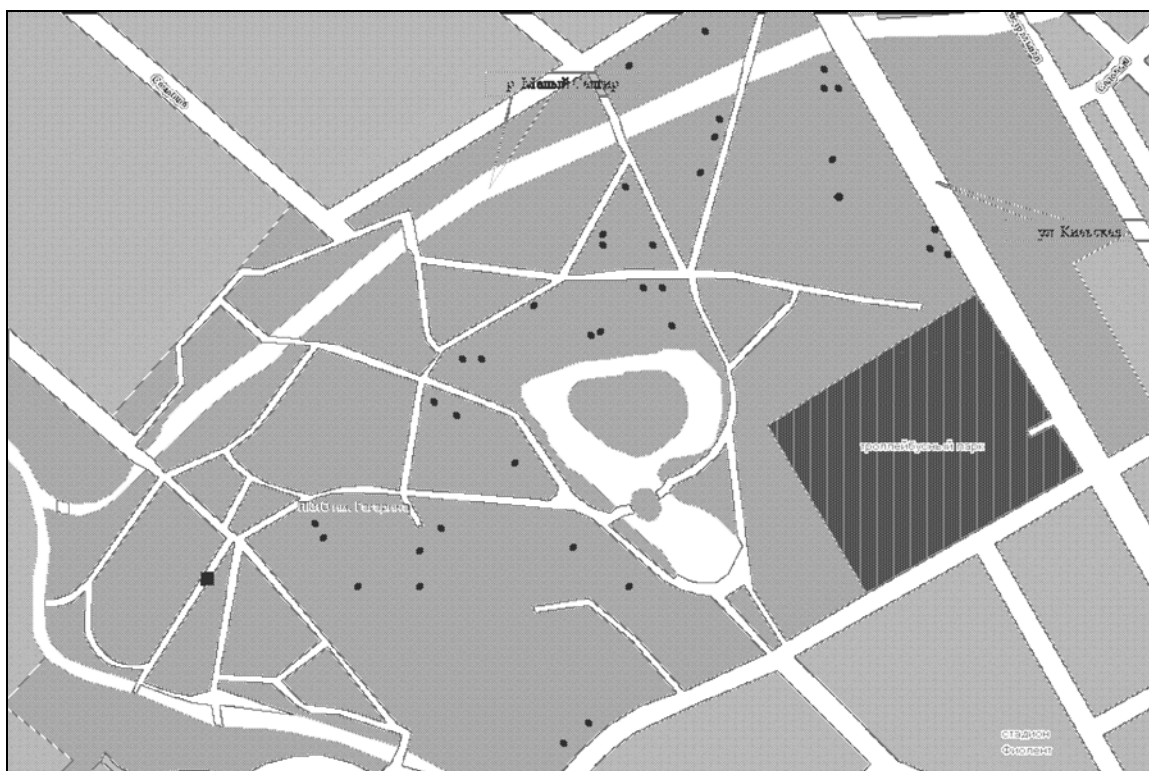


Рис. 2. Распределение поселений хомяка в парке им. Гагарина в г. Симферополь (1998–2005 гг.). Точками обозначены поселения хомяка: группы из 3–4 вертикальных и наклонных нор

В городах и поселках городского типа хомяки заселяют преимущественно незастроенные участки — палисадники, парки и сады. На окраинах городов, в поселках и дачных участках они чаще встречаются на огородах.

В других местах и, в том числе в центральной части города, численность хомяка в 2000 г. была высокой. Хомяки жили вдоль улиц в палисадниках, где растут декоративные кустарники, фруктовые деревья и разбиты цветники. Например, на ул. Киевская (см. рис. 1, 1) на протяжении 150 м, при ширине обследуемой площади в 16 м, было обнаружено 30 жилых входных отверстий. Следовательно, на 1 га их приходилось 125. Если считать, что в норе в среднем бывает 3 входных отверстия, то на 1 га приходилось примерно 40 нор, т.е. обитали минимум 80 хомяков. Это, несомненно, высокий показатель численности, который редко встречается за пределами населенных пунктов.

Поселение хомяков в течение многих лет (с 1980 г.) существует во дворе санэпидстанции (рис. 1, 4), где раньше был фруктовый сад, а теперь сохранились лишь отдельные деревья. Хомяки обитают в тепличном хозяйстве (рис. 1, 5). Здесь их норы, в основном, находятся между помещениями теплиц, в зарослях бурьяна. Хомяки нередко посещают строения города. Чаще всего их можно встретить в подвалах жилых домов самой различной этажности и коммунальных и промышленных строениях — котельные, склады и т. д. Но нередко они заходят и на верхние этажи. Например, в Симферополе на ул. Лермонтова хомяк был дважды (май 1989 г. и июнь 1990 г.) убит на 9 этаже около дверей одной из квартир (рис. 1, 2). В обоих случаях это были взрослые самки, которые устроили убежище в кладовой между 8 и 9 этажом, и, разорвав дерматиновую обшивку двери, собирали утепляющий материал — техническую вату. При вскрытии оказалось, что самки были беременные, у одной было 9 эмбрионов, у другой — 10. В центре города хомяк также обнаружен на лестничной площадке на 8 этаже. И таких примеров в г. Симферополе зарегистрировано немало.

По наблюдениям других авторов (Новиков, 1932; Petzsch, 1952) хомяки активно размножаются весной и летом. В августе 2000 г. размножение зверьков уже затухало. С 8 по 24 августа вскрыто 65 особей (25 самцов и 40 самок). Хомяки были трех возрастных категорий: взрослые особи, рождения 1997–1999 гг., которые в сезон 2000 г. участвовали в размножении, молодые неполовозрелые зверьки, 2–4 месяцев, в основном весенних выводков 2000 г. и совсем маленькие в возрасте 1–1,5 месяца. В желудках у них было молоко. В ловушки они не ловились, их добывали с помощью выливания водой. В августе у всех взрослых самцов сперматогенеза не было. Семенники были не более 5–6 мм длиной, семенные пузырьки спались.

Все самцы были жирные. Внутренний жир располагался вокруг кишечника, гениталий, вдоль позвоночника. Имелся слой и подкожного жира. Молодые самцы были неполовозрелыми, жировых отложений у них не было. Беременные самки на участке постоянных наблюдений отловлены не были, но на территории тепличного хозяйства рядом с этим участком были пойманы две беременные самки и эмбрионы у них были уже больше (26–30 мм). Среднее количество эмбрионов составило 10,5. На участке было четыре лактирующие самки (из молочных желез выделялось молоко). Остальные взрослые самки имели следы одних или двух родов. У беременных, лактирующих и неполовозрелых самок не было жировых отложений. У взрослых, не размножающихся самок, было значительное количество жира, но его прослойки были меньше, чем у самцов.

Таким образом, наши наблюдения в августе 2000 г. застали период, когда хомяки уже перестали спариваться, что, несомненно, не могло не отразиться на их подвижности и характере использования территории. Единичные молодые самки выкармливали детенышей или были беременны в первый раз.

Норы на участке постоянных наблюдений (рис. 1, 5) располагались вдоль кустов бирючины, между аллеями высокоствольных деревьев, а также в палисадниках. На протяжении 800 м было обнаружено 74 наклонных и вертикальных входных отверстия. Значительная их часть — 62 — находилась на протяжении 280 м (между улицами Д. Ульянова и Крымских партизан). Наши основные наблюдения проходили в пределах именно этой последней территории. Большинство входных отверстий были с чистыми краями, хорошо облаженные, видно было, что хомяки их часто посещают. Большая часть ходов располагалась под кустами бирючины или рядом с ними с противоположной стороны проезжей части улицы Севастопольской (рис. 3).

При обследовании подвала дома № 74/1 нор мы не нашли, но на песчаном полу было большое количество следов хомяков. Под фрамугой оконной рамы и над прогрызенными дверями, которые вели в отсеки, где хранятся овощи, шли их лазы. Все это говорит о том, что хомяки часто посещают подвал. При облове подвала было выловлено 6 хомяков и, в том числе, один меченый, который был ранее пойман в палисаднике возле этого дома. Всего в среднем на 1 га, на всем участке наблюдений было 51 входное отверстие, а на полосе бирючины — 136.

Как известно, обыкновенные хомяки активны, в основном, в темное время суток (Новиков, 1932; Grulich, 1986; Petzsch, 1952). Однако при круглосуточных наблюдениях в предгорьях Алтая было установлено, что в период интенсивного размножения самки с детенышами активны и днем (Карасева, 1962). В Крыму, на стационаре в р-не Николаевки в июне 1998 г. одна самка, у которой было два разновозрастных выводка, была активна и в светлые часы суток (Телицына и др., 1999).

В августе 2000 г. на подопытной площадке, на улице Севастопольской, в период затухания размножения вненоровая активность хомяков проявлялась исключительно только в темное время суток. Наблюдения при свете яркого электрического фонаря, освещающего улицу, показали, что хомяки выходили из нор в 21 ± 10 мин. час и уходили в них в 6–7 часов утра. При этом явного перепада в активности, который наблюдали в лесополосе вблизи с. Николаевка в 1998 г. (Телицына и др., 1999), здесь не было.

Иногда, в разное время суток, и, в том числе днем, зверьки выбрасывали из входных отверстий небольшое количество земли, что говорит о том, что, находясь внутри норы, они были активны и чистили норы. Передвигаясь вдоль полосы, засаженной бирючиной, хомяки часто влезали на кусты, иногда на высоту 40–50 см, а то и на самый верх куста (1–1,2 м).

По хомяки кустам активно лазали, скусывали листья. Чаще слезали с них, но иногда спрыгивали. Большую часть времени проводили на земле, рылись, выискивая корм.

Маленькие хомяки обычно не отходили от входных отверстий дальше, чем на 1–2 м. Часто, не вылезая из норы, высовывали голову и смотрели, не угрожает ли им какая-нибудь опасность. Взрослые хомяки обычно ели, опустошая защечные мешки, сидя около входного отверстия, здесь же чистились.

Хомяки не обращали внимания на шум от проезжающих по улице машин, хотя их норы находились в 1–2 м от дороги. Одна из нор, за которой мы вели систематические наблюдения, находилась в непосредственной близости от пешеходной тропинки, по которой постоянно ходили люди. Иногда прохожие наступали на входные отверстия. Несмотря на это, хомяки нору не бросали. Мы наблюдали как при необычном, непривычном для них звуке, хомяки поднимались на задних лапах, становясь «столбиком» (типичная для этого вида ориентировочно-исследовательская поза). Испугавшись, стремглав бежали к ближайшему входу в нору (причем необязательно свою) и скрывались в ней. Иногда, особенно напуганные, зверьки передвигались прыжками.

Большинство исследователей, изучавших хомяков, вели наблюдения в период интенсивного размножения (Новиков, 1932; Grulich, 1986; Petzsch, 1952) и отмечали очень большую агрессивность самцов. В предгорьях Алтая в мае-июне также часто отмечались ожесточенные драки самцов (Карасева, 1962). Каждый самец посещал индивидуальные участки нескольких самок, спариваясь с той особью, которая в это время была в течке. Если самцы встречались друг с другом, обычно это кончалось дракой.

В Крыму наши исследования пришлось на август, когда у самцов уже завершился сперматогенез, и спаривание прекратилось. В это время их поведение было совершенно иным. Они были, в отличие от самок, малоподвижны (табл. 2), готовились к спячке и совершенно не имели склонности к агрессии. Мы ни разу не видели дерущихся хомяков.

Хомяки держались очень близко друг к другу, постоянно перемещались на небольшие расстояния из одной норы в другую. Встретившись, хомяки иногда обнюхивали друг друга и мирно расходились. Мы многократно наблюдали, как хомяки входили один за другим в одно и то же входное отверстие норы.

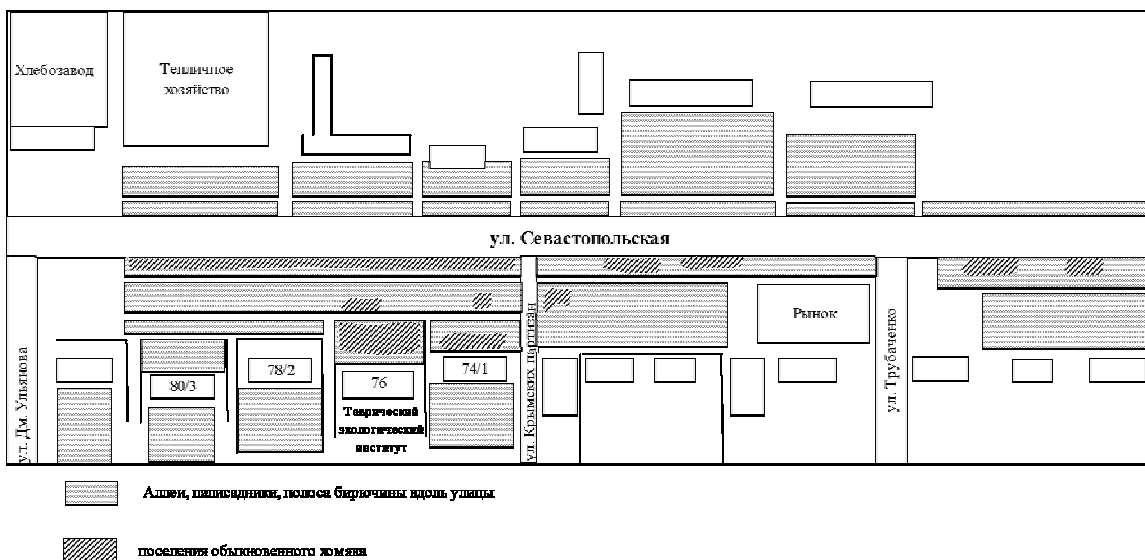


Рис. 3. Схема распределения поселений хомяков на участке ул. Севастопольской в г. Симферополе

Таблица 2. Среднее количество перемещений и длина пробега (м) одной особи за одни сутки в зависимости от возраста и пола (по наблюдениям 8–15 августа 2000 г.)

Возраст	Пол	Число			Длина суточного пробега
		особей	отловов	перемещений	
Взрослые	самцы	6	2,7	4,3	2,9
Взрослые	самки	12	4,9	3,5	20,8
2–4 месяца	самцы и самки	9	1,6	1,2	5,1
1–1,5 месяца	самцы и самки	7	1,4	0	0

Самки в это время года также не агрессивны. Среди них особей с накопленным жиром было мало. Поэтому они были более подвижны, чем самцы (табл. 2). Например, взрослая самка № 1 на протяжении 3-х суток посетила 9 входных отверстий нор, которые были расположены на площади равной 650 м².

Повторные отловы индивидуально меченых хомяков показали, что в августе хомяки живут очень скученно и не избегают друг друга. Разные особи постоянно используют одни и те же норы. На полосе, засаженной бирючиной, где была наибольшая плотность населения хомяков (табл. 3), отмечена и наиболее высокая их подвижность. Большинство особей попадалось у 5–8 нор. Совсем маленькие хомячата в орудия лова практически не попадались. Хомячата 1–2 месяцев ловились в ловушки, поставленные у самого входа в норы, от которых они почти не отходили. Более взрослые, но неполовозрелые особи были подвижнее, но их перемещения (длина суточного пробега) были меньше, чем у взрослых самок, но больше, чем у самцов (табл. 2).

Самая высокая подвижность наблюдалась у взрослых самок, у которых длина суточного пробега примерно в 7 раз больше, чем у самцов. Это объясняется тем, что у взрослых самцов к этому времени уже была значительная жировая прослойка, и они, готовясь к спячке, чистили и углубляли норы и сравнительно мало передвигались на поверхности. Самки были менее жирными, у некоторых из них были небольшие детеныши, что и стимулировало их к большей подвижности — добычливанию корма для молодых. В период размножения подвижность самцов во много раз выше, чем у самок (Карасева, Телицына, 1996; Телицына и др., 1999).

На подопытной площадке никто, кроме нас, не ловил и не истреблял хомяков. Собаки также не приносили им вреда, т. к. хозяева здесь не спускали их с поводков, в связи с близостью автотранспорта. За хомяками охотились лишь кошки. Их было четыре. Они выходили примерно в 21 час и, разделив территорию, затаивались у нор. Хомяки реагировали на кошек, убегая в норы лишь тогда, когда видели их не далее 20 м. Дважды отмечена успешная охота кошек на хомячат.

Высокая плотность населения хомяков на одной из центральных улиц Симферополя — Севастопольской, определялась рядом причин. Здесь был весьма плотный грунт, что давало возможность хомякам успешно рыть норы, стенки которых не осыпались. Вдоль улицы были посажены кустарники бирючины, создающие надежные защитные условия. В палисадниках около домов разросшиеся деревья и кустарники также хорошо защищали норы. Кустарники бирючины и газоны по временам поливали из специальной автомашины, что в засушливый 2000 г. имело не малое значение и для хомяков. Плоды и семена деревьев составляли основной корм хомяков. Наконец, здесь кроме кошек, которые не могли нанести хомякам особенно существенный вред, никто не уничтожал хомяков: ни люди, ни собаки.

Таблица 3. Плотность распределения нор (входных отверстий) хомяков на разных участках территории постоянных наблюдений

Участки наблюдения	Площадь в гектарах	Абсолютное количество жилых нор	Среднее количество на 1 га
полоса, заросшая бирючиной	0,34	46	136
палисадники	0,34	11	32
на всей площадке, включая аллеи с деревьями, газоны, огороды и пр.	1,653	60	36

Наряду с этими особенностями условий обитания хомяков, нами отмечены поведенческие изменения, позволившие животным адаптироваться к жизни в городе. Зверьки, часто подолгу оставаясь в норе у входного отверстия, выглядывали оттуда, осматривали местность, не вылезая из норы. При наблюдениях за хомяком на лесополосах, мы этого не видели. В условиях города хомяки гораздо чаще прячутся в норы. В целом в городе хомяки ведут себя несколько иначе, чем, например, на лесополосе, более настороженно и суетливо. В то же время, в городе хомяки привыкают к шуму, создаваемому транспортом, к пешеходам и к яркому освещению улиц. Таким образом, для городских популяций хомяка в Крыму с одной стороны типична устойчивость к стрессу, с другой — повышенная осторожность.

Одна из центральных улиц Симферополя оказалась оазисом для хомяков. Здесь их численность была очень высока: в среднем 36 нор на 1 га, т. е. около 12 животных на 1 га (табл. 3). В то время как в природных биотопах в это время она была минимальна. Обыкновенный хомяк в Крыму широко заселяет незастроенные участки населенных пунктов. При этом в годы депрессии, когда в природных биотопах хомяки сохраняются в минимальном количестве, во многих населенных пунктах они широко распространены. В городах они интенсивно размножаются и иногда достигают такой высокой плотности населения, которая не отмечается в природных биотопах, даже в пределах оптимума распространения вида на полуострове.

Таким образом, для ряда видов грызунов полусинантропов на незастроенных участках городов создаются условия более благоприятные, чем в естественных биотопах, и животные достигают здесь особенно высокой численности. Однако по этому поводу есть и противоположная точка зрения. В. В. Кучерук (Кучерук, 2000а) пишет: «Популяции грызунов, обитающие на незастроенных участках города малочисленны» (стр. 114). В следующей статье он повторяет это высказывание, относя разновидность синантропии (внепостроечная синантропия) к последней форме, которые он располагает по убывающей степени связи животных с человеком (Кучерук, 2000б).

Иногда трудно дать однозначное объяснение, почему животные некоторых видов находят более благоприятные условия обитания на незастроенных участках города, чем в природных стациях, его окружающих. Несомненно, что это определяется в значительной степени высокой устойчивостью к стрессу, экологической пластичностью, (в частности, способностью приспосабливаться к хозяйственной деятельности людей), относительной эврифагией и высокой плодовитостью. Огромный рост за последние десятилетия числа городов и других населенных пунктов делает эту проблему особенно актуальной. Тем более что обитание грызунов в незастроенных частях населенных пунктов, несомненно, не безразлично с точки зрения их эпидемиологической валентности. Необходимы глубокие дальнейшие исследования эколого-этологических адаптаций полусинантропов, позволяющих им приспосабливаться к жизни в городах.

Благодарности. Настоящая работа могла быть выполнена только благодаря постоянной помощи и при участии во всех исследованиях зоологов: Е. В. Захарова, Е. З. Ермолаевой, И. Р. Мерзликина, Ю. А. Усанова и др. Всем перечисленным коллегам авторы выражают искреннюю благодарность.

Литература

- Громов И. М., Ербаева М. А. Млекопитающие фауны России и сопредельных территорий. Зайцеобразные и грызуны / РАН Зоол. ин-т. — Санкт-Петербург, 1995. — С. 1–520.
- Карасева Е. В. Изучение с помощью мечения особенностей использования территории обыкновенного хомяка в Алтайском крае // Зоологический журнал. — 1962. — Том 41, № 2. — С. 278–287.
- Карасева Е. В., Телицына А. Ю. Методы изучения грызунов в полевых условиях. (Учеты численности и мечение). — Москва: Наука, 1996. — С. 1–240.
- Котенкова Е. В., Булатова Н. Ш. (ред.). Домовая мышь. (Происхождение. Распространение. Систематика. Поведение). — Москва: Наука, 1994. — С. 1–267.
- Кучерук В. В. Грызуны — обитатели населенных пунктов различных регионов СССР // Общая и региональная териогеография. — Москва: Наука, 1988. — С. 165–237.
- Кучерук В. В. Синантропия — некоторые понятия // Животные в городе (Материалы практической конференции). — Москва, 2000а. — С. 112–115.

- Кучерук В. В.* Синантропные грызуны и формы синантропии // Дезинфекционное дело. — 2000б. — № 2. — С. 27–31.
- Новиков К. Л.* Хомяк обыкновенный. — М.: Внешторгиздат, 1932. — С. 1–28.
- Соколов В. Е., Карасева Е. В. (ред.)*. Серая крыса (Систематика. Экология. Регуляция численности). — Москва: Наука, 1990. — С. 1–453.
- Телицына А. Ю., Усанов Ю. А., Карасева Е. В., Дмитриева В. В.* Особенности экологии и поведения обыкновенного хомяка (*Cricetus cricetus*) изученные с применением радиотелеметрии // VI съезд териол. об-ва. Тезисы докл. Москва, 13–16 апреля 1999 г. — Москва, 1999. — С. 254.
- Товпинец Н. Н., Алексеев А. Ф.* Распространение и особенности экологии обыкновенного хомяка в Крыму // Соколов В. Е., Карасева Е. В. (ред.). Синантропия грызунов и ограничение их численности. — Москва, 1992. — С. 393–418.
- Grulich I.* The reproduction of *Cricetus cricetus* (Rodentia) in Czechoslovakia // Acta sc. Nat. Brno. N. S. — 1986. — Tome 20, fasc. (5–6). — P. 1–56.
- Petzsch H.* Der Hamster // Die neue Brehm-Bucherei. — Leipzig, 1952. — P. 1–54.

Надійшло до редакції: 24 листопада 2005 р.

УДК 574 [591.69–99+632.95.021.1]

Поширення гельмінтозів у місті Лисичанську та вміст овоцидів у відходах хімічного виробництва

Вікторія Турчанинова, Любов Майборода

Поширення гельмінтозів у місті Лисичанську та вміст овоцидів у відходах хімічного виробництва. — Турчанинова В.,¹ Майборода Л.² — Досліджено епідеміологічну ситуацію з гельмінтозів у Лисичанському регіоні та можливі шляхи зараження гельмінтозами; з урахуванням хімічного напрямку розвитку регіону вивчено овоцидну дію відходів місцевого хімічного виробництва. У роботі виявлено роль очисних споруд та синантропних тварин в ураженні населення гельмінтозами в місті Лисичанську та отримано позитивні результати лабораторних досліджень на овоцидну активність відходів хімічного виробництва содового заводу.

Ключові слова: гельмінтози, собаки, аскарида.

Адреса: ¹ Лисичанська багатопрофільна гімназія, вул. Могілевського, 5, м. Лисичанськ, Луганської обл., 93106, Україна; ² Луганський державний медичний університет, кв. 50-річчя Оборони Луганська, 1, м. Луганськ, 91045, Україна.

Distribution helminthoses in town Lysychansk and presence ovocidis in chemicals wastes of local chemicals production. — Turchaninova V., Maiboroda L. — The epidemic situation, the ways of injection and ovocidum influence of chemicals were analysed taking in account chemical development of industry in Lysychansk and in the region as well. The role of refining plants and synanthrope animals in injection of population by helminthoses in the town of Lysychansk was determined in this creative work. Positive laboratory results that confirm ovocidum activity in Lysychansk Soda Plant chemicals were received.

Key words: helminthoses, dogs, ascaris lumbricoides.

Address: ¹ Lysichansk Gymnasium, Mogilevskogo street, 5, Lysychansk, Luhansk province, 93106, Ukraine; ² Luhansk State Medical University, block "50-year Oborony of Luhansk", 91045, Ukraine.

Вступ

Гельмінтози — група найбільш розповсюджених у світі захворювань, яка є, в даний час, проблемою глобального значення, представляючи серйозну загрозу здоров'ю населення. За даними ВООЗ, у світі щорічно трапляється 50 млн. смертельних випадків людей, із яких більш ніж у 16 млн. випадків причиною смерті є інфекційні та паразитарні захворювання, тобто на порозі ХХІ ст. цей клас хвороб залишається ведучою причиною смерті. За масовістю поширення паразитарні хвороби займають "почесне" третє місце у світі. На сьогодні встановлене паразитування в організмі людини 342 видів гельмінтів. За даними паразитологічного моніторингу, у нашій країні практично кожна людина протягом свого життя переносить паразитарне захворювання, причому найчастіше страждають діти. На частку школярів і дітей молодшого віку припадає 90–95 % усіх хворих ентеробіозом і 65,1 % — хворих аскаридозом (Бодня, 2002; Ершова, 2005).

В Україні виявлено 22 види гельмінтів, з яких лише 2 мають немісцевий, завізний характер (анкілостомози і шистосомози); інші 20 видів широко поширені на території України. Серед паразитарних хвороб в Україні гельмінтози складають 90,2 %, протозоози — 9,76 % (Возіанова, 2000). Великої уваги в сучасних мегаполісах вимагають захворювання, викликані личинками гельмінтів, невластивих людині. Привертає увагу те, що ларвальні інвазії викликають представники всіх трьох класів гельмінтозів і уражають людину: нематодами, трематодами і цестодами.

Реально різновиди аскарид численні, вони паразитують і у свійських тварин (кішок, великої рогатої худоби, свиней та ін.), і в диких тварин (тхорячих та змії). Але з усіх видів тільки аскариди собаки (*Toxocara canis*) є патогенним агентом для людини.

Мета даної роботи — дослідити епідеміологічну ситуацію з гельмінтозів у Лисичанському регіоні; здійснити пошук можливих шляхів ураження гельмінтозами; з урахуванням хімічного напруження розвитку регіону та вивчити овоцидну дію деяких відходів місцевого хімічного виробництва.

Матеріал і методи досліджень

Робота виконана в лабораторії СЕС Лисичанська за сприянням лікаря-лаборанта. Мікроскопія матеріалу і обробка результатів здійснена на кафедрі медичної біології Луганського державного медичного університету. Досліджений матеріал:

- вміст кишечників бродячих собак і кішок та їх фекалії;
- ґрунт із дитячих майданчиків у приватних дворах (серія № 2), із дворів багатоповерхових будинків (серія № 1), ґрунт покинутого приватного подвір'я (серія № 3);
- стічні води та мул очисних споруд; відходи хімічного виробництва на овоцидну дію.

Проведено дослідження гельмінтів собак і кішок методом флотації (копроовоскопії) фекалій і повного розтину тварин. Дослідження ґрунту і фекалій на яйця гельмінтів проводили за методом Н. А. Романенка (1968) та Г. Ш. Гудхабідзе (1969). Фекалії, стічні води і їх осад на яйця гельмінтів досліджували за аналогічною методикою. Визначення овоцидної активності проведено за методом Харада і Морі.

Результати досліджень та їх обговорення

Проведено статистичну обробку даних СЕС м. Лисичанська на ураженість населення гельмінтозами. Для вивчення вікової структури інвазованих досліджено 16799 дітей (I група) і 13317 дорослих (II група) (табл. 1). Результати досліджень указують на зниження ураженості населення міста гельмінтозами, що, на нашу думку, не відтворює дійсну ситуацію в регіоні з гельмінтозів, по-перше, за рахунок щорічного зменшення кількості обстежених, по-друге, за рахунок зменшення кількості дітей. І все ж, наведені в таблиці 1 дані вказують на те, що ураженість гельмінтозами дітей помітно вища за дорослих. При цьому аскаридозом діти уражаються теж частіше, ніж дорослі: у 2001 році з 11 виявлених хворих аскаридозом, 10 були дітьми.

Для вивчення регіональних особливостей епідеміології токсокарозу нами в 2000–2005 р. проведено спеціальні дослідження. Одним з показників благополуччя санітарно-гельмінтологічної справи на території є рівень ураженості токсокарозом собак, кішок. З метою його уточнення обстежено 37 дорослих собак і 6 цуценят, а також 25 кішок. Аналіз результатів копроовоскопічних досліджень показав залежність ураженості тварин від їхнього віку. При середній ураженості всіх обстежених собак 20 %, у цуценят вона склала 48 %. Не менш важливу роль у розсіюванні інвазійного матеріалу в навколишнім середовищі має форма утримування собак. Серед бездоглядних собак рівень ураженості токсокарозом склав $48,1 \pm 1,0$ % проти $19,3 \pm 0,9$ у тих, що перебувають на прив'язаному утримуванні. Як бачимо, епідеміологічно найбільш значимими є бродячі собаки.

Таблиця 1. Ураженість гельмінтозами мешканців м. Лисичанська

Показник	2000		2001		2002		2003		2004	
	всього	%	всього	%	всього	%	всього	%	всього	%
1. Усього обстежено	30116		33201		22442		20726		24057	
— серед них дітей	16799		15815		13559		10438		13157	
2. Усього інвазовано	962	3,19	468	1,40	598	2,66	426	2,05	437	1,81
— серед них дітей	800	4,76	396	2,50	480	3,54	372	3,56	360	2,73
У тому числі аскаридоз	11	1,14	11	2,35	19	3,17	9	2,11	11	2,51
— серед них дітей	9	1,12	10	2,52	12	2,50	2	0,53	7	1,94
ентеробіоз	950	3,15	456	1,37	577	2,57	416	2,0	426	1,77
— серед них дітей	791	4,70	326	2,06	468	3,45	370	3,54	353	2,68

Таблиця 2. Ураження собак і кішок гельмінтами за результатами копроовоскопії і гельмінтологічного розтину

Види <i>Toxocara</i>	за результатом копроовоскопії				за результатами повного гельмінтологічного розтину					
	Собаки n=10		Кішки n=15		Собаки n=27+6			Кішок n=10		
	уражених	%	уражених	%	уражених	%	Інтенсивність	уражених	%	Інтенсивність
<i>T. canis</i>	2	20	—	—	8	25	3–34	—	—	—
<i>T. cati</i>	—	—	3	20	—	—	—	4	40	7–51

Таблиця 3. Обсіменіння яйцями *Toxocara canis* дитячих майданчиків (шт/кг)

Райони досліджень	Усього яєць <i>Toxocara canis</i>	Кількість життєздатних	% життєздатних
№ 1	67±0,23	37±0,41	55,2±4,8
№ 2	49±0,27	32±0,53	64±5,4
№ 3	10±0,11	5±0,13	50±5,6

Ступінь ураження гельмінтозами собак і кішок при повному розтині була вища за овогельмінтоскопічні дані. При цьому нами відмічена значна інтенсивність ураження цих синантропних тварин, в окремих випадках до 51 гельмінта. Цей метод дозволяє оцінити інтенсивність інвазії, що важливо для оцінки ступеню обсіменіння ґрунту яйцями гельмінтів. Отримані нами в 2000 р. результати обстеження дітей з атипичним бронхітом дозволили виявити 2 дитини, уражені ларвальним токсокарозом. При цьому в одному з випадків джерелом ураження була домашня собака. Незважаючи на те, що джерелом токсокарозої інвазії для людини є, головним чином, собаки, прямий контакт із ними не відіграє основної ролі в зараженні людей. На першому місці за значенням є ґрунт як фактор передачі збудника. Обстеженнями, проведеними в різних країнах, встановлено значне обсіменіння ґрунтів населених пунктів яйцями токсокар з коливаннями від 1–3 до 57–60 % позитивних проб (Magnavai, 1994; Wolach, 1995; Magnavai, Galindo, 1997; Козырева, 2004).

При оцінці обсіменіння ґрунту яйцями токсокар проби брали з території дитячих майданчиків. Встановлено обсіменіння ґрунту яйцями токсокар на всіх обстежених дитячих майданчиках. У літні місяці яйця *Toxocara canis* досягають інвазійної зрілості за 12–15 діб. Через те, що вони навіть через 4–5 років зберігають життєздатність у наших кліматичних умовах у 35 % випадків, це веде до їх накопичення в ґрунті. Яйця *Toxocara canis* на усіх майданчиках виявлені з весни до осені, з деяким незначним зменшенням їх кількості влітку, що свідчить про низьке самоочищення ґрунту в літні місяці. Якщо врахувати, що яйця аскариди можуть зберігати життєздатність до 10–15 років, то це може приводити до їх накопичення в ґрунті. Таким чином, на території м. Лисичанська реєструються епідеміологічно значимі рівні обсіменіння середовища збудником токсокароза, що створює передумови високого ризику зараження населення, у першу чергу, дітей. Хоча ураження гельмінтами свійських тварин (кішок і собак) у нашому регіоні нижча, а при рівні ураження токсокарами 7 %, можлива передача токсокарозу людині, то приходимо до висновку про ключову роль собак, кішок і місць їх вигулу як джерел для інвазії ларвального аскаридозу людини.

Очисні споруди побутових стоків м. Лисичанська введені в експлуатацію в 1985 р. Проектна потужність очисних споруд складає 30000 м³/добу. Фактичне навантаження складає 15000 м³/добу. Очисні споруди призначені для очищення господарсько-побутових стічних вод житлового фонду і промислових підприємств м. Лисичанська. Контроль як очищених стічних вод, так і їх осадку на наявність яєць гельмінтів на очисних спорудах не ведеться. Нами проведено дослідження на яйця гельмінтів 25 проб стічних вод після механічного і 15 після біологічного очищення. Дослідження стічних вод і їх осадку проводили за удосконаленою методикою Н. А. Романенка (1976), використовуючи в ролі флотаційного реагенту перенасичений розчин NaNO₃.

Неповне очищення стічних вод свідчить про те, що яйця гельмінтів, що залишилися в них та скидаються в р. Сіверський Донець по каналізаційному колектору (435,5 м), становлять епідеміологічну небезпеку для людей. Для вивчення можливого впливу осадків стічних вод при їх використанні як добрива на захворюваність населення аскаридозом, починаючи з 1998 р., нами проведено спеціальні дослідження з вивчення їх ролі у збільшенні ризику поширення аскаридозу.

Таблиця 4. Ефективність очищення (%) стічних вод на очисних спорудах м. Лисичанська

Очисні споруди	Кількість яєць гельмінтів у 1 л стічної води після очищення			
	механічного	ефективність очищення	біологічного	ефективність очищення
% вмісту яєць:	13,0±1,3 %	67,7±2,3 %	5,7±0,5	97,8±0,4 %
аскарид	77,1±2,3 %	—	—	—
власоглавів	65,6±1,7 %	—	—	—
теніід	64,1±2,4 %	—	—	—

Таблиця 5. Вміст яєць гельмінтів в осадку стічних вод

Яйця	Кількість яєць у 1 кг осадку	Життєздатних (%)	дегельмінтизація через рік (%)
ОС № 1	268,3±8,2–420±20	—	—
аскарид	64,3±1,8	72,4±2,6	94,8±2,7
власоглавів	32,6±1,3	56,2±2,4	97,7±1,2
теніід та ін.	2,8±0,4	42,3±2,1	98,1±2,8

Гігієнічні й епідеміологічні проблеми, обумовлені забрудненням середовища побутовими відходами (стічні води), залишаються в числі пріоритетних. Осад стічних вод широко використовується населенням як органічне добриво ґрунту для городів і садів. У сільськогосподарському виробництві підприємства його також широко застосовують для добрива (Кебина, Романенко, 1985; Романенко, Семенова, 2000). Ґрунт, що удобрюється осадом з мулких майданчиків, у 69,7–81,7 % на полуничних полях і в 61,8–66,3 % проб на індивідуальних садибах містить яйця аскарид з інтенсивністю обсіменіння 125–191 екз/кг в індивідуальних домоволодіннях, з яких 48,5–53,7 % та 42,4–44,9 % є життєздатними (Сонин, Бессонов, 1995). Рівень поширення аскаридозу серед населення, що живе в зоні впливу осаду стічних вод, складає 14,9–17,9 % (Касьянов, 2001).

Стійкість яєць гельмінтів до різних хімічних речовин вивчали багато вітчизняних і закордонних дослідників. Почато пошуки овоцидів серед застосовуваних у народному господарстві пестицидів і добрив. Карбатион (8 %), немагон з діхлоретаном (0,5–1,0 %) знешкоджували фекалії від яєць *A. lumbricoides* протягом 3 тижнів, ДДБ (20 %) — протягом 2 тижнів ряд дослідників відзначали овоцидну дію на яйця аскарид і волосоголовців КСІ, аміачної води, амонієвої селітри і фосфорного борошна (Чефранова, Ольшевская, 1986). Ризосфера ячменю, проса, сої, соняшника володіє біологічною активністю стосовно яєць аскарид. Овоцидна ефективність ячменю і проса складає 49,0±1,3 та 47,7±1,1 %, а сої і соняшника — 33,4±1,6 та 31,3±1,4 % (Демидова, 1986).

Досліджено 32 проби свіжого осаду. При цьому в ньому виявлялися яйця аскарид (64,3±1,8), власоглавів (32,6±1,3), теніід (2,8±0,4), одиничні випадки гостриків. Яйця аскарид були життєздатні в 72,4±2,6% випадків, власоглавів — у 56,2±2,4%, теніід — у 42,3±2,1%. Використання такого осаду стічних вод у сільському господарстві звичайними способами (поверхневе внесення) небезпечно в гельмінтологічному відношенні. А з огляду на здатність яєць аскарид зберігати життєздатність у ґрунті в умовах нашого регіону до 10 років, осадок стічних вод можна рекомендувати лише під технічні культури чи закладення його в ґрунт на глибину 40–60 см.

Відходи хімічного виробництва трьох цехів Лисичанського содового заводу досліджували на овоцидну ефективність у лабораторних умовах. Таблиця 6 показує, що відходи серії дослідів № 2 показали високу лабораторну овоцидну ефективність на зрілі яйця *A. suum*.

Таблиця 6. Вплив відходів хімічного виробництва (M±m) на життєздатність яєць аскарид (*A. suum*)

Серія дослідів	Склад відходів	% інвазійних яєць	
		дослід	контроль
№1	Тіосульфат, домішки	48,0±4,1	60,0±9,8
№2	Аміак, хлористий амоній, мідь, 2-аміноантрохінон	усі яйця загинули	82,3±4,4
№3	Хлористий кальцій, хлористий натрій, сульфат кальцію, карбонат кальцію, гашене вапно	43±9,03	55,5±11,7

Таким чином, на території м. Лисичанська реєструються епідеміологічно значимі рівні обсіменіння середовища існування людини яйцями гельмінтів, що створює постійні передумови високого ризику зараження населення, у першу чергу дитячого.

Висновки

1. Виявлене високе обсіменіння яйцями гельмінтів осаду стічних вод (1382 яйця/кг, з них життєздатні — 10,8 %), що вимагає заборони його використання на сільськогосподарських полях як добрива під овочеві культури.

2. У місті відзначається високий ступінь ураження синантропних тварин гельмінтами від 25 % до 40% і висока інтенсивність зараження (до 51 гельмінта в одному хазяїні).

3. Яйця *Toxocara canis* і *Toxocara cati* виявляються на дитячих майданчиках м. Лисичанська з весни до осені (10–67 шт/кг) і зберігають високу життєздатність (50–64 %). Кількість яєць у літні місяці на дитячих майданчиках зменшується, але незначною мірою.

4. Високоєфективна овоцидна дія відходів виробництва серії досліду № 2 дозволяє рекомендувати їх для апробування на мулких майданчиках очисних споруд м. Лисичанська.

5. Постійні санітарно-гельмінтологічні та копроовоскопічні методи дослідження дозволять скласти прогноз ризику зараження населення гельмінтозами і ларвальним токсокарозом.

Література

- Бодня Е. И., Повгородня О. И., Микулинский Н. А., Головачев А. А. Регистрируемая распространенность паразитарных болезней в Украине // Вісник Харківського національного університету ім. В. Н. Каразіна. — 2002. — Вип. 4. — С. 26–29.
- Демидова Л. Л. Роль ризосфери некоторых растений в самоочищении почвы земледельческих полей от яиц гельминтов // Медицинская паразитология. — 1986. — № 6. — С. 56–59.
- Возіанова Ж. І. Інфекційні і паразитарні хвороби: у 3-х томах. — Київ: Здоров'я. — 2000. — Том 1. — С. 811–821.
- Ершова И. Б., Бондаренко Г. Г. Проблема гельминтозов у детей // Здоровье женщины. — 2005. — № 4. — С. 163–166.
- Касьянов В. И. Эколого-эпидемиологические основы профилактики аскаридоза в условиях крупномасштабного хранения твердых отходов // Медицинская паразитология и паразитарные болезни. — 2001. — № 3. — С. 18–21.
- Козырева Т. Г., Семенова Т. А. Проблема токсокароза на дальнем Востоке и пути ее решения // Медицинская паразитология. — 2004. — № 6. — С. 16–18.
- Кебина В. Я., Романенко Н. А., Смирнова З. М. Дегельминтизация осада сточных вод // Медицинская паразитология и паразитарные болезни. — 1981. — № 2. — С. 18–20.
- Романенко Н. А., Семенова Т. А. Совершенствование системы санэпиднадзора — необходимое условие повышения профилактических мероприятий при паразитозах // Медицинская паразитология и паразитарные болезни. — 2000. — № 4. — С. 4–8.
- Сонин М. Д., Бессонов А. С., Ройтман В. А., Сергеев В. П. Среда мегаполиса Москвы и проблемы паразитарного загрязнения // Мед. паразитология и паразитарные болезни. — 1995. — № 2. — С. 3–7.
- Чефранова Ю. А., Ольшевская З. А., Гуцин П. П. Эффективность аммиака при обеззараживании биологических отходов в очагах аскаридоза // Медицинская паразитология и паразитарные болезни. — 1986. — № 6. — С. 39–41.
- Magnavai J. F., Michault A., Calon N., Charlet J. P. Epidemiology of human toxocariasis in La Reunion Laboratoire de Parasitologie, CHU Purpan, Toulouse, France // Trans. R. Soc. Trop. Mod. Hyg. — 1994. — Vol. 88, N 5. — P. 531–533.
- Magnavai J. F., Galindo V., Glickman L. T., Clanet M. Human Toxocara infection of the central nervous system and neurological disorders: a care-control study // Parasitology. — 1997. — Vol. 115, Pt. 5. — P. 537–543.
- Wolach B., Sinnreich Z., Uziel Y. et al. Toxocariasis: a diagnostic dilemma // Isr. J. Med. Sci. — 1995. — Vol. 31, N 11. — P. 689–692.

Надійшло до редакції: 10 березня 2006 р.

УДК 599.3

Зміни щільності популяцій трьох видів мишоподібних гризунів в урбаністичному градієнті

Наталія Черемних

Зміни щільності популяцій трьох видів мишоподібних гризунів в урбаністичному градієнті. — Черемних Н. — Проведено порівняння щільності популяцій, багаторічних і сезонних аспектів її динаміки у трьох видів мишоподібних гризунів на територіях, які лежать у градієнті урбанізації (на основі трирічних спостережень у м. Львові та НПП “Яворівський”). Проаналізовано фактори, які чинять вплив на стан популяцій гризунів у міських умовах. У А–Е урбаградієнті спостерігається суттєва зміна щільності популяцій двох видів гризунів — зниження у нориці рудої та зростання у миші польової.

Ключові слова: щільність популяції, градієнт урбанізації, динаміка чисельності, мишоподібні гризуни.

Адреса: Державний природознавчий музей НАН України; вул. Театральна 18; м. Львів, 79008, Україна. E-mail: sudova@org.lviv.net.

Changes of population density of three muroid rodent species in urban gradient. — Cheremenykh N. — Comparison of population density of three muroid rodents species and its long-term and seasonal dynamic in areas laying in a gradient of urbanization was carried out. The basis of the study was provided by three-year observations on Lviv City and “Javorivsky” National Nature Park. Factors influenced the rodents population status in urban conditions are also analyzed. In urban gradient the visible changes of population density of two rodents species are observed: decrease for the Bank Vole and increase for the Striped Field Mouse.

Key words: population density, urban gradient, dynamics of numbers, muroid rodents.

Address: State Natural History Museum, National Academy of Sciences of Ukraine, 18 Teatralna str., Lviv, 79008, Ukraine. E-mail: sudova@org.lviv.net.

Вступ

Тварини, які проникають у міста, повинні пристосовуватися до дуже змінених, у порівнянні з природним середовищем, умов існування. Кожний вид має свої екологічні риси, свої особливості пристосування і неоднакові можливості подолання його несприятливих факторів. Чисельність або щільність — найкращий показник, який дозволяє адекватно оцінювати і стан популяції, і сприятливість середовища існування для виду.

Мета нашого дослідження полягала у виявленні можливих змін, що відбуваються у популяціях різних видів гризунів із зростанням ступеня антропогенного навантаження на середовище їх існування. Ми розглянули і порівняли матеріали спостережень за щільністю і її динамікою у популяціях трьох видів мишоподібних гризунів на різних, щодо дії урбафакторів, територіях.

Матеріали і методи

Для вивчення стану популяцій мишоподібних гризунів в урбаландшафті використано градієнтний підхід (Одум, 1986). Дослідження проводили на території м. Львова і в Національному природному парку “Яворівський”. За період роботи в зелених зонах міста для обліків чисельності дрібних ссавців закладено 6 пробних ділянок (у 4–х дворах житлових будинків центру міста (ДБ), у центральному парку (ЦП) і периферійному лісопарку (ПЛ) і одна контрольна (в лісовому масиві НПП “Яворівський” (НП), які лежать в урбаністичному градієнті і зазнають різного за силою і складом впливу урбафакторів (Черемних, 2005).

Обліки проводили протягом 2001–2003 рр., тричі на рік: навесні (квітень–травень), влітку (липень–серпень) та восени (вересень–жовтень). Для порівняння матеріалів за різними біотопами і у різних частинах міста їх збір проводили у стислі строки. Обліки чисельності дрібних ссавців проводили СМР–методом (Catch–Mark–Release — лови, індивідуальне мічення зловлених особин, випускання) (Andrzejewski, 1969). Користувалися сотнею пасток, закладених у вигляді сітки на відстані 10 м одна від одної на площі 0,81 га (у дворах центральної частини міської забудови користувалися 10 пастками, викладеними в лінію). Тривалість одного обліку становила 5 діб. В сумі обсяг робіт склав 14289 пастко-діб.

Для дослідження взято три найчисельніші в більшості обстежених біотопів види мишоподібних гризунів — мишака жовтогрудого (*Sylvaemus tauricus* Pallas, 1811), мишу польову (*Apodemus agrarius* Pallas, 1811) та норицю руду (*Myodes glareolus* Schreber, 1780).

Результати та обговорення

Миша польова *Apodemus agrarius* Pall. У країнах Центральної та Східної Європи, де проводилися численні урбаекологічні дослідження, миша польова вважається найчисленнішим видом гризунів незабудованих частин міст, а, в основному, оточених забудовою паркових територій. Це високоінвазійний вид, який швидко реагує на зміни умов середовища, що полегшує йому проникнення в місто (Gliwicz, 1980). Миша польова — найтиповіший вид мікромамалій зелених зон Львова. Цей вид домінує в угрупованнях дрібних ссавців міста як за чисельністю, так і за кількістю біотопів, які займає (Татаринів, 1952; Полушина, 1989, Черемних, 2005). Частка миші польової в угрупованні збільшується зі зростанням впливу факторів урбанізації на біотоп, але до певної межі: в максимально змінених під впливом урбафакторів дворах центральної забудови міста її частка порівняно низька (10,9%), а середня щільність популяції становить $6,3 \pm 2,7$ ос./га.

У ЦП популяція миші польової протягом усього періоду досліджень характеризувалася високою щільністю особин (сер. $87,1 \pm 16,9$ ос./га). У 2001 і 2003 рр. зростання чисельності популяції з весни до осені відбувалося стрімкіше, ніж у 2002 (рис. 1 А). Відмічено значне зниження щільності популяції взимку, проте її весняні значення були високими. Протягом двох років досліджень максимальної щільності популяція досягала влітку. У ПЛ популяція миші польової була загалом малочисельною (сер. щільність — $13,2 \pm 2,7$ ос./га). Навесні кількість тварин була мінімальною, інколи ледве визначалася обліком. Протягом усіх років досліджень пік щільності популяції спостерігався в осінній період (рис. 1 А). Найнижча чисельність популяції спостерігалася у 2003 році. На території НП середня щільність популяції миші польової становила $11,2 \pm 1,9$ ос./га. Як і у ПЛ, у 2001 та 2002 рр. позаміська популяція досягала дещо вищої щільності, ніж у 2003. Чисельність підтримувалася на тому ж рівні у літній і осінній періоди або була вищою восени.

При порівнянні отриманих матеріалів з чотирьох біотопів видно, що щільність популяції миші польової та її динаміка змінюється в А–Е урбаградієнті (рис. 1 А, 2). Найнижчою щільності популяції є в озеленених дворах центральної забудови міста. Це може свідчити про низьку якість цього середовища для миші польової. Антропогенний вплив позитивно впливає на місця проживання миші польової до певної межі. Якщо рослинний покрив деградований дуже сильно, гризуни в цьому місці жити уже не можуть. Присутність мишей польових у дворах житлових будинків залежить і від рівня їх засміченості, забудованості і оточення. Найвища щільність популяції миші польової спостерігалася у ЦП. Тут, за виключенням весни 2002 р., вона завжди вища за 30 ос./га і досягає максимальних показників ($138,3$ ос./га). За власними і літературними даними, чисельність миші польової в природних біотопах є набагато нижчою, ніж виявлена нами в центральній частині міста, і не перевищує 17 ос./га. Максимальна позаміська щільність цього виду — близько 46 ос./га описана як масове нашествя Р. Анджеєвським і Х. Вроцлавеком (1961, цит. за: Goszczynski, 1979).

Існують різні точки зору щодо причин високої щільності популяції миші польової в урбаландшафті. За Ермолаєвою зі співавт. (2000), ріст чисельності популяції миші польової відбувається внаслідок посилення рекреаційного навантаження на зелені зони міста, внаслідок чого лісова і лучна трав'яна рослинність замінюється синантропною флорою. Ця заміна позитивно впливає на існування мишей польових, оскільки насіння синантропних рослин становить їх основний корм.

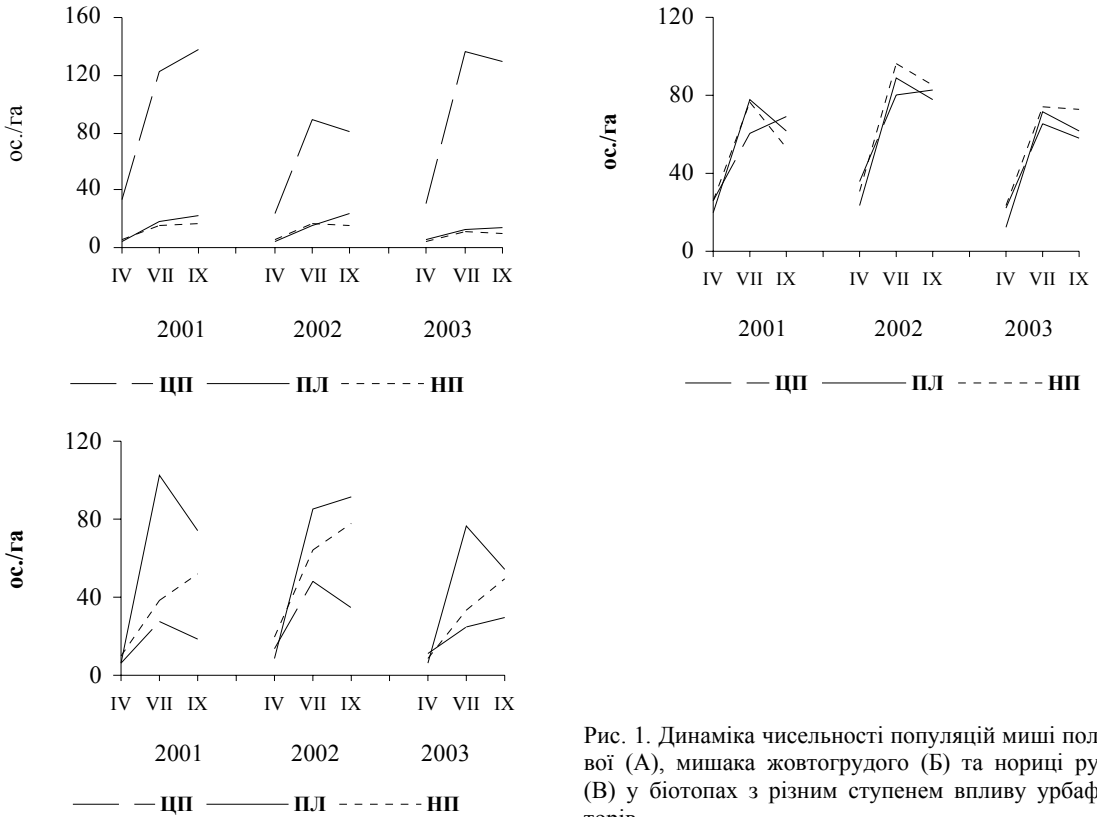


Рис. 1. Динаміка чисельності популяцій миші польової (А), мишака жовтогрудого (Б) та нориці рудої (В) у біотопах з різним ступенем впливу урбафакторів

Висока щільність популяції виду в урбанізованому ландшафті може бути спричинена змінами у складі і калорійності кормового раціону (збагачення його спектру, зростання частки насіння, комах та інших безхребетних) та нижчим рівнем природного хижацтва (Gebczynska et al., 1987). У напрямку до периферії міста, поряд з послабленням антропогенного тиску, щільність популяції миші польової суттєво зменшується. У ПЛ і НП вона достовірно нижча, ніж у ЦП ($t=4,32$; $P<0,01$; $t=4,46$; $P<0,01$ відповідно).

Багаторічна динаміка чисельності у чотирьох популяціях також мала різний характер. Це вказує на відмінність факторів, які визначають рівень чисельності цих популяцій. У центральному міському парку, в порівнянні з приміським і позаміським біотопами відмічена значно вища весняна ловність польової миші. В літературі часто вказують на неможливість оцінки чисельності популяції виду навесні через дуже низьку ловність у цей період і пропонують її теоретичне обчислення (Кулик, 1971; Свириденко, 1972).

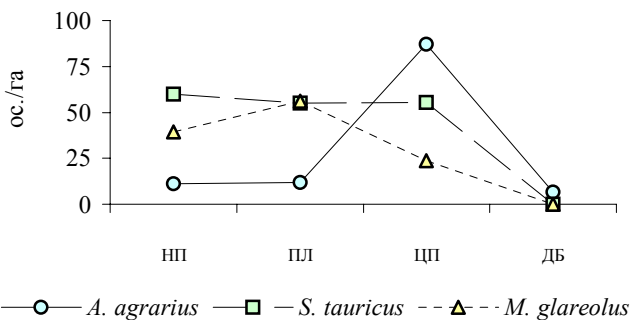


Рис. 2. Зміна щільності популяцій миші польової, мишака жовтогрудого і нориці рудої за умов зростання антропогенного навантаження (зростання в ряду від НП до ДБ).

Мишак жовтогрудий (*Sylvaemus tauricus* L.). Із літературних джерел можна здобути лише загальну інформацію про цей вид в урболандшафті. У містах Центральної та Східної Європи вид вказується як звичайний або малочисельний. Відмічався, в основному, у передмісті, а у центральних зонах міст — або відсутній, або рідкісний і значно менш чисельний, ніж миша польова (Chudoba et al., 1961; Гавриленко, 1970; Кулик, 1971; Andrzejewski et al., 1978; Гливич, 1980; Пеликан та ін., 1980; Сіhakova, Frynta, 1995; Киселюк, Тимчук, 1996; Ермолаєва та ін., 2000; Карасєва та ін., 2000; Загороднюк, 2003).

У Львові мишак жовтогрудий вказувався як один з типових, звичайних за чисельністю видів дрібних ссавців незабудованої території міста (Татаринів, 1952; Полушина, 1989). З часу обліків Н. А. Полушиної (1980–1986 рр.) чисельність мишака у місті зростає. Із звичайного вид перейшов у ранг чисельних. Частка мишака жовтогрудого в угрупованні дрібних ссавців плавно знижується у урбаградієнті (Черемних, 2005). У дворах центральної забудови міста мишак не виявлений.

Чисельна популяція цього виду проживає у ЦП. Високі показники щільності (сер. $55,5 \pm 7,9$ ос./га) характерні для неї протягом усього періоду досліджень (рис. 1 Б). Найвища чисельність популяції спостерігалась у 2002 р. Пік її щільності припадає на різні сезони (у 2001–2002 рр. — на осінь, у 2003 р. — на літо). Популяції жовтогрудого мишака ПЛ і НП теж характеризувалися високою щільністю особин (сер. $55,0 \pm 10,2$ ос./га і $59,8 \pm 9,7$ ос./га відповідно). Максимальної чисельності вони досягали у літній період. Роком найвищої чисельності, як і у популяції ЦП, був 2002 р.

При порівнянні матеріалів, зібраних у різних за ступенем впливу урбафакторів середовища, виявлено, що вид відсутній лише на ділянках, де вплив урбанізації досягає критичних величин (ДБ). На решті території він досягає високих показників чисельності (рис. 2). Беручи до уваги, що щільність популяції мишака жовтогрудого у градієнті “ліс” — “приміський лісопарк” — “міський парк” практично однакова, можна говорити, що для цього виду характерна значна екологічна толерантність до впливу урбафакторів. Посилення антропогенного навантаження на біотоп не супроводжується суттєвими змінами в показниках чисельності популяції виду. Судячи за показниками чисельності про сприятливість середовища для даного виду, три з обстежених, відмінних за ступенем впливу урбафакторів біотопи є однаково придатними для проживання мишака жовтогрудого.

Багаторічна динаміка чисельності у трьох мікропопуляціях також мала схожий характер, зокрема у 2002 р. усі популяції досягли найвищої щільності.

Завдяки високій екологічній пластичності вид проникає в місто, заселяючи навіть центральні його частини, і поряд з мишею польовою досягає тут значної чисельності. Хоча зі зростанням антропогенного навантаження на середовище мишак жовтогрудий втрачає свою домінуючу роль в угрупованні дрібних ссавців, поступаючись місцем миші польовій, це не відображається на показниках чисельності його популяції. Ймовірно, мишак знаходить в місті достатню кількість *сховків* та багату кормову базу, що зумовлює досягнення його популяцією високої щільності.

Нориця руда (*Myodes glareolus* Schreber). Становище виду на території європейських міст різне. Для частини міст, де велись урбаєкологічні дослідження дрібних ссавців вид не вказується. У інших (Оксфорд, Варшава, Вроцлав, Москва, Київ) нориця руда займає переважно неізолювані або слабо ізолювані від периферійних зелених зон парки, де є звичайним або багаточисельним видом. У центральних зелених зонах міст вид зустрічається набагато рідше і зі значно нижчою чисельністю (Chudoba et al., 1961; Haitlinger, 1964; Степанова, 1978; Andrzejewski et al., 1978; Dickman, Doncaster, 1989; Adamczyk et al., 1990; Пономарєв та ін., 1994; Киселюк, Тимчук, 1996; Карасєва та ін., 1998; Ермолаєва, 2001; Тихонова та ін., 2002; Загороднюк, 2003).

У Львові нориця руда вказується К. А. Татаринівим (1952) та Н. А. Полушиною (1989) як звичайний вид периферійної частини міста, і як рідкісний в центральних зелених зонах. Отримані нами матеріали по чисельності нориці рудої протягом 2001–2003 рр. свідчать про зростання чисельності з часу попередніх досліджень і про перехід цього виду зі звичайного до чисельного на периферії міста та з рідкісного до звичайного в центральній його частині.

Відсоток нориці рудої в угрупованні мікромамалій різко спадає зі зростанням впливу урбаністичних факторів, аж до повного зникнення виду в сильно антропогенно змінених міських біотопах (ДБ). У ЦП нориця руда присутня, і середня щільність її популяції становить $23,8 \pm 4,6$ ос./га.

Протягом 2001 та 2002 рр. популяція досягала максимальної щільності влітку. У 2003 р. чисельність підтримувалася на подібному рівні восени (рис. 1 В). Максимальна щільність відмічена у 2002 р. Популяція нориці рудої у ПЛ протягом усіх років спостережень мала високу щільність (сер. $56,1 \pm 13,8$ ос./га), що може свідчити про високу відповідність цього середовища потребам виду. Протягом 2001 та 2003 рр. пік щільності спостерігався в літній період, у 2002 р. літня і осіння щільність була схожою. Максимальну чисельність популяції зареєстровано у 2001 році. На території НП популяція нориці рудої характеризувалася високими показниками щільності (сер. $39,2 \pm 8,5$ ос./га). Протягом усіх років досліджень її пік спостерігали в осінній період (рис. 1 В).

З аналізу даних, отриманих з трьох відмінних за ступенем впливу урбафакторів середовищ, видно, що нориця руда різко реагує на появу і посилення антропогенного тиску. Це проявляється передусім у зміні чисельності популяцій. У А–Е урбаградієнті відбувається неоднаково спрямована зміна щільності популяцій нориці рудої. При високих показниках щільності поза межами міста і ще вищих на його периферії, до центральної частини міста вона знижується практично у два рази (у ЦП вона достовірно нижча, ніж у ПЛ ($t=2,22$; $P<0,05$)). У дворах центральної забудови вид зовсім не зустрічається. Поряд з тим, що чисельність популяції центрального парку міста є найнижчою серед усіх досліджуваних, вона є високою у порівнянні з даними щодо чисельності нориці рудої центральних зелених зон інших міст (Chudoba et al., 1961; Степанова, 1978; Dickman, Doncaster, 1989).

Багаторічна динаміка чисельності міських і позаміських популяцій виду має відмінний характер (максимальної чисельності вони досягали в різні роки). Сезонні зміни щільності популяцій також ішли по-різному. У середовищах з високим ступенем ізоляції (ЦП і ПЛ) пік чисельності популяцій відмічено у літній період року, а не в осінній, як у природних відкритих популяцій.

Висновки

Вплив специфічних міських умов викликає низку перетворень як на рівні угруповань дрібних ссавців (Черемних, 2005), так і на рівні популяцій окремих видів. У А–Е урбаградієнті спостерігається суттєва зміна чисельності популяцій двох видів гризунів — нориці рудої і миші польової. У мишака жовтогрудого чітких градієнтно-пов'язаних змін у щільності популяцій не виявлено. Нориця руда менш толерантна, ніж миша польова та мишак жовтогрудий до ділянок з трансформованим рослинним покривом. Посилення антропогенного навантаження на біотоп супроводжується зниженням чисельності її популяції. Миша польова, у свою чергу, знаходить у місті сприятливіші умови існування і досягає значно вищої чисельності, ніж у типових біотопах.

Багаторічна і сезонна динаміка чисельності у популяціях трьох видів гризунів також змінюється в урбаградієнті. Це вказує на відмінність факторів, які визначають стан міських і природних популяцій.

Висока екологічна (демографічна, трофічна, топічна) пластичність — основна характеристика, яка дозволяє мишоподібним гризунам проникати в урбанізоване середовище і витримувати натиск антропогенного впливу, якщо він не доведений до крайніх значень.

Література

- Гавриленко Н. И. Позвоночные животные и урбанизация их в условиях города Полтавы. — Харьков: Изд-во Харьковского университета, 1970. — 140 с.
- Гливич И. Исследования процесса синурбанизации животных на примере городских популяций // *Studia Geographica* (Brno). — 1980. — Vol. 71/L. — P. 95–104.
- Ермолаева Е. З. Пространственное распределение и особенности колебания численности мелких млекопитающих Москвы (1967–1998): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Москва, 2001. — 24 с.
- Ермолаева Е. З., Карасева Е. В., Телицына А. Ю. Особенности обитания мелких млекопитающих в Ботаническом саду МГУ (Воробьевы горы) // *Животные в городе: Материалы науч.-практ. конф.* — Москва, 2000. — С. 34–37.
- Ермолаева Е. З., Коротков Ю. С., Телицына А. Ю. и др. Особенности динамики численности полевой мыши в незастроенных участках Москвы и ближайшего пригорода (во второй половине 20 века) // РЭТ-инфо. — 2000 (март). — № 1. — С. 5–10.
- Загороднюк І. В. Дика теріофауна Києва та його околиць і тенденції її урбанізації // *Вестник зоологии.* — 2003. — Том 37, № 6. — С. 29–38.

- Карасева Е. В., Телицына А. Ю., Ермолаева Е. З. Изменение численности и особенностей распространения мышей рода *Apodemus* в незастроенных участках Москвы за последние 100 лет // Животные в городе. — Материалы науч.-практ. конф. — Москва, 2000. — С. 41–43.
- Карасева Е. В., Телицына А. Ю., Самойлов Б. Л., Морозова Г. В., Степанова Н. В. Дикие млекопитающие Измайловского лесопарка Москвы // Зоологический журнал. — 1998. — Том 77, № 3. — С. 337–345.
- Киселюк О. І., Тимчук Я. Я. Процеси урбанізації наземних хребетних в мініурбоєкосистемах // Урбанізоване навколишнє середовище: охорона природи та здоров'я людини. — Київ, 1996. — С. 142–144.
- Кулик И. Л. Экологическая структура популяции полевой мыши // Фауна и экология грызунов (МОИП). — Москва: Изд-во Моск. ун-та, 1971. — Вып. 10. — С. 187–198.
- Одум Ю. Экология. — Москва: Мир, 1986. — Том 2. — 373 с.
- Пеликан Я., Гомолка М., Зейда Я., Голишова В. Млекопитающие городской агломерации на примере г. Брно // *Studia geographica* (Brno). — 1980. — Vol. 71 / I. — С. 95–104.
- Полушина Н. А. Методические указания к изучению позвоночных животных урбанизированных территорий. — Львов: Изд-во Львовского ун-та, 1989. — С. 25–40.
- Пономарев В. А., Сахаров Л. В., Рехлицкая Т. А. Мелкие млекопитающие населенных пунктов Ивановской области // Синантропия грызунов: Матер. 2-го совещ., 25–28.02.1993 в г. Иваново / Под. ред. В. Е. Соколова и Е. В. Карасевой. — Москва, 1994. — С. 54–59.
- Свириденко П. А. Полевая мышь (*Apodemus agrarius* Pall.) в условиях Украины. Сообщение II // Вестник зоологии. — 1972. — № 1. — С. 76–78.
- Степанова Н. В. Распределение мелких грызунов на озелененных территориях Москвы // Растительность и животное население Москвы и Подмосковья. — Москва: Изд-во Моск. ун-та, 1978. — С. 30–32.
- Татаринов К. А. Нарис фауни ссавців деревних насаджень району міста Львова // Наукові записки Природознавчого музею Інституту агробіології. — 1952. — Том 2. — С. 64–92.
- Тихонова Г. Н., Тихонов И. А., Богомолов П. Л., Суров А. В. Факторы, влияющие на формирование населения мелких млекопитающих городских кладбищ // Зоологический журнал. — 2002. — Том 81, № 5. — С. 617–627.
- Черемних Н. Структурно-функціональні зміни угруповань дрібних ссавців у градієнті урбанізації // Науковий вісник Ужгородського університету. Сер. Біол. — 2005. — Вип. 17. — С. 34–38.
- Adamczyk K., Cheikowska H., Walkowa W. The community of rodents in environments of the suburban zone // *Polish Ecological Studies*. — 1990. — Vol. 14, № 1–2. — P. 171–196.
- Andrzejewski R. Processes of incoming, settlement and disappearance of individuals and variations in the numbers of small rodents // *Acta Theriologica*. — 1963. — Vol. 7. — P. 169–213.
- Andrzejewski R. Analiza wyników polowow drobnych ssakow metoda “Kalendarza zlowien” // *Zeszyty naukowe Instytutu ekologii PAN*. — Warszawa, 1969. — № 2. — 104 p.
- Andrzejewski R., Babicka-Werka J., Gliwicz J., Goszczynski J. Synurbization processes in an urban population of *Apodemus agrarius*. I. Characteristics of populations in urbanization gradient // *Acta Theriologica*. — 1978. — Vol. 23. — P. 341–358.
- Babinska-Werka J., Gliwicz J., Goszczynski J. Demographic processes in an urban population of the Striped Field Mouse // *Acta Theriologica*. — 1981. — Vol. 26. — P. 275–283.
- Chudoba S., Huminski S., Wojcik I. Drobne ssaki Wrocławia. — Wrocław, 1961. — S. 525–526.
- Cihakova J., Frynta D. Srovnávací studie populací *Apodemus sylvaticus* a *Apodemus flavicollis* na suburbanni lokalite: multidisciplinarni pristup // *Zool. dny*. — Brno, 1995. — S. 57.
- Dickman C.R., Doncaster C.P. The ecology of small mammals in urban habitats. II. Demography and dispersal // *Journal of Animal Ecology*. — 1989. — Vol. 58. — P. 119–127.
- Gebczynska Z., Soltys H., Sienkiewicz M. Food composition in striped field mice living at localities of various degrees of urban development // *Acta Theriologica*. — 1987. — Vol. 32. — P. 325–330.
- Gliwicz J. Ekologiczny aspekt synurbizacji myszy polnej, *Apodemus agrarius* (Pall.) // *Wiadomosci Ekologiczne*. — 1980. — Tom 26, Zeszyt 2. — S. 117–124.
- Haitlinger R. Uszkodzenia drzew i krzewow przez *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780) w zimie 1962 r. we Wrocławiu i na Sleszy // *Przegląd Zoologiczny*. — 1964. — Vol. 8, N 1. — S. 86–87.

Надійшло до редакції: 24 березня 2006 р.

УДК 616–022.39

Теріофауна и природно-очаговые инфекции в Крыму

Игорь Евстафьев, Николай Товпинец, Борис Леженцев, Людмила Альянаки,
Наталья Овдиенко, Александра Костенко, Владимир Леженцев

Теріофауна та природно-осередкові інфекції в Криму. — Євстаф'єв І., Товпинець М., Леженцев Б., Ал'янакі Л., Овдієнко Н., Костенко А., Леженцев В. — В статті наведено стислі дані про якісний та кількісний склад наземної теріофауни Криму в зв'язку з існуванням на території півострова цілої низки природно-осередкових інфекцій. Для Криму особливе значення мають такі інфекції, як туляремія, хвороба Лайма, кліщовий енцефаліт, лептоспіроз, КУ-гарячка, марсельська гарячка та інші. Підкреслено значення окремих видів або окремих груп ссавців в поширенні деяких інфекцій. Серед видів із складу кримської теріофауни найбільше значення мають дрібні мишевидні гризуни: лісові та хатні миші, пацюки, полівки.

Ключові слова: теріофауна, природно-осередкові інфекції, Крим.

Адреса: Кримська республіканська санепідемстанція, 95034, вул. Набережна, 67, м. Сімферополь; E-mail: e-igo@ukr.net.

Fauna of mammals and naturally-hearths infections in Crimea. — Evstafiev I., Tovpinet N., Lezhentsev V., Al'yanaki L., Ovdienko N., Kostenko A., Lezhentsev V. — The article contains compressed information about fauna of mammals of the Crimean peninsula with connection of existence of a row of naturally-hearths infections at the territory of peninsula. A role of separate species or separate groups of mammals in distribution of some infections is underlined.

Keywords: fauna of mammals, naturally-hearths infections, Crimea.

Address: Crimea SES, 95034, Naberezna st., 67, Simferopol, Crimea; E-mail: e-igo@ukr.net.

Введение

Абсолютное большинство видов крымской теріофауны является естественными хранителями возбудителей многих бактериальных, вирусных, риккетсиозных и других природно-очаговых инфекций. Млекопитающие, в рамках конкретной экосистемы, вместе с возбудителем природной инфекции и комплексом их эктопаразитов, нередко являющихся как переносчиками, так и хранителями возбудителей, составляют единую природно-очаговую экосистему. Следовательно, теріофауна как природных местообитаний, так и урбенозов, является неотъемлемой частью природно-очаговых биоценозов (Товпинец, Евстафьев, 2003).

Благодаря разнообразию природно-климатических условий на территории Крыма функционируют природные очаги таких зоонозных инфекций как: туляремии, лептоспироз, кишечный иерсиниоз, псевдотуберкулез, геморрагическая лихорадка с почечным синдромом (ГЛПС), Крым-Конго геморрагическая лихорадка, клещевой энцефалит, клещевой боррелиоз (Лайма), Ку-лихорадки, марсельская лихорадка, бешенство (Алексеев и др., 1988, 1996; Альянаки и др., 1983; Голковский и др., 1981; Евстафьев, Товпинец, 2002; Евстафьев, 2001; Євстаф'єв, 2002; Маркешин и др., 1992; Павловский, 1957; Подкорытов, 1995).

Результаты

Активно действующие очаговые по туляремии территории расположены на Керченском полуострове, в Степном Крыму, в горно-лесной зоне, что подтверждается периодическим выделением культур и выявлением антигена возбудителя на территории многих административных районов

Крыма на протяжении 1982–2005 годов, а также регистрацией единичных случаев заболеваемости (всего за 20 лет — 5 случаев). Однако только за последние четыре года зарегистрировано уже семь больных, что делает эпидситуацию по данной инфекции напряженной.

В связи с этим особо следует отметить многочисленные факты обнаружения антигена туляремиального микроба в погадках хищных птиц и антител в крови мелких млекопитающих как синантропных, так и экзоантропных, на территориях, считающихся свободными от инфекции.

Так, по результатам исследования более 1200 синантропных грызунов только в 2002–2005 года, положительных было в среднем 13–17 % ежегодно из 19 административных районов, что свидетельствует о циркуляции возбудителя туляремии на значительной части полуострова (Голковский и др., 1981; Алексеев и др., 1996). В циркуляции возбудителя туляремии на территории полуострова определяющее значение принадлежит мелким млекопитающим: домовая, курганчиковой и степной мышам, общественной полевке, малой и белобрюхой белозубкам, а также зайцу-русаку.

На территории Крыма устойчиво функционируют природные очаги лептоспироза, отличающиеся по своей структуре. Одни из них находятся в зоне интенсивного орошения и рисосеяния в Присивашье, другие — приурочены к различным водоемам и речным долинам. Ведущую роль в поддержании очагов здесь играет мышь домовая, основной носитель лептоспир серогруппы *Hebdomadis*. Кроме природных, на территории ряда крупных городов и поселков сформировались и устойчиво функционируют антропогенные очаги лептоспироза, где в популяциях серых крыс отмечена циркуляция лептоспир серогруппы *Icterohaemorrhagiae*.

Анализ многолетней динамики заболеваемости людей лептоспирозом в республике показал, что у 80 % больных выявлены антитела к лептоспирам тех серогрупп, носителями которых являются дикие и синантропные грызуны (Альянаки и др., 1983; Подкорытов, 1995). Среди этой группы больных более половины заболели при контактах с возбудителем, циркулирующим исключительно среди серых крыс (серогруппа *Icterohaemorrhagiae*), как синантропных, обитающих на объектах различных категорий в населенных пунктах, так и экзоантропных, населяющих берега различных водоемов.

Вторая группа переболевших заразилась возбудителем лептоспироза серогруппы *Canicola*, в носительстве которой ведущую роль играют собаки. Анализ динамики заболеваемости людей и численности основных носителей лептоспироза в природе (домовая мышь, обыкновенная полевка, степная мышь) показывает довольно высокий уровень корреляции между этими явлениями. Еще более высокий коэффициент корреляции отмечен между численностью серых крыс в населенных пунктах и уровнем заболеваемости иктерогеморрагическим лептоспирозом ($r = 0,75-0,85$; $P = 0,05$).

Четко выраженной природной очаговости кишечного иерсиниоза на территории Крыма нет. Вместе с тем, на территории большинства административных районов среди 13 видов мелких млекопитающих в среднем в 10–20 % выявляется циркуляция возбудителя кишечного иерсиниоза (Алексеев и др., 1988). Природные очаги клещевого энцефалита, клещевого боррелиоза и ГЛПС приурочены к Горно-предгорной ландшафтной зоне (Евстафьев, 2001; Евстафьев, 2002).

Ведущую роль в эпизоотологии и эпидемиологии инфекции играют иксодовые клещи *Ixodes ricinus* L., поэтому наиболее активны очаги в весенне-летний период. Прокормителями преимагинальных фаз этих клещей являются преимущественно мелкие млекопитающие и птицы; прокормители имаго — средние и крупные виды домашних и диких представителей из отрядов копытных и хищных. Хранителями возбудителя этих инфекций в природе являются мелкие млекопитающие.

На территории Крыма в последнее десятилетие ежегодно регистрируется до нескольких десятков случаев заболеваний людей клещевым энцефалитом и клещевым боррелиозом, в то время как за все годы наблюдений заболеваний людей ГЛПС не отмечали.

Природная очаговость марсельской лихорадки связана преимущественно с синантропными (дворовыми и бродячими) собаками и их специфическим эктопаразитом — собачьим клещом *Rhipicephalus sanguineus* Latreille (Евстафьев, Товпинец, 2002). Природные очаги марсельской лихорадки в Крыму известны еще с 30–х годов, а после очередной активизации очага в 1996 г. и по 2005 г. заболело 415 человек. Очаги этой инфекции приурочены преимущественно к приморским населенным пунктам.

Природные очаги Ку-лихорадки (хранители и переносчики — клещи *Hyalomma marginatum* Koch., основные прокормители имаго — мелкий и крупный рогатый скот, дикие копытные, зайцы, лисицы) зарегистрированы на территории Севастополя, Бахчисарайского и Раздольненского районов, где отмечены отдельные случаи заболевания людей (Павловский, 1957).

Природные очаги бешенства в Крыму поддерживаются лисой обыкновенной, *Vulpes vulpes*. По характеру распределения многолетних показателей плотности носителя, динамики его популяционной структуры и уровней многолетней численности на территории природного очага бешенства следует выделить зоны устойчивой многолетней циркуляции вируса и зоны ежегодного выноса. Следует отметить, что в циркуляции вируса в природе и функционировании очагов бешенства в настоящее время могут участвовать енотовидная собака (достигшая значительной численности в Присивашских р-нах) и проникший в 2004 г. на территорию полуострова волк (уже в 2005 г. на территории различных регионов полуострова уничтожено 9 волков).

Заключение

На основе изучения особенности многолетней динамики очагов различных инфекций, лоймо-потенциала отдельных нозологических форм, в Крыму проведено эпизоотологическое и эпидемиологическое районирование территории по природно-очаговым зоонозным инфекциям (Товпинец, Евстафьев, 2003), а также определена роль большинства видов из состава териофауны Крыма, в функционировании природно-очаговых экосистем.

Литература

- Алексеев А. Ф., Чирный В. И., Богатырева Л. М. и др. Особенности эпизоотий туляремии в Крыму // ЖМЭИ. — 1996. — № 6. — С. 28–32.
- Алексеев А. Ф., Чирный В. И., Голковский Г. М., Богатырева Л. М. Природная очаговость кишечного иерсиниоза и псевдотуберкулеза в Крыму // Эпизоотология, эпидемиология, средства диагностики, терапии и специфической профилактики инфекционных болезней, общих для человека и животных: Материалы Всесоюзной конференции. — Львов, 1988. — С. 376.
- Альянки Л. Н., Шварсалон К. Н., Костенко А. П. К вопросу изучения лептоспироза в Крыму // Лептоспирозы. — Тбилиси, 1983. — С. 73–74.
- Голковский Г. М., Мицевич Г. Ф., Хайтович А. Б. и др. О природном очаге туляремии на Керченском полуострове (Крым) // Журнал микробиологии. — 1981. — № 10. — С. 99–101.
- Евстафьев И. Л., Товпинец Н. Н. *Rhipicephalus sanguineus* (Ixodidae) в Крыму: экологические и эпизоотологические аспекты // Вестник зоологии. — 2002. — № 4. — С. 85–91.
- Євстаф'єв І. Л. Хвороба Лайма — епізоотологічний аспект // Журнал "Інфекційні хвороби". — Тернопіль, 2002. — Випуск 4. — С. 73–76.
- Евстафьев И. Л. Итоги двадцатилетнего изучения клещевого энцефалита в Крыму // Журнал МЭИ. — Москва, 2001. — № 2. — С. 111–114.
- Маркешин С. Я., Смиронова С. Я., Евстафьев И. Л. Оценка состояния природных очагов Крымской-конго геморрагической лихорадки в Крыму // Журнал микробиологии. — 1992. — № 4. — С. 28–31.
- Павловский Е. Н. К вопросу об изучении Ку-лихорадки в некоторых районах Крыма // Военно-медицинский журнал. — 1957. — № 4. — С. 38–42.
- Подкорытов Ю. И. Особенности эпизоотологии и эпидемиологии лептоспирозов в условиях развития поливного земледелия в степной зоне (на юге Украины): Автореф. дис. ... канд. мед. наук. — Москва, 1995. — С. 1–23.
- Товпинец Н. Н., Евстафьев И. Л. Природная очаговость зоонозных инфекций в Крыму: эпизоотологический и эпидемиологический аспекты // Вопросы развития Крыма. — Симферополь: Таврия-Плюс, 2003. — С. 94–104.

Надійшло до редакції: 24 листопада 2005 р.

УДК [599.742.11+599.6/.73](477.42)

Вовк, дикі копитні та велика рогата худоба на півночі Житомирщини: вибірковість хижацтва

Сергій Жила

Вовк, дикі копитні та велика рогата худоба на півночі Житомирщини: вибірковість хижацтва. — Жила С. — Простежено взаємодію вовків та ссавців, що є їхніми кормовими об'єктами, на території Центрального Полісся. Виділено певні закономірності, що впливають на поведінку вовків під час полювання. Показано, що динаміка щільності популяції окремих видів копитних коливається несинхронно зі змінами величин їх вилучення, котра залежить від чисельного складу зграї. Вилучення копитних вовком носить вибірковий характер, в основному це молоді та слабкі особини. При великих розмірах вовчих зграй йде переключення хижаків на великих жертв. Загалом вибірковість у полюванні проявляється лише при великій доступності (чисельності та біомасі) різних груп жертв. Окрім того, поведінка вовка залежить від антихижацьких адаптацій видів-жертв.

Ключові слова: вовк, дикі копитні, велика рогата худоба, поведінка, вибірковість хижацтва, Полісся.

Адреса: Поліський заповідник, с. Селезівка, Овруцький р-н, Житомирська обл., 11122, Україна.

Wolf, wild ungulates and cattle at the north of Zhytomyrska province: selectivity of predation. — Zhyla S. — An interaction of wolves and mammals which are their forage objects at the territory of the Central Polissya was traced. Certain regularities influencing at a behavior of wolves during hunting were established. It's shown that dynamics of density of ungulates' species varies nonsynchronously with changes of values of their impressment which depends on a pack's number composition. Impressment of ungulates by wolves has an accidental character. Mainly young and weak specimens are seized; and with big sizes of wolves' packs there is an switching to big preys. Generally selectivity is observed with big accessibility (number and biomass) of different groups of preys. Besides wolf's behavior depends on anti-predatory adaptations of species-preys.

Key words: wolf, wild ungulates, cattle, behavior, selectivity of predation, Polissia.

Address: Polissian Nature Reserve, vil. Selezivka, Ovruch district, Zhytomyr province, 11122, Ukraine.

Вступ

Вибірковість хижацтва — це показник, котрий характеризує те, якою мірою в харчуванні вовка представлені певний вид тварин або особини якогось віку чи статі. Як правило, при встановленні вибірковості хижацтва оперують біомасою жертв, а не кількістю з'їдених вовком особин. Причина цього зрозуміла, бо вага лося у декілька чи й десятки разів перевищує вагу інших жертв. У нашій країні (як і на всіх теренах колишнього Радянського Союзу) детальних досліджень щодо вибірковості здобування вовками окремих видів жертв з урахуванням показників біомаси жертв в природі та у спектрі живлення вовків не проводили.

Проведені в Поліському заповіднику дослідження показали, що динаміка щільності популяції окремих видів копитних коливається несинхронно зі змінами величин їх вилучення, котра, в першу чергу, залежить від чисельного складу зграї. Зокрема, вовки часто уникають добувати лосів у випадку, коли вони забезпечені в достатній мірі більш доступною здобиччю, насамперед, сарни і кабани. Вважається аксіомою, що при суттєвому зниженні чисельності основної здобичі вовк переходить на альтернативну. В конкретних природних умовах досить складно вичленити таку ситуацію, коли при збереженні інших показників незмінними змінюється лише чисельність основної жертви. Встановлення реальних зв'язків і закономірностей хижацтва вовка в періоди з різноманітною екологічною обстановкою завдання складне, але його розуміння може стати важливим кроком до з'ясування багатьох деталей і адаптацій взаємовідносин вовка, копитних і бобра.

Огляд досліджень

Грунтовні дослідження із застосуванням сучасних методик проведено у Біловезькій Пущі на території Польщі. Встановлено, зокрема, що хижацтво і склад кормів змінюються залежно від географічного місця, складу і чисельності жертв, пори року, чисельного складу зграй та інших факторів (Okarma, 1995). Аналіз екскрементів вовка показав, що взимку в біомасі кормів оленячі (олень, сарна) складали 91,2 %, кабан — 7,8 %. Влітку (травень–вересень) питома вага кабана зросла до 20,8 %, разом з тим, оленячих знизилася до 77,5 %. На склад харчування впливали погодні умови зими. Під час суворих зим вовками добуто менше кабанів, ніж оленів. Малу питому вагу склали жертви малого розміру: зайці, птахи, еноти, змії (Jedrzejewski et al., 1992).

Аналіз вовчих поїдей показав, що вовки полюють вибірково лише на деякі групи копитних. Ці хижаки більш інтенсивно добувають оленя і кабана, що складають у природі відповідно 36 і 33 % чисельності усіх копитних. Сарна менш чисельна, а зубр і лось складають дуже малий відсоток. У той же час, серед добутих вовками копитних домінував олень (68 %). Інші групи копитних мали малу питому вагу (Okarma et al., 1995). Підтвердженням великої вибіркості вовків щодо оленя є вилучення ослаблених тварин. Для характеристики вибіркості вилучення певного виду чи якоїсь групи використовують показник вибіркості, який може змінюватися у межах від +1 (максимальна вибіркості) до 0 (добування пропорційне кількості зустрічей жертв) і далі до –1 (повне уникнення). У Біловезькій Пущі вовки віддавали перевагу оленям ($D= +0,68$), у той же час кабанів уникали ($D = -0,77$). Такі показники характерні і в цілому для Європи (Okarma, 1995).

Зубри в Польщі мало добуваються вовками. Інтенсивна підгодівля забезпечує добру фізичну форму навіть для телят. Крім того, в місцях підгодівлі зубри знаходяться під охороною від вовків. У 1984–1994 р. у Біловезькій Пущі випадків нападу вовків на домашню худобу також не відмічено, що було рідкістю і для повоєнних років, коли чисельність вовка була високою, а диких копитних — низькою. В 1995 р. знайдено залишки двох зубрів, один з яких, ймовірно, загинув від вовків.

Не всі особини копитних рівною мірою зазнають впливу хижацтва вовка. Часто вилучення носить вибірково характер навіть у межах одного виду жертв. Серед оленів жертвами у переважній мірі були телята, котрі склали 61 % в екскрементах вовка в Біловезі. В той же час, дорослі самці оленя склали в раціоні вовків удвічі меншу частку, ніж їх питома вага в популяції, або 14 % в порівнянні з 27 % (Okarma et al., 1995). Серед кабанів зустрічалися переважно цьоголітки — 94 % (Jedrzejewski et al., 1992). Лосі у Біловезькій Пущі — рідкісна здобич вовка (виключно цьоголітки). Тільки у випадку з сарною не виявлено ні статевій, ні віковій вибіркості: різні віко-статеві групи сарни добувалися вовками пропорційно їх представленості у групуванні (Okarma et al., 1995).

Стан популяції копитних у Біловезькій Пущі залежав від багатьох факторів смертності в природі, але найбільше — від полювання, погоди, кормових умов і хижацтва (Okarma et al., 1995). Природна смертність копитних обумовлена хворобами, голодом, низькими температурами, наявністю вовків, рисей та псів. В цілому, у випадку доброго стану популяції копитних, оцінка ролі різних факторів смертності доволі непростя, навіть у методичному плані. В умовах Біловезької Пущі роль вовка у смертності копитних була найбільш істотною для оленя (65,2 %), а для сарни і лося — лише близько 25 %, і, нарешті, для кабана — 19,1 %. В той же час, голод і хвороби стали причиною смерті у 73,3 % випадків (Okarma et al., 1995).

К. П. Філонов (1989) вказує, що “своєрідною рисою вибіркості полювань вовків є те, що від них у більшості випадків гинуть телята. Дорослі самці і самки, а також річні лосі нерідко вилучаються пропорційно їх частці в популяції. Виняток складають півторарічні лосі Дарвінського заповідника, частка яких в популяції була в два рази нижче їх представленості в здобичі вовків. В Окському заповіднику відмічено зворотне співвідношення, хоч відбір цьоголіток був інтенсивнішим. Така різниця, очевидно, пов’язана з тим, що в Окському заповіднику вовки незалежно від своєї чисельності добували ще й плямистих оленів, дорослі особини яких за біомасою близькі до півторарічних лосів. Не виключено, що розмір вовчих зграй, котрий зменшився у зв’язку з регуляцією їх чисельності, теж сприяв цій спеціалізації. В Березинському заповіднику ці хижаки добувають тварин у віці від народження до 2 років (62,8 %). Вибіркості хижаків у відношенні копитних меншого розміру інша”. Автор подає лише словесний опис вибіркості, без кількісних показників.

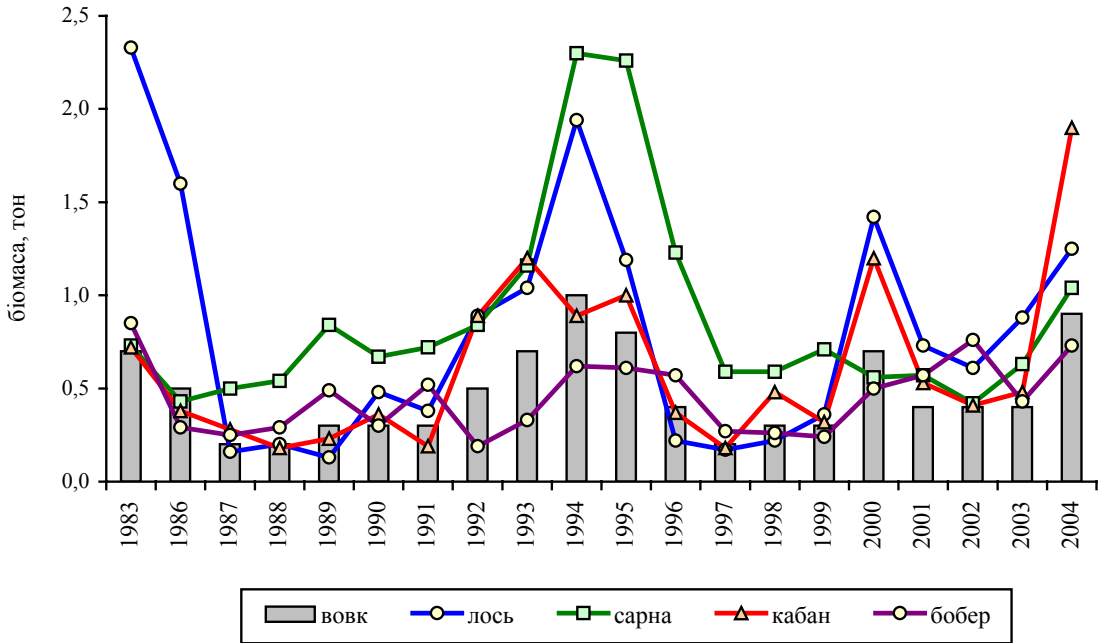


Рис. 1. Динаміка біомаси великих диких ссавців та вовка на півночі Житомирщини протягом 1983–2004 рр.

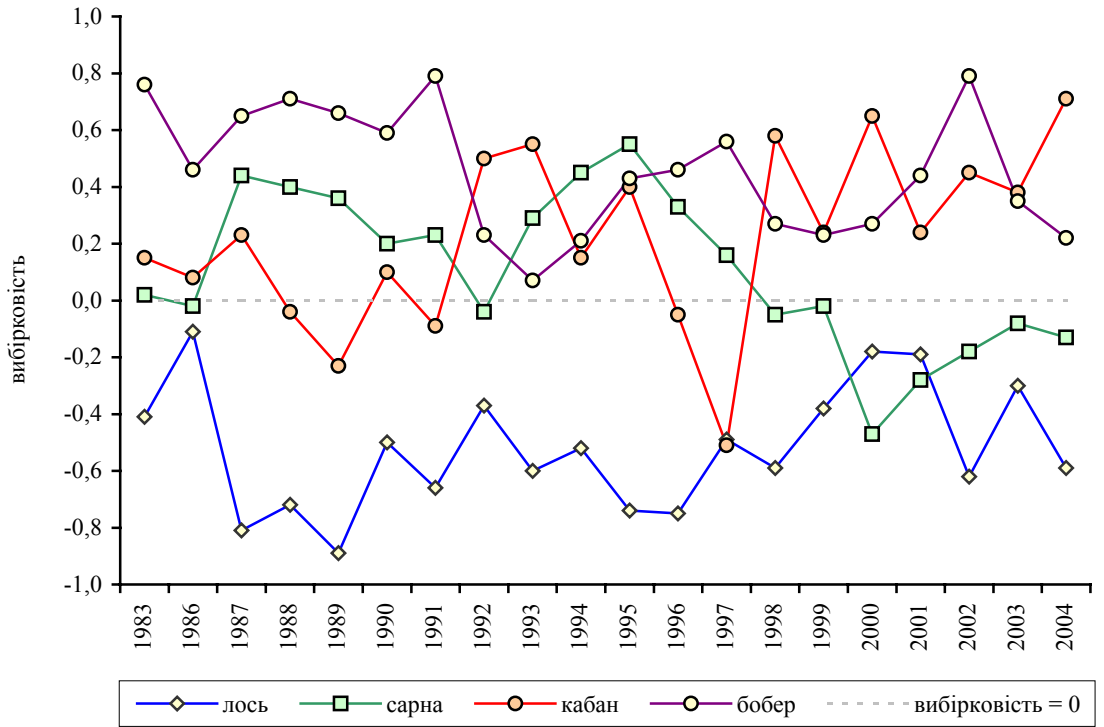


Рис. 2. Динаміка вибірковості основних видів жертв зграю вовків протягом 22 років спостереження

Дослідження у Поліському заповіднику

У Поліському природному заповіднику впродовж 1986–2004 р. проведено моніторинг вовчих зграй та зібрано дані щодо спектру живлення вовків і частоти добування ними різних видів жертв. На основі цих досліджень проведено розрахунки показника вибірковості хижацтва вовка і залежності вибірковості від різноманітних факторів.

Дикі ссавці. Наведені графіки (рис. 1–2) вказують на те, що вовки добувають лосів в умовах Полісся меншою мірою, ніж "дозволяє" біомаса лосів у природі. Навпаки, питома вага сарни, кабана і бобра у харчуванні вовка в середньому вища, ніж їхня біомаса у природі. Віддання переваги певному виду копитних і бобра значно залежить від щільності популяції виду жертви, інтенсивності полювання людини на даний вид та чисельного складу вовчої зграї. Так, при збільшенні величини вовчої зграї більш чисельними в харчуванні вовка стають жертви порівняно великого розміру. Тому, питома вага бобра у харчуванні вовка зменшується, а лося зростає.

Велика рогата Худоба (ВРХ). Встановлено залежність показників заподіяної шкоди тваринництву при відгінному утриманні худоби в районі Поліського заповідника. Вага тіла у великої рогатої худоби і лося порівняно схожі, але динаміка їх вилучення є різною і залежить від чисельного складу вовчої зграї. Так, із збільшенням величини зграї зростає і представленість великої рогатої худоби у спектрі її живлення. Таке зростання є значним лише при невеликому прирості зграї. Далі, з ростом чисельності вовчих зграй (в межах 6–10 особин), біомаса вилучення ВРХ залишається майже незмінною, проте питома вага домашньої худоби в харчуванні вовка зменшується (рис. 3). Втрати худоби складали в середньому 2,2–7,6 % від загальної біомаси тварин на відгінному випасі в лісі. У 1970–1980-х роки, коли на випасі знаходилася велика кількість колгоспної худоби, ця група жертв у харчуванні вовків відіграла істотну роль.

Спеціальних заходів для охорони кошар і домашніх тварин, за винятком собак і розпалювання димокурів, не застосовували. Ще донедавна існувала добре підготовлена категорія лісових пастухів, що мали великий історичний досвід випасу худоби в лісах при високій чисельності вовків. Цей безцінний досвід для розробки заходів щодо зниження втрат тваринництва від вовків вкрай необхідний, але він ніколи не вивчався науковцями. Сучасні високопородні вівчарки, які, нібито, несуть кров аборигенних собак пастухів, для охорони отар абсолютно непридатні.

Перспективи розвитку відгінного тваринництва, зважаючи на низьку собівартість отримуваної при цьому продукції, в умовах Полісся загалом дуже високі. Кількома із найбільш вагомими стримуючими факторами розвитку відгінного тваринництва будуть: відсутність підготовлених кадрів, малокomorfortні умови праці та хижацтво вовка.

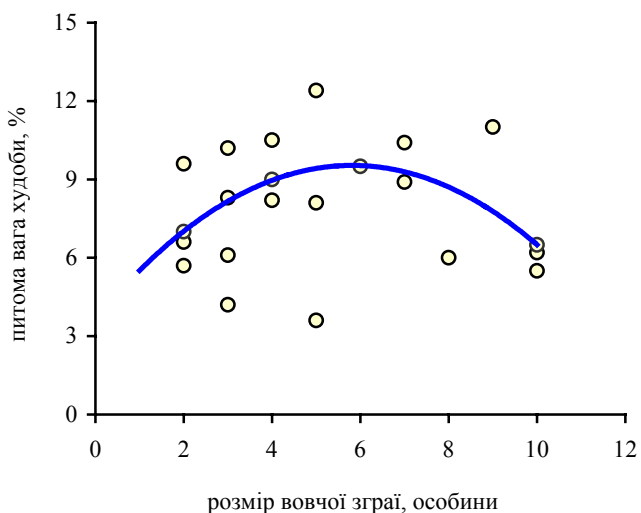


Рис. 3. Питома вага великої рогатої худоби у харчуванні вовка при її відгінному утриманні на півночі Житомирщини залежно від розміру вовчої зграї

Обговорення

Вище наведених дані показують, що видова вибірковість хижацтва вовка у часі — це досить нестабільний показник. Цей хижак може добувати багаточисельні види, або менш чисельні, але більш легкодоступні. У випадку, коли зграя багаточисельна, в умовах напівголодного існування вовк інтенсивно переслідує всі без винятку види жертв. На вибірковість добування окремих видів жертв може впливати також їхнє просторове розміщення на території зграї.

Концентрація самців лося під час міграцій на шляхах переходів, або взимку в місцях стійбищ робить цю групу жертв більш уразливою. Це відбувається через постійний контакт самців із вовками, на протигагу малорухливими самицям і телятам, які знаходяться переважно на болотах. Дорослі самці у складі групи можуть протистояти нападам вовчої зграї. Легкість пошуку вовками самців лося під час гону (за голосом) теж зумовлює більш високий ризик нападу вовків на лося. Висока щільність сарн та кабанів у висококормних стаціях (старих дубняках, поблизу полів з озиминою, на вересових пустошах) теж сприяє успіху полювання хижаків в таких місцях. Навпаки, розріджене розміщення зимових індивідуальних ділянок самиць лося і телят значно ускладнює для вовків їх пошук і сприяє збереженню цих видів. Всі ці елементи просторового розміщення і поведінки також активно впливають на вибірковість хижацтва.

Як правило, більш уразливі для вовків особини відносно молодого віку. Поведінка старих досвідчених самиць копитних краще демонструє антихижацькі адаптації цієї групи копитних, ніж молодих і недосвідчених. Антихижацькі адаптації копитних в умовах заповідної території нині виступають як такі, що визначають поведінку жертв вовка. Поведінка копитних антибраконьєрського спрямування відрізняється до певної міри іншою добовою активністю, вибором місць відпочинку, структурою індивідуальних територій та прийомами втечі жертв при небезпеці.

Подяка. Автор висловлює подяку редактору видання І. Загороднюку, а також О. Годлевській та Ю. Зізді за допомогу в підготовці рукопису статті до друку.

Література

- Жила С. М. Сучасний стан популяції вовка в Українському Поліссі // Вестник зоології. — 1999. — № 4–5. — С. 115–117.
- Филонов К. П. Копытные животные и крупные хищники на заповедных территориях. — Москва: Наука, 1989. — 250 с.
- Jedrzejewski W., Jedrzejewska B., Okarma H., Ruprecht A. L. Wolf predation and snow cover as mortality of the Bialowieza National Park, Poland. — *Oecologia* (Berlin). — 1992. — Vol. 90. — P. 27–36.
- Jedrzejewska B., Jedrzejewski W. *Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieskiej*. — Warszawa, 2001. — P. 120–129, 211–222.
- Okarma H. The trophic ecology of wolves and their predatory role in undulate communities of forest ecosystems in Europe // *Acta Theriologica*. — 1995. — Vol. 40. — P. 335–386.
- Okarma H., Jedrzejewska B., Jedrzejewski W., Krasinski Z. A., Milkowski L. The roles of predation, snow cover, acorn crop, and man-related factors on undulate mortality in Bialowieza Primeval Forest, Poland // *Acta Theriologica*. — 1995. — Vol. 40. — P. 197–217.

Надійшло до редакції: 18 листопада 2005 р.

УДК 599.32.15

Мелкие млекопитающие трансформированных территорий Центрального Полесья

Инна Зенина

Дрібні ссавці трансформованих територій Центрального Полісся. — Зенина І. — Представлено дані про видовий склад та біотопний розподіл дрібних ссавців в меліорованих та природних біотопах Поліського природного заповідника та національного парку “Прип’ятський” у 1986–2003 рр. Виявлено 23 види. В результаті меліорації в цілому кількість видів не зменшилася. Відбувся перерозподіл видів-домінантів, зменшилася чисельність дендрофільних видів вовчків.

Ключові слова: Дрібні ссавці, видовий склад, меліорація, Полісся, Україна, Білорусь.

Адреса: Будинок дитячої та юнацької творчості, вул. Кірова, 36, м. Турів, Житковицький р-н, Гомельська обл., 247980, Білорусь. E-mail: redco@tut.by.

Small mammals of transformed territories of the Central Polesje. — Zenina I. — Data on species composition and biotopic distribution of small mammals of natural and melioration massifs of Poleski Natural Reserve and National Park "Pripiatski" during 1987–2003 are given. Totally, mammals' fauna consists of 23 species. As a result of melioration a quantity of species has not decreased at a whole. A redistribution of species-dominants has occurred, abundance of Myoxidae species has decrease.

Key words: small mammals, species composition, melioration, Polesie, Ukraine, Belarus.

Address: The House of Children's and Youthful, 36 Kirova st., Turov, 247980, Belarus. E-mail: redco@tut.by.

Введение

Полесье — обособленный естественноисторический регион, своеобразная естественно-географическая область, находящаяся в географическом центре Европы. В последнее столетие, определяющее воздействие на биоразнообразие Полесья, оказывает комплекс антропогенных факторов. Ведущим среди факторов антропогенной трансформации природных ландшафтов Полесья является мелиорация. Мелиорация выделяется, прежде всего, масштабностью воздействия и пространственным проявлением последствий.

В 1950–1970-е годы определенное внимание уделено исследованию воздействия осушительной мелиорации на мышевидных грызунов (Михолап, 1954, 1961, 1962, 1979; Сержанин, Михолап, 1958, и др.). Эти исследования касались в основном фаунистических аспектов биотопического размещения и динамики численности, проводились на территориях, подвергшихся мелиорации только 5–10 лет назад. К настоящему времени, спустя 30–40 лет, на мелиорированных землях сформировались иные сообщества мелких млекопитающих.

Место исследования и методика

Материалом для данного сообщения послужили исследования автора на территории Центрального Полесья в Гомельской (Беларусь) и Житомирской (Украина) областях, анализ литературных источников. Материал собран в период с 1987 по 1990 год на территории Полесского природного заповедника и его охранный зоны мелиоративные системы “Жолобницкая”, “Грибовская”, д. Селезевка, д. Сырница (Житомирская обл.), а за период с 1991 по 2002 г. на территории Припятского ландшафтно-гидрологического заповедника (Гомельская обл.) и его охранный зоны (польдеры колхозов “Советская Беларусь”, “Ленинский шлях”, г. Туров, д. Хлупинская Буда, п. Хвоенск).

Для выявления многолетней динамики численности комплекса мелких млекопитающих и отдельных видов заложены пробные площади. В лесных биотопах Полесского заповедника исследования проводились в сосняках лишайниковом, мшистом, зеленомошно-черничном, долгомошном, сфагновом, а также на переходном болоте. В зоне действия мелиоративной системы исследования проводились на берегах каналов, залуженном болоте, в березовом молодняке, сосняке зеленомошно-сфагновом, в скирдах. На территории Припятского заповедника исследования проводились в сосняке мшистом, сосново-березовом лесу, сосняке сфагновом, дубово-сосновом чернично-орляковом лесу, дубраве снытево-крапивной, дубово-грабовом лесу, лиственном березово-грабово-ольховом лесу, ольшанике осоково-злаковом. На осушительных системах в охранной зоне для проведения исследований было выделено три биотопа: берег канала, дамба, луг.

Сбор материала проводили трехкратно в течении каждого полевого сезона: весной (апрель–май), летом (июнь–июль), осенью (сентябрь–октябрь). Для учетов численности использовали общепринятый метод ловушко-линий (Новиков, 1953) с применением давилок Геро. В качестве приманки служили кусочки хлеба, обжаренные на растительном масле. Ловушки выставляли линиями по 25 штук на 4 суток (в отдельных случаях — 3 или 5 суток). В каждом биотопе за отдельный сезон получено не менее 400 ловушко-суток. Всего отработано 101800 ловушко-суток, добыто 4869 особей мелких млекопитающих 20 видов.

Отловленные особи определялись до вида, морфометрические показатели отдельных особей и видов, половозрастную структуру популяций фоновых видов, численность определяли по общепринятым методам. Часть собранной коллекции черепов переопределялась в Институте зоологии НАН Беларуси (А. С. Рождественская) и Институте зоологии НАН Украины (И. В. Загороднюк). Видовой состав мелких млекопитающих на территории Припятского заповедника и в его окрестностях дополнялся путем использования данных анализа 105 погадок птиц из отрядов аистообразные (Ciconiiformes), ястребообразные (Accipitriformes), совообразные (Strigiformes), а также семейства врановые (Corvidae). Морфометрические показатели с добытых особей снимались с использованием штангенциркуля, весов чашечных ВЧ–100, торсионных весов ВТ–500. Возраст отловленных особей определялся по степени окостенения черепа и стертости зубов. В целях получения сравнимых данных по численности использовалась бальная оценка (Загороднюк и др., 1997; 2002). Для оценки видового разнообразия сообщества мелких млекопитающих использовали индекс видового разнообразия (H) Шеннона и равномерность распределения (J) (Бигон и др., 1989).

Видовой состав мелких млекопитающих

На основе собственных исследований и анализа литературных источников нами был составлен контрольный список из 29 видов мелких насекомоядных и грызунов Полесского региона (табл. 1). Современную фауну мелких насекомоядных и грызунов Полесского региона образуют виды в основном фаунистического комплекса европейских широколиственных лесов (41,3 %), а также таежного фаунистического комплекса (17,3 %), обитатели нескольких областей Палеарктики (24,1 %), степные виды (3,4 %) и виды адвентивной фауны (10,4 %). Виды-эндемики в виду особенностей формирования териофауны региона (Иванов, 1994) отсутствуют.

Исследованиями, проведенными ранее в сходных биотопах Полесья (Михолап, 1956; Арзамасов и др., 1980; Терехович, 1986; Выскушенко, Гирин, 1992), выявлено 23 вида млекопитающих. Из числа ранее указываемых для этой территории видов не отмечены два: соня садовая и крыса серая. Соня садовая является редким видом в целом для Полесского региона и попадает в давилки очень редко (Zagodniuk, 1998). Крыса серая — широко распространенный синантропный вид, который в Полесье, вероятно из-за конкуренций с чёрной крысой и особенностей своей биологии предпочитает крупные населённые пункты, где исследования нами не проводилось.

Из мелких насекомоядных в трансформированных биотопах, по результатам наших исследований, доминирует бурозубка обыкновенная. Её встречаемость в отловах составляет 6,7–10,2 %. Из грызунов преобладают полёвка обыкновенная — 47,9 % и мышь полевая — 20,2 %. В число видов-доминантов в населённых пунктах входят мышь домовая — 27,1 % и крыса чёрная — 17,8 %. Значительную долю в уловах в трансформированных биотопах составляет полёвка рыжая (10,7–15,0 %) и мышь жёлтогорлая (4,6 %).

В число сравнительно обычных видов следует отнести бурозубку малую, мышшь-малютку, мышшь лесную и полёвку тёмную. Невелика встречаемость полёвки водяной — 0,5–1,0 %.

В общем, видовой состав мелких млекопитающих в трансформированных биотопах Центрального Полесья достаточно разнообразен, в различных биотопах набор видов и степень их доминирования зачастую сильно отличаются. Видами-доминантами в этих биотопах в настоящее время чаще всего являются полёвка обыкновенная, мышшь полевая, полёвка рыжая, мышшь домовая и крыса чёрная. В исследованиях, проведенных в начале широкомасштабной мелиорации на территории Белорусского Полесья (Михолап, 1956), указано также на доминирующую роль среди мелких грызунов в трансформированных биотопах мышши полевой, полёвки обыкновенной, мышши домовой и крысы серой и чёрной. В биотопах, расположенных вблизи лесных массивов, по результатам исследований, проведенных в начале 1950-х годов, доминантами были мышши жёлтогорлая и лесная, полёвка рыжая. По результатам наших исследований (Зенина, 1990; Зенина, Хмелёвский, 1998) такие же виды являются доминантами в настоящее время в трансформированных лесных биотопах.

Таблица 1. Контрольный список видов мелких насекомоядных и грызунов Полесского региона

Название вида	Места регистрации видов			
	Западное Полесье	Восточное Полесье	Район Припятского заповедника	Район Полесского природного заповедника
Отряд Насекомоядные — Insectivora				
Еж белобрюхий — <i>Erinaceus concolor</i>	+	+	+	+
Крот европейский — <i>Talpa europaea</i>	+	+	+	+
Бурозубка малая — <i>Sorex minutus</i>	+	+	+	+
Бурозубка средняя — <i>Sorex caecutiens</i>	+	+	–	–
Бурозубка обыкновенная — <i>Sorex araneus</i>	+	+	+	+
Белозубка малая — <i>Crocidura suaveolens</i>	+	+	+	–
Белозубка белобрюхая — <i>Crocidura leucodon</i>	+	–	–	–
Кутора обыкновенная — <i>Neomys fodiens</i>	+	+	+	+
Кутора малая — <i>Neomys anomalus</i>	+	–	–	–
Отряд Грызуны — Rodentia				
Белка обыкновенная — <i>Sciurus vulgaris</i>	+	+	+	+
Соня лесная — <i>Dryomys nitedula</i>	+	–	+	–
Соня садовая — <i>Eliomys quercinus</i>	–	–	–	–
Соня-полчок — <i>Myoxus glis</i>	+	–	+	+
Соня орешниковая — <i>Muscardinus avellanarius</i>	+	+	+	+
Мышовка лесная — <i>Sicista betulina</i>	+	+	+	+
Полевка рыжая — <i>Myodes glareolus</i>	+	+	+	+
Полевка водяная — <i>Arvicola amphibius</i>	+	+	+	+
Полевка кустарниковая — <i>Terricola subterraneus</i>	+	–	+	–
Полевка-экономка — <i>Microtus oeconomus</i>	+	+	+	–
Полевка обыкновенная — <i>Microtus arvalis</i>	+	+	+	+
Полевка восточноевропейская — <i>Microtus levis</i>	–	+	+	+
Полевка темная — <i>Microtus agrestis</i>	+	+	+	+
Мышь лесная — <i>Sylvaemus sylvaticus</i>	+	+	+	+
Мышь желтогорлая — <i>Sylvaemus tauricus</i>	+	+	+	+
Мышь полевая — <i>Apodemus agrarius</i>	+	+	+	+
Мышь домовая — <i>Mus musculus</i>	+	+	+	+
Мышь-малютка — <i>Micromys minutus</i>	+	+	+	+
Крыса черная — <i>Rattus rattus</i>	+	+	+	+
Крыса серая — <i>Rattus norvegicus</i>	+	+	–	–

В обследованных нами естественных биотопах Центрального Полесья доминируют три вида: бурозубка обыкновенная, полёвка рыжая, мышь жёлтогорлая. Видами-содоминантами здесь выступают малая бурозубка, мышь полевая, еж белобрюхий, крот европейский.

В результате проведенной широкомасштабной мелиорации уменьшения видового разнообразия микротиериофауны Полесья в целом не произошло. В некоторых случаях после проведения мелиорации происходит увеличение видового разнообразия, что определяется наличием своеобразного ландшафта с разнообразными микроусловиями, доступностью и близостью лесных биотопов, используемых в качестве предпочитаемых или как станции переживания (Зенина, Хмельковский, 1998). Увеличение числа видов мелких млекопитающих на некоторых территориях, подвергшихся мелиорации, объясняется, по мнению ряда исследователей (Рождественская, 1989, Гайдук, Абрамова, 1998), также обилием экотонов, имеющих там.

Осушительная мелиорация, проведенная в Центральном Полесье, оказала большое влияние на перераспределение видов-доминантов на территориях, непосредственно ей подвергшихся, однако напрямую к исчезновению отдельных видов мелких млекопитающих не привела. Практически все виды из числа зарегистрированных видов для Полесья в целом встречаются как в природных, так и в трансформированных биотопах. Однако уменьшение лесистости Полесского региона, а также продолжающаяся тенденция омоложения лесов способствовала уменьшению численности в первую очередь дендрофильных видов: сонь лесной, орешниковой и садовой, сони-полчка.

Сообщества мелких млекопитающих трансформированных территорий

В литературе имеются некоторые сведения о териокомплексах мелких млекопитающих в трансформированных биотопах (агроценозах) Центрального Полесья. В 1968–1970 годах и позднее были проведены сравнительные исследования видового состава грызунов в урочище "Гричин" (междуречье рек Лани и Случи) до и после проведения мелиорации, когда было осушено более 40 % территории. По результатам этих исследований площадь обитания влаголюбивых видов уменьшилась (полевка-экономка и полевка водяная), а также время их концентрации несколько увеличилось в местах, подходящих для обитания. Увеличилась численность полевки рыжей, а на распаханых участках появился комплекс из полевки обыкновенной и мыши полевой (Федосенко и др., 1983). Териокомплексам осушенных и освоенных болот посвящены работы В. Терехович и Н. Бурко (1985), А. Выскушенко и др. (1987), А. Выскушенко и В. Гирина (1992). Исследованиями О. Михолап и В. Михайловской (1974) установлено: после мелиорации видовое разнообразие уменьшается, исчезают виды, приуроченные к водоемам, однако общая численность комплекса мелких млекопитающих почти не изменяется. Кроме того, происходит смена доминантов: вместо полевки рыжей, мыши полевой и полевки водяной на освоенных участках стали преобладать виды открытых пространств: мышь полевая и полевка обыкновенная.

Сведений о териокомплексах лесных биотопов, подвергшихся влиянию мелиорации, на территории Полесья не много. В целях получения сравнимых данных по различным биотопам и территориям нами проведена бальная оценка численности мелких млекопитающих на территориях и в окрестностях Полесского и Припятского заповедников (табл. 2 и 3). Основные параметры микро териокомплексов трансформированных биотопов Полесья представлены в таблицах 4 и 5. Индекс сходства Серренсена для трансформированных территорий окрестностей Полесского и Припятского заповедников не большой ($gs = 0,44$), что свидетельствует о значительном отличии териокомплексов этих территорий друг от друга. Это объясняется как различиями в наборе исследованных биотопов, так и степенью и характером антропогенного воздействия на этих двух территориях.

Сосново-березовый зеленомошно-черничный лес. Обнаружено 11 видов мелких млекопитающих. Из категории редких видов нами зарегистрирована лишь мышовка лесная. В аналогичном природном биотопе — 3 вида. Индекс видового разнообразия — 1,61. В целом обнаружено меньше видов, чем в аналогичном природном биотопе (11 против 16-ти в Полесском заповеднике и 14-ти в Припятском), однако индекс видового разнообразия несколько выше, чем в природном. Индекс выравненности — 0,77. Его значение меньше, чем в природном биотопе, где этот показатель близок к максимальному значению в Припятском заповеднике. В природном биотопе Полесского заповедника он несколько ниже.

Таблица 2. Мелкие насекомоядные и грызуны трансформированных биотопов района Полесского заповедника

Название вида	Места регистрации видов						
	Берег канала	Залу-женное болото	Березовые молодняки	Сосняк зеленомошно-вересковый	Скир-ды	Жилые строе-ния	Хозяйст-венные строения
<i>Erinaceus concolor</i>	3	2	3	4	0	0	2
<i>Talpa europaea</i>	4	3	4	0	0	0	0
<i>Sorex minutus</i>	4	4	0	2	0	0	0
<i>Sorex caecutiens</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sorex araneus</i>	5	4	4	4	3	0	2
<i>Crocidura suaveolens</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crocidura leucodon</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neomys fodiens</i>	4	0	0	0	0	0	0
<i>Neomys anomalus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciurus vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dryomys nitedula</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eliomys quercinus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myoxus glis</i>	0	0	0	2	0	0	2
<i>Muscardinus avellanarius</i>	0	0	0	3	0	0	0
<i>Sicista betulina</i>	3	2	0	2	0	0	0
<i>Myodes glareolus</i>	0	3	0	5	2	2	2
<i>Arvicola amphibius</i>	4	3	0	0	3	0	0
<i>Terricola subterraneus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microtus oeconomus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microtus arvalis</i>	4	4	4	3	5	2	3
<i>Microtus levis</i>	2	2	2	2	2	0	0
<i>Microtus agrestis</i>	4	3	3	0	0	0	0
<i>Sylvaemus sylvaticus</i>	2	0	0	2	0	0	2
<i>Sylvaemus tauricus</i>	3	2	3	5	0	0	0
<i>Apodemus agrarius</i>	4	5	3	0	5	0	2
<i>Mus musculus</i>	2	0	0	0	0	5	5
<i>Micromys minutus</i>	3	3	0	0	4	0	0
<i>Rattus rattus</i>	0	0	0	0	0	5	5
<i>Rattus norvegicus</i>	0	0	0	0	0	0	0

Доминируют полевка рыжая (42 %) и бурозубка обыкновенная (18,6 %). Виды-содоминанты: мыши желтогорлая и лесная (по 14,7 %). Бурозубка малая, в трансформированном биотопе в отличие от аналогичного природного, не входит в число содоминантов. Встречаемость мышовки в обоих биотопах примерно одинакова (около 1 %). Коэффициент видового сходства — 0,89 свидетельствует о значительном сходстве в видовом составе этих двух биотопов. Численность мелких млекопитающих изменяется от 0,8 до 5,2 особей на 100 ловушко-суток, и она несколько меньше, чем в аналогичном природном биотопе.

Сосняк зеленомошно-вересковый. Этот биотоп расположен в непосредственной близости от осушительных каналов на территории Полесского заповедника и испытывают не только прямое влияние, но и опосредованное: частое присутствие человека для ухода за каналами, обкашивание и др. Биотоп наиболее близок к природному сосняку зеленомошно-черничному. Общее количество видов — 11. Из них 3 вида — мышовка лесная, соя орешниковая и соя-полчок из категории редких. Индекс видового разнообразия довольно высок — 1,64. Доминируют полевка рыжая. Мыши желтогорлая и полевая, бурозубка обыкновенная — виды-содоминанты. Обращает на себя внимание большая доля мыши полевой, по сравнению с природными аналогичными биотопами. Индекс выравненности 0,71. Численность мелких млекопитающих изменяется от 0,2 до 9,2 особей на 100 ловушко-суток.

Таблица 3. Мелкие млекопитающие в трансформированных биотопах района Припятского заповедника

Название вида	Места регистрации видов					
	Мелиорированный луг	Склоны дамб	Берега канала	Жилые строения	Хозяйственные строения	Приусадебные участки
<i>Erinaceus concolor</i>	2	3	2	0	2	4
<i>Talpa europaea</i>	3	5	4	0	0	4
<i>Sorex minutus</i>	2	3	4	0	0	0
<i>Sorex caecutiens</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Sorex araneus</i>	0	3	4	0	0	2
<i>Crocidura suaveolens</i>	2	0	0	2	0	0
<i>Crocidura leucodon</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Neomys fodiens</i>	0	0	4	0	0	0
<i>Neomys anomalus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Sciurus vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Dryomys nitedula</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Eliomys quercinus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Myoxus glis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Muscardinus avellanarius</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Sicista betulina</i>	2	0	2	0	0	0
<i>Myodes glareolus</i>	0	3	3	0	0	2
<i>Arvicola amphibius</i>	0	2	3	0	0	2
<i>Terricola subterraneus</i>	0	0	2	0	0	0
<i>Microtus oeconomus</i>	3	3	3	0	0	2
<i>Microtus arvalis</i>	5	5	4	2	2	3
<i>Microtus levis</i>	2	2	2	0	0	2
<i>Microtus agrestis</i>	0	2	0	0	0	0
<i>Sylvaemus sylvaticus</i>	0	2	2	0	0	0
<i>Sylvaemus tauricus</i>	0	3	3	0	0	3
<i>Apodemus agrarius</i>	4	5	5	2	2	3
<i>Mus musculus</i>	0	0	2	5	5	4
<i>Micromys minutus</i>	4	3	3	0	0	3
<i>Rattus rattus</i>	0	2	0	4	5	4
<i>Rattus norvegicus</i>	0	0	0	0	0	0

Сосняк долгомошный. Зарегистрировано 9 видов. Из редких видов — соня орешниковая. В аналогичном природном биотопе регистрировалось 13 видов. Индекс сходства невелик — 0,67. Индекс видового разнообразия меньше, чем в природном местообитании — 1,1. Комплекс видов-доминантов образуют полевка рыжая и бурозубка малая. Индекс выравненности меньше, чем в естественном. Численность от 0,4 до 15 особей на 100 ловушко-суток, пределы ее изменения в целом выше, чем в аналогичном природном биотопе.

Дубрава снытево-крапивная. Зарегистрировано 10 видов, из категории редких — кустарниковая полевка. Индекс видового разнообразия — 1,42, что несколько выше, чем в природном местообитании. Это, возможно, связано с близостью осушительной системы и наличием экотонного эффекта. Здесь доминирует полевка рыжая (48 %), мыши желтогорлая и лесная — содоминанты (по 20 %). Доля мыши полевой также высока. Индекс сходства — 0,75. Численность мелких млекопитающих — от 0,2 до 20,0 особей на 100 ловушко-суток. Амплитуда колебания ее выше, чем в аналогичном природном местообитании, максимальное значение примерно одинаково.

Березовые молодняки. Определено 7 видов; редких нет. Индекс видового разнообразия — 1,4. Индекс выравненности 0,89 — достаточно высок. Доминирует бурозубка обыкновенная — 44 %. Вид-содоминант полевка темная (22 %). Доля остальных видов примерно одинакова. Численность мелких млекопитающих от 0,4 до 1,0 особей на 100 ловушко-суток.

Залуженное болото. Зарегистрировано 13 видов. Из редких отмечена мышовка лесная. Индекс видового разнообразия — 1,74. По сравнению с природным биотопом — переходным болотом, которое в результате мелиорации было трансформировано в залуженное болото, видовое разнообразие увеличилось. На переходном болоте полевка водяная нами не отмечалась. Наличие четко выраженных каналов с полуводной растительностью создает благоприятные условия для освоения этим видом территории мелиорированного болота. Уменьшение водности дало возможность заселиться таким видам, как крот, мышовка лесная. Постепенное зарастание кустарниковой растительности способствовало заселению мыши желтогорлой. Изменился комплекс доминантов, который представляют мышь полевая и полевка обыкновенная (63,3 %) вместо бурозубок на переходном болоте. Их встречаемость уменьшилась с 75 % до 16 %. Численность комплекса мелких млекопитающих изменяется от 0,2 до 4,0 особей на 100 ловушко-суток. В целом она уменьшилась по сравнению с численностью на переходном болоте.

Мелиорированный луг. Отмечено 8 видов. Из редких — мышовка лесная. Сенокосение, выпас скота и другие сельскохозяйственные работы сказываются на условиях обитания мелких млекопитающих в этом биотопе. Индекс видового разнообразия наименьший среди всех биотопов — 0,1. Доминирует полевка обыкновенная (до 98 %). Общая численность мелких млекопитающих 0,2–4,3 особи на 100 ловушко-суток.

Дамбы осушительных систем. Отмечена изменчивость видового разнообразия мелких млекопитающих на дамбах различных осушительных систем. Встречается обычно по 7–8 видов. Всего на дамбах отмечено 15 видов. Индекс видового разнообразия 0,95–1,3. Доминирует обыкновенная полевка (до 73 %). Общая численность мелких млекопитающих в этом типе местообитаний — 0,14–17,0 особей на 100 ловушко-суток.

Берега каналов. Отмечено от 6 до 16 видов. Индекс видового разнообразия составляет 1,04–1,38. Доминантами могут быть как полевка обыкновенная (до 62 %), так и мышь полевая (до 45 %). Общая численность мелких млекопитающих — от 0,14 до 8,89 особей на 100 ловушко-суток.

Скирды. Встречено 8 видов. Индекс видового разнообразия равен 1,83. Доминирует полевка обыкновенная (до 48 %), здесь обычны мышь полевая (25 %) и мышь-малютка (20 %). Общая численность мелких млекопитающих — от 8,0 до 13,2 особи на 100 ловушко-суток.

Таблица 4. Оценка видового богатства и разнообразия мелких млекопитающих трансформированных биотопов

Биотоп	Видовое богатство, P/PR	Видовое разнообразие, H	Выравненность, J
<i>Припятский заповедник</i>			
Дубрава снытево-крапивная	10/1	1,42	0,73
Мелиорированный луг	8/1	0,1	0,09
Берег канала	17/2	1,3	0,7
Дамбы	15/0	1,2	0,56
Приусадебные участки	13/0	1,78	0,86
Хозяйственные строения	6/0	1,28	0,72
Жилые строения	4/0	0,39	0,36
<i>Полесский природный заповедник</i>			
Сосняк зеленомошно-вересковый	11/3	1,64	0,71
Сосняк зеленомошно-черничный	11/1	1,61	0,77
Сосняк долгомошный	9/1	1,1	0,61
Березовые молодняки	8/0	1,4	0,89
Залуженное болото	13/1	1,74	0,76
Берег канала	15/1	1,96	0,79
Скирды	7/0	1,83	0,84
Хозяйственные строения	9/1	0,93	0,48
Жилые строения	4/0	0,67	0,48

Таблица 5. Попарное сравнение микротириокомплексов природных и трансформированных биотопов

Биотопы и группы биотопов	Видовое богатство, P/PR	Коэффициент сходства, gs
Припятский заповедник и его окрестности	21/4	0,93
Полесский заповедник и его окрестности	23/5	
Природные биотопы Припятского заповедника	21/5	0,89
Природные биотопы Полесского заповедника	19/3	
Трансформированные биотопы Припятского заповедника	20/3	0,44
Трансформированные биотопы Полесского заповедника	19/3	
Природные биотопы Припятского заповедника	21/5	0,81
Трансформированные биотопы Припятского заповедника	19/2	
Природные биотопы Полесского заповедника	19/3	0,52
Трансформированные биотопы Полесского заповедника	19/3	
Дубрава сныгвево-крапивная природная	16/4	0,75
Дубрава сныгвево-крапивная трансформированная	10/1	
Сосново-березовый зеленомошно-черничный природный	16/3	0,89
Сосново-березовый зеленомошно-черничный трансформированный	11/1	
Сосняк долгомошный природный	13/2	0,67
Сосняк долгомошный трансформированный	9/1	
Переходное болото природное	7/0	0,82
Переходное болото трансформированное	13/1	

Примечание: P — общее количество выявленных видов; PR — количество редких видов.

Хозяйственные строения. Здесь отмечено от 3 до 7 видов. Индекс видового разнообразия 0,7–0,93. Доминантами являются мышь домовая (47–70 %), и крыса черная (до 47 %). Общая численность мелких млекопитающих изменяется от 6,3 до 12,7 особей на 100 ловушко-суток.

Жилые строения. Учтено всего 6 видов. Видовой состав разнообразен в зависимости от типа жилого строения и его места расположения. Индекс видового разнообразия составляет 0,4–0,67. Доминантом является мышь домовая (до 84 %). Общая численность мелких млекопитающих изменяется от 4,8 до 23,5 особей на 100 ловушко-суток.

Заключение

За период, прошедший со времени проведения широкомасштабной мелиорации на Полесье, сложились иные териокомплексы со сменой видов-доминантов и пространственным перераспределением, а также изменениями в характере динамики численности. Видовой состав и другие характеристики сообществ мелких млекопитающих на территории осушительных систем в настоящее время определяются, с одной стороны, кормовыми и защитными условиями, характером растительности и пр., а с другой — особенностями териокомплексов на этой территории до мелиорации, а также на сопредельной территории. На территории польдеров наблюдается неравномерность заселения его участков видами мелких млекопитающих в зависимости от удаления от края леса, а также наличия «коридоров», по которым возможно перемещение млекопитающих из соседних стадий (оставшиеся островки леса, заросли кустарников, заросшие берега водоемов).

В настоящее время основу териокомплексов в лесах центрального Полесья от наиболее обводненных сфагновых сосняков до сухих сосняков лишайниковых составляют виды-доминанты: полевка рыжая, мышь желтогорлая, бурозубка обыкновенная, что характерно и для других территорий Полесья (Гайдук, Абрамова, 1998). На территории непосредственно в зоне влияния осушительных систем, в агроценозах, основу териокомплексов составляют два вида грызунов: полевка обыкновенная и мышь полевая.

Показатель видового разнообразия (Индекс Шеннона, H) мелких млекопитающих трансформированных и природных биотопов по результатам наших исследований имеют прямо пропорциональную зависимость от общего числа видов. Однако, его связь с числом имеющихся редких видов, носит иной характер и четко различается в трансформированных и природных биотопах.

В трансформированных биотопах показатель видового разнообразия имеет прямо пропорциональную связь с числом редких видов, причем эта закономерность характерна как для биотопов Полесского заповедника, так и для биотопов Припятского заповедника, что говорит, по меньшей мере, о ее региональном характере.

Литература

- Арзамасов И. Т., Долбик М. С., Хотько Э. М., Шевцова Т. М. Влияние мелиорации на животный мир Белорусского Полесья. — Минск: Наука и техника, 1980. — 174 с.
- Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология особи, популяции и сообщества. — Москва: Мир, 1989. — Том 2. — С. 115–123.
- Выскушенко А. П., Гирич В. К. Влияние осушительной мелиорации на качественный и видовой состав мелких млекопитающих // Видовое разнообразие млекопитающих в некоторых экосистемах Украины. — Киев, 1992. — С. 24–33. — (Препринт / Акад. наук Украины. Институт зоологии; 92.5).
- Выскушенко А. П., Копейн К. И., Гирич В. К. Влияние осушительной мелиорации на численность и видовой состав грызунов и насекомоядных среднего Приднепровья // Влияние антропогенной трансформации ландшафта на население наземных позвоночных животных: Тезисы докладов всесоюзного совещания (Москва, 1987 г.). — Москва, 1987. — Часть 2. — С. 79–81.
- Гайдук В. Е., Абрамова И. В. Биоразнообразие мелких млекопитающих в биоценозах различной антропогенной трансформации в юго-западной части Белорусского Полесья // Современные проблемы изучения, использования и охраны природных комплексов Полесья: Тез. докл. Междунар. научн. конф. “Современные проблемы изучения, использования и охраны природных комплексов Полесья (Минск, 22–25 сент. 1998 г.) — Минск, 1998. — С. 213.
- Загороднюк І., Зеніна І., Федорченко О., Селюніна З., Киселюк О., Поліщук І., Вобленко О. Школа теріологів 1996: Аналіз фауністичних угруповань // Вестник зоологии. — 1997. — Том 31, № 2–3. — С. 93–94.
- Загороднюк І., Киселюк О., Поліщук І., Зеніна І. Бальні оцінки чисельності популяцій та мінімальна схема обліку ссавців // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. — 2002. — № 30. — С. 8–17.
- Зенина И. М. Динамика сообществ мелких млекопитающих на территории Полесского заповедника и его охранный зоны // Заповедники СССР, их настоящее и будущее: Тезисы докладов Всесоюзного совещания. — Новгород, 1990. — Часть 3. — С. 235–237.
- Зенина И. М., Хмелевский В. И. К вопросу о влиянии мелиорации на природные комплексы национальноо парка “Припятский” // Современные проблемы изучения, использования и охраны природных комплексов Полесья: Тез. докл. Междунар. научн. конф. “Современные проблемы изучения, использования и охраны природных комплексов Полесья (Минск, 22–25 сент. 1998). — Минск, 1998. — С. 254.
- Иванов Д. Л. Особенности палеогеографии позднеледниковья и голоцена Беларуси (по данным изучения ископаемой микротериофауны): Автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 01.04.–5 / Бел. гос. ун-т. — Минск, 1994. — 24 с.
- Михолап О. Н. Экологические особенности и динамика численности мышевидных грызунов Белорусского Полеья // Весці Акад. Навук БССР. Сер. Біял. Навук. — 1961. — № 3. — С. 96–103.
- Михолап О. Н. Грызуны Полесской низменности и их хозяйственное значение: Автореф. дис. ... канд. биол. наук: Бел. гос. ун-т им. В. И. Ленина. — Минск, 1954. — 11 с.
- Міхалап В. Н. Грызуны Палескай нізіны // Весці Акад. Навук БССР. Сер. Біял. Навук. — 1956. — № 3. — С. 95–111.
- Михолап О. Н. К вопросу о динамике численности мышевидных грызунов Полесья // I Всесоюзное совещание по млекопитающим. — Москва, 1962. — С. 62–63.
- Михолап О. Н., Михайловская В. В. Изменение численности рыжей и обыкновенной полевок под влиянием мелиорации низинного болота // Итоги исследований по международной биологической программе в БССР. — Минск, 1974. — С. 18–20.
- Новиков Г. А. Полевые исследования по экологии наземных позвоночных. — Москва, 1953. — С. 196–217.
- Рождественская А. С. Состояние мелких млекопитающих в естественных и антропогенных местообитаниях // Динамика зооценозов, проблема охраны и рационального использования животного мира Белоруссии: Тезисы докладов 6-й зоологической конф. (Витебск, 19–21 сент. 1989 г.). — Минск, 1989. — С. 214–215.
- Сержанин И. Н., Михолап О. Н. Особенности размещения мышевидных грызунов в различных стадиях Белорусского Полесья // Первая Зоологическая конференция. — Минск, 1958. — С. 240–241.

- Терехович В. Ф.* Влияние антропогенного воздействия на распределение и численность мелких млекопитающих белорусского Полесья // Материалы IV съезда Всесоюзного териологического общества. — Москва, 1986. — Том 1. — С. 356–357.
- Терехович В. Ф., Бурко Н. Е.* Изменения видового состава и численности млекопитающих под влиянием мелиорации // Животный мир Белорусского Полесья, охрана и рациональное использование: Тезисы докладов IV областной итоговой конференции (Гомель, 1985 г.) / Гомельский государственный университет. — Гомель, 1985. — С. 153–154.
- Федосенко К. И., Лавочкин В. М., Зинченко Т. В.* Изменение видового состава грызунов и эпидемиологическая ситуация в очаге туляремии урочища “Гричин” под воздействием осушительной мелиорации // Животный мир Белорусского Полесья, охрана и рациональное использование: Тезисы докладов II областной итоговой конференции (Гомель, 1983 г.) / Гомельский государственный университет. — Гомель, 1983. — С. 99–100.
- Zagorodniuk I.* Specimens of *Eliomys quercinus* (Mammalia) collected in the Ukraine // Вестник зоологии. — 1998. — Том 32, N 5–6. — С. 32.

Надійшло до редакції: 6 лютого 2006 р.

УДК 599.363; 591.67 (477:54)

Землеройки Харьковской области, их эктопаразиты и эпизоотическое значение

Владимир Наглов, Геннадий Ткач, Александр Зоря

Землерийки Харківської області, їх ектопаразити і епізоотичне значення. — Наглов В., Ткач Г., Зоря О. — Представлено узагальнені матеріали за 1960–2004 рр. щодо питань екології землерийок Харківської області. Видовий склад землерийок включає 5 видів. Найбільш чисельний вид — мідиця звичайна (*Sorex araneus*). Кожен вид має свої особливості поширення, динаміки чисельності, складу ектопаразитів і епізоотологічного значення. З'ясовано участь землерийок у циркуляції збудників щонайменше 12 інфекцій. На них відмічено 45 видів ектопаразитів.

Ключові слова: землерийки, біотопна притаманність, чисельність, Харківська область.

Адреса: Харківська обласна санітарно-епідеміологічна станція, Помірки, Харків, 61070, Україна.
E-mail: oblses@online.kharkiv.com.

Shrews of Kharkiv province, their ectoparasites and epizootological value. — Naglov V., Tkach G., Zorya A. — Generalized data on shrews' ecology in Kharkiv province for the period of 1960–2004 are considered. Species composition of shrews in Kharkiv province includes 5 species. The most abundant ones is common shrew, *Sorex araneus*. Each shrew species has its own features of distribution, quantity dynamics, ectoparasites composition, and epizootological value. A role of shrews in circulation of causative agents, at least 12 ones, is determined. Forty-five species of ectoparasites have been revealed on them.

Key words: shrews, biotope preferences, quantity, Kharkiv province.

Address: Kharkiv regional sanitary-epidemiological station. Pomirky, Kharkiv, 61023, Ukraine.
E-mail: oblses@online.kharkiv.com.

Введение

В видовом отношении землеройки представляют собой наиболее неопределенную часть списка фауны Украины (Загороднюк, 1996). Полный видовой состав землероек Харьковской области, включающий 5 видов, указан в работах 19 — первой половины 20 веков (Чернай, 1853; Сомов, 1897; Силантьев, 1898; Аверин, 1915; Мигулин, 1927; Підоплічка, 1937). В других публикациях обсуждали в основном их хозяйственное и медицинское значение (Лисецкий, 1970; Лисецкий и др., 1978; Наглов, 1996; Наглов, Ткач, 1998, 2002; Ткач, Наглов, 1999; Наглов и др., 2003; Токарский, 2003 и др.). Вопросы экологии землероек в Харьковской области оставались практически не освещенными. В нашу задачу входило обобщение материалов о землеройках Харьковской области по вопросам видовой разнообразия, их численности и роли в сообществах млекопитающих составе эктопаразитов, эпизоотического значения.

Материал и методика

Обобщены данные ежегодных учетов численности землероек за 1967–2004 годы. Кроме того, использованы данные учетов, проводившихся одним из авторов в 1960–1962 годах. Землеройки отлавливались давилками Геро малого размера, выставяемыми по 50–100 ловушек в линию на 2–3 суток. Всего отработано 605550 ловушко-суток, отловлено 5259 землероек, в том числе 3931 бурозубка обыкновенная, 656 бурозубок малых, 575 белозубок малых и 97 кутор водяных. Показателем относительной численности считали среднее число землероек, отловленных за 100 ловушко-суток (процент попадания в ловушки).

Анализ проводили по 5 основным группам биотопов: поймы, суходольные лиственные леса («лес»), леса боровых террас («бор»), посевы сельскохозяйственных культур («поле»), полезащитные лесополосы и скирды.

О размножении землероек судили по наличию в матке развитых эмбрионов. Помимо прочих показателей, учитывали количество эмбрионов, приходящееся на 100 ловушко-суток и суммарная эмбриональная продуктивность за сезон размножения (Окулова, 1975). Недавно отловленных землероек помещали в индивидуальные пакеты для последующего сбора с них эктопаразитов. Всего было осмотрено 619 землероек, в том числе 469 бурозубок обыкновенных, 81 бурозубка малая, 52 белозубки малых и 17 кутор с которых собрано 739 гамазовых клещей, 169 иксодовых и 331 блоха. Исследование на носительство возбудителей инфекций проводилось в лаборатории отдела особо опасных инфекций Харьковской областной санитарно-эпидемиологической станции бактериологическим, микроскопическим и серологическим методами, в лаборатории «Вирола» — методом ПЦР. Материал обработан статистически (Рокитский, 1964; Песенко, 1982).

Результаты и обсуждение

Нашими исследованиями подтверждено обитание на территории Харьковской области четырех видов землероек: бурозубок обыкновенной и малой, куторы водяной и белозубки малой. Кроме того, осенью 2005 г. в цилиндр, выставленный в лесном овраге (с. Верхний Салтов, Волчанского района), попала кутора малая (*Neomys anomalus* Cabrega, 1907; определение подтверждено И. Загороднюком). Малая кутора для Харьковской области указывается впервые. Белозубка белобрюхая (*Crocidura leucodon* Hermann, 1780), на обитание которой в Харьковской области указывали прежние авторы (Чернай, 1853; Сомов, 1897; Аверин, 1915 и др.), в наши ловушки не попадалась, лишь однажды был найден череп этой белозубки в погадке совы из Боровского района (Зоря, 2005). Обитание ее на территории Харьковской области в настоящее время требует подтверждения.

Бурозубка обыкновенная (*Sorex araneus* Linnaeus, 1758)

Бурозубка обыкновенная — самый многочисленный вид землероек в Харьковской области. На ее долю пришлось 77,7 % отловленных землероек. Преобладание ее над другими видами землероек характерно почти для всего обширного ее ареала (Долгов, 1985). В Харьковской области преобладает во всех биотопах, обследованных нами. Доля ее в уловах колебалась от 72,9 % на полях до 95,1 % в широколиственных лесах, что согласуется с общими закономерностями для лесной зоны (Гуреев, 1971). В закрытых биотопах (постройки человека, скирды) она уступала по численности белозубке малой. Так, в скирдах на ее долю пришлось всего 31,7 % добытых землероек, в то время как на долю белозубок малых 65,3 %.

Заметную роль бурозубка обыкновенная играет и в сообществах мелких млекопитающих, особенно в поймах и суходольных лесах. Так, в поймах рек по обилию она уступает только полевке рыжей, мышам полевой и уральской и входит во вторую группу численности (Наглов и др., 2003), в плакорных и склоновых лесах в структуре сообществ мелких млекопитающих занимает пятую позицию, относясь к третьей группе численности (Наглов, 1996).

Как видно из таблицы 1, бурозубка обыкновенная относительно индифферентна к выбору мест обитания. В несколько большей степени она приурочена к поймам рек, однако и к ним степень относительной биотопической приуроченности невелика. Не выражена у нее и приуроченность к какой-либо зоне: F_{ij} к лесостепи и степи (в Харьковской области) близки к нулю. Это говорит об ее эвритопности на территории Харьковской области, как и по всему ее ареалу. При сохранении относительной индифферентности к местам обитания в разных зонах отмечаются и некоторые различия. Так, в лесостепи она в несколько большей степени приурочена к лесам (как к лиственным, так и хвойным) и лесополосам ($F_{ij}=0,127-0,145$), чем к поймам ($F_{ij}=0,036$), в то время как в степной зоне наиболее предпочитаемым местом обитания бурозубок являются поймы рек ($F_{ij}=0,260$).

В поймах рек и ручьев относительная численность бурозубок выше, чем в других местах обитания. Заселяет она здесь все биотопы, обследованные нами, встречается ежегодно, отмечена при проведении 77,7 % обследований.

Таблица 1. Биотопическая приуроченность бурозубки обыкновенной и ее положение в сообществах мелких млекопитающих Харьковской обл.

Table 1. Shrew's habitat preference and its position among small mammals in the Kharkiv province

Место обитания	Приуроченность, F_{ij}	% попадания в ловушки	Доля (%) в сообществе землероек	Место в сообществе млекопитающих
Суходольные леса	+ 0,117	0,49±0,02	95,1	5
Поймы	+ 0,122	2,21±0,04	82,8	4
Боровые террасы	+ 0,088	0,50±0,10	92,6	5
Полезащитные полосы	+ 0,042	0,17±0,03	84,4	8
Поля вне пойм	- 0,032	0,02±0,004	72,9	8
Скирды	- 0,456	0,12±0,01	31,7	7

Максимум численности отмечен в 2000 году — 4,26±0,24 % попадания в ловушки. Распределение бурозубок по пойменным биотопам относительно равномерное (табл. 2). Меньшее обилие бурозубок отмечается в более сухих биотопах — в пойменных дубравах, приуроченных к возвышенным местам пойм, и на лугах (см. табл. 2). На посевах сельскохозяйственных культур и огородах, расположенных в поймах, нам в ловушки не попадалась. Наиболее плотно бурозубки заселяли поймы в балкообразных долинах небольших речек, чему, видимо, способствовало отсутствие подходящих условий существования на окружающих плакорах.

В суходольных дубравах бурозубки обыкновенные встречались менее регулярно, чем в поймах. В некоторые годы, несмотря на большой объем учетных работ, она в уловах отсутствовала. Всего она отмечена в 40,2 % проведенных обследований. В этом типе лесов бурозубки обыкновенные концентрировались в склоновых дубравах, а также на зарастающих лесосеках с густым травяным покровом и наличием большого числа убежищ. В старых и молодых дубравах на водоразделах она встречалась реже. На боровых террасах рек предпочитает селиться в более увлажненных понижениях рельефа: в кочкарниках, осинниках, суборях, реже — в борах с листовым подлеском. Сухих сосновых боров, занимающих наибольшую площадь лесопокрытой территории боровых террас, она избегает. Всего она присутствовала в уловах в 21,7 % обследований боровых террас.

На полях бурозубка обыкновенная встречается нерегулярно и в небольшом числе, в основном на посевах яровых и бобовых культур. Всего она встречена в 31,1 % лет и 5,7 % обследований. Особенно редка она была на полях степной зоны. В полезащитных лесополосах и, особенно, в скирдах эта бурозубка попадалась в ловушки несколько чаще, чем на полях. В полезащитных полосах она отмечена в 30,6 % лет, в скирдах попадалась практически ежегодно. Но численность бурозубок и в полезащитных лесополосах и в скирдах низкая, особенно в степной зоне. Скирды — единственная группа биотопов, относительная степень приуроченности к которой у бурозубок отрицательна в обеих зонах (-0,511 в степи и -0,395 в лесостепи).

Таблица 2. Биотопическая приуроченность бурозубки обыкновенной и ее положение в сообществах мелких млекопитающих в поймах рек Харьковской обл.

Table 2. Common shrew's habitat preference and its position among small mammal communities in river flood-lands of the Kharkiv province

Место обитания	Приуроченность, F_{ij}	% попадания в ловушки	Доля (%) в сообществе землероек	Место в сообществе мелких млекопитающих
Пойменные леса	+ 0,043	0,68±0,05	91,8	5
Ольшаники	+ 0,048	1,56±0,10	92,2	4
Лесные берега озер	+ 0,022	2,07±0,11	87,9	4
Луговые берега озер	+ 0,021	2,62±0,15	87,8	2
Сенокосные луга	- 0,039	1,23±0,14	78,6	2
Лесокустарниковые поймы ручьев	- 0,026	4,26±0,19	81,5	2
Луговые поймы ручьев	- 0,043	1,94±0,09	79,2	3

Численность бурозубок обыкновенных в степи оказывается существенно ниже, чем в лесостепи ($0,55 \pm 0,01$ % попадания в ловушки против $0,74 \pm 0,02$ %, $t=8,5$). Особенно это заметно в основных местах обитания бурозубок: в поймах на 100 ловушко-суток в среднем попадалось $3,02 \pm 0,07$ бурозубок в лесостепи и $1,65 \pm 0,05$ в степи ($t=15,9$); в лесах, соответственно, — $0,62 \pm 0,03$ и $0,22 \pm 0,02$ %, $t=11,1$.

Наиболее ранняя беременность у бурозубки обыкновенной зарегистрирована в марте. Однако, в основном, размножение продолжается с апреля по октябрь. Наибольшая доля беременных самок в популяции отмечена в мае ($13,8 \pm 3,9$ %). В этом же месяце была максимальная величина выводка. Однако, в этом месяце в связи с низкой численностью землероек, их эмбриональная продуктивность была существенно меньше, чем в июне ($0,125 \pm 0,013$ эмбрионов на 100 ловушко-суток против $0,451 \pm 0,025$).

Основные показатели интенсивности размножения (длительность периода размножения, доля беременных в популяции, величина выводка) в степи и лесостепи разнятся несущественно. Однако, за счет более высокой относительной численности землероек, общее число приплода в лесостепи было большим, чем в степи. Не отмечено существенных зональных различий в ходе размножения и в основных местах обитания землероек.

В то же время, ход размножения в пойменных биотопах и лесах различия более существенно: в пойме значительно выше, чем в лесу, процент попадания в ловушки беременных самок ($0,077 \pm 0,06$ и $0,013 \pm 0,003$, соответственно, $t=9,54$), соответственно и более многочисленное потомство. На каждые 100 ловушко-суток в среднем в лесостепи приходилось $0,482 \pm 0,019$ эмбриона, в степи — $0,079 \pm 0,008$, $t=21,2$, суммарная продуктивность за сезон размножения составила 3,211 против 0,609. Среднее количество эмбрионов у самок бурозубки обыкновенной, по нашим данным, равно $6,31 \pm 0,18$, с колебанием от 1 до 12 эмбрионов.

Как видно из таблицы 3, преобладали самки с шестью эмбрионами, несколько реже встречались самки с семью эмбрионами. Доля этих самок в общей репродукции землероек составила 45,4 % (в степной зоне — 52,7 %, в лесостепной — 36,5 %). Сезонный пик численности бурозубок обыкновенных приходится на август (в степи — на август-сентябрь).

Строгой цикличности в многолетней динамике численности бурозубок обыкновенных не отмечено. Наиболее крупные подъемы были через 8–10 лет; через 2–3 года — менее выраженные. Обычно повышенный уровень численности держался в течение нескольких лет (от двух до пяти), после чего она резко снижалась. Подобный характер изменений численности бурозубок обыкновенных отмечен и в далее западных областях (Межжерин, 1960). За годы наших наблюдений отмечена определенная тенденция к повышению численности землероек, четко выраженная в поймах рек, но практически отсутствующая в лесах (рис. 1).

Таблица 3. Эмбриональность бурозубок обыкновенных в Харьковской области

Table 3. Common shrew's embryonality in the Kharkiv province

Месяцы	Самок со следующим количеством эмбрионов												Всего самок	Всего эмбр.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		
март	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	6
апрель	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	4	30
май	0	0	0	0	0	1	3	3	3	1	0	0	11	88
июнь	0	0	1	0	7	10	12	9	3	2	1	1	46	324
июль	0	1	0	3	2	4	5	3	0	0	1	0	19	118
август	1	1	1	3	6	11	5	2	0	0	0	0	30	165
сентябрь	0	1	1	3	3	1	0	0	0	0	0	0	9	38
октябрь	1	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	5	19
ноябрь	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
сумма	2	3	3	11	20	30	25	17	8	3	2	1	124	782

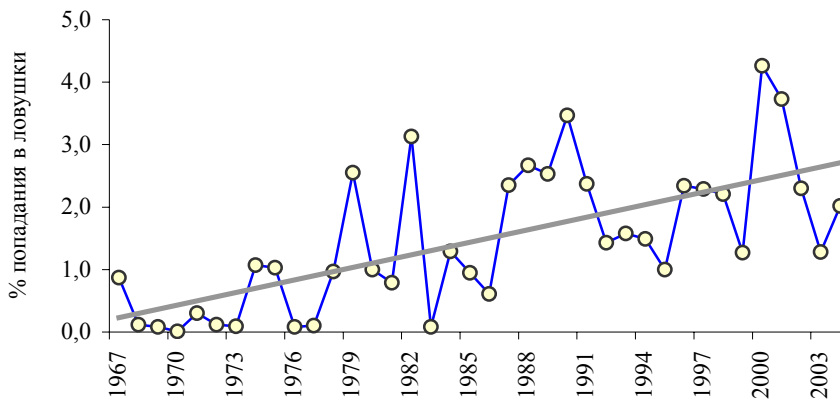


Рис 1. Динамика численности бурозубки обыкновенной в Харьковской области

Fig. 1. The perennial dynamic of shrew's number in the Kharkiv province

Общий характер динамики численности в области зависел в основном от численности бурозубок в поймах рек ($r=0,904$). Подъемы численности в суходольных лесах происходили либо одновременно с подъемами ее в поймах, либо на год раньше или позже, чем в поймах ($r=0,392$, $P<0,01$).

Всего на бурозубке обыкновенной отмечено 46 видов клещей и блох, из которых 28 паразитических. Преобладали специфические для землероек виды, на долю которых пришлось 49,2 % паразитических видов. Из блох доминировала *P. sorecis*, из гамазовых клещей *H. eusoricis*. Виды, имеющие широкий круг хозяев, составили 48,5 %. Из этой группы наиболее многочисленным был *I. ricinus*. Остальные виды являются специфическими паразитами грызунов. Видовой состав непаразитических клещей отражает эвритопность бурозубки обыкновенной: среди них есть как обитатели лесной подстилки, так и виды, предпочитающие влажные места обитания. Преобладает среди них *P. crassipes*. Видовой состав клещей и блох, обнаруженных на землеройках приведен в таблице 4.

Эвритопность бурозубки обыкновенной, ее высокая по отношению к другим видам землероек численность способствуют контактам ее со многими видами мелких млекопитающих и с возбудителями различных природно-очаговых инфекций. О первом говорит широкий круг паразитических членистоногих, в том числе специфических паразитов грызунов, о втором — участие ее в циркуляции возбудителей, по крайней мере, 12 инфекций распространенных в Харьковской области.

В той или иной степени бурозубка обыкновенная вовлекается в эпизоотии туляремии (3,4 % сероположительных), листериоза (выделено 3 культуры), иерсиниозов (выделено 19 культур *Yersinia enterocolitica*, 2 — *Y. kristensenii*, 1 — *Y. fridrixenii*), клещевого боррелиоза, геморрагической лихорадки с почечным синдромом. Особенно заметна ее роль в циркуляции лептоспир различных серогрупп. Она является основным хозяином лептоспир серогруппы *Javanica*, дополнительным — серогрупп *Hebdomadis*, *Pomona*, *Grippotyphosa*. В единичных случаях найдены антитела еще четырех серогрупп.

Бурозубка малая (*Sorex minutus* Linnaeus, 1766)

Бурозубка малая — обычный, хотя и немногочисленный вид Харьковской области. Её доля среди добытых землероек составляет 8,5 % (третье место). Основными местами обитания этой бурозубки являются поймы рек и ручьёв, где она концентрируется в осоково-тростниковых ассоциациях по берегам пойменных водоёмов. Заселяет также берега водоёмов и другие влажные биотопы, расположенные вне пойм. По таким местам встречается на всей территории области. В среднем попадание её в ловушки здесь составляет $0,4\pm 0,017$ % (рис. 2).

Таблица 4. Видовой состав эктопаразитов землероек Харьковской области
 Table 4. Species of ectoparasites of shrews (Soricidae) in the Kharkiv province

Группа паразитов	Род и вид паразита	Бурозубка обыкновенная	Бурозубка малая	Белозубка малая	Кутора водяная
Гамазовые клещи	<i>Parasitus (Eugamasus) oudemansi</i> Berl., 1903	+	-	-	-
	<i>P. (Vulgarogamasus) remberti</i> (Ouds., 1912)	+	+	+	-
	<i>P. (Coleogamasus) distinctus</i> Berl., 1903	-	+	-	-
	<i>P. (C.)</i> гр. « <i>consanguineus</i> »	-	-	+	-
	<i>Gamasodes bispinosus</i> (Helb., 1915)	+	-	-	-
	<i>Poecilochirus necrophori</i> Vitzl., 1930	+	-	-	-
	<i>Pergamasus (P.) crassipes</i> (Lin., 1758)	+	-	+	-
	<i>Holoparasitus excipuliger</i> (Berl., 1905)	+	-	-	-
	<i>Veigaia nemorensis</i> (C. L. Koch, 1839)	+	-	-	-
	<i>Ameroseius fimetorum</i> Karg., 1839	+	-	-	-
	<i>Neojordensia levis</i> Ouds. et Voigts, 1904	+	-	-	-
	<i>Lasioseius berleseii</i> (Ouds., 1938)	+	-	-	+
	<i>L. confusus</i> (Ev., 1958)	+	-	-	+
	<i>Proctolaelaps pygmaeus</i> (Müll., 1860)	+	+	+	-
	<i>Cyrtolaelaps mucronatus</i> G. et R. Can. 1881	+	+	-	-
	<i>C. minor</i> Will., 1952	+	-	-	-
	<i>Euriparasitus emarginatus</i> (C. L. Koch, 1839)	+	-	-	-
	<i>Macrocheles (Glyptolaspis) confusa</i> (Foa, 1900)	+	-	-	-
	<i>Hypoaspis</i> sp.	+	-	-	-
	<i>Hs. (Pneumolaelaps) hyatti</i> Ev. et Till, 1966	-	+	-	-
	<i>Androlaelaps glasgowi</i> (Ew., 1925)	+	+	+	+
	<i>Eulaelaps stabularis</i> (C. L. Koch, 1836)	+	+	+	-
	<i>Laelaps algericus</i> Hirst, 1925	-	-	+	-
	<i>L. hilaris</i> C. L. Koch, 1836	+	-	-	-
	<i>L. agilis</i> C. L. Koch, 1836	+	+	+	-
	<i>L. micromydis</i> Zachv., 1948	-	+	-	-
	<i>L. pavlovskiyi</i> Zachv., 1948	+	+	-	-
	<i>Hyperlaelaps arvalis</i> (Zachv., 1948)	+	+	-	-
<i>Haemogamasus nidi</i> Mich., 1892	+	+	-	+	
<i>Hg. ambulans</i> (Thor., 1872)	+	-	-	+	
<i>Hirstionissus isabellinus</i> Ouds., 1913	-	+	+	-	
<i>Hi. eusoricis</i> Breg., 1956	+	+	+	+	
<i>Hi. apodemi</i> Zuev., 1970	+	-	-	-	
Иксодовые клещи	<i>Ixodes ricinus</i> L., 1758	+	-	-	+
	<i>I. apronophorus</i> Schul., 1924	+	+	-	-
	<i>Ixodes trianguliceps</i> Bir., 1895	+	-	+	-
	<i>Dermacentor reticulatus</i> (Fabr., 1776)	+	-	-	-
	<i>Rhipicephalus rossicus</i> Jak. et K.-Jak., 1911	+	+	-	+
Блохи	<i>Nosopsyllus mokrzecky</i> Wagn., 1916	+	-	-	-
	<i>N. consimilis</i> Wagn., 1898	-	-	+	-
	<i>Megabothris turbidus</i> (Roths., 1909)	+	+	-	-
	<i>Ctenophthalmus assimilis</i> Tasch., 1880	+	-	-	+
	<i>Ct. wagneri</i> Tifl., 1927	+	+	+	+
	<i>Ct. orientalis</i> Wagn., 1916	+	-	-	-
	<i>Ct. agyrtes</i> (Hell., 1896)	+	+	-	-
	<i>Ct. solutus</i> J. et Roths., 1897	+	-	-	-
	<i>Doratopsylla dasicnemus</i> Roths., 1897	+	-	-	-
	<i>D. bifida</i> Jurk., 1952	+	-	-	-
	<i>D. birulai</i> Ioff, 1927	+	-	-	-
	<i>Leptopsylla taschenbergi</i> Wagn., 1898	+	-	-	-
	<i>Paleopsylla sorecis</i> Wagn., 1930	+	+	-	+
<i>Hystriechopsylla talpae</i> (Curt., 1826)	+	-	-	-	
Итого видов		45	20	13	11

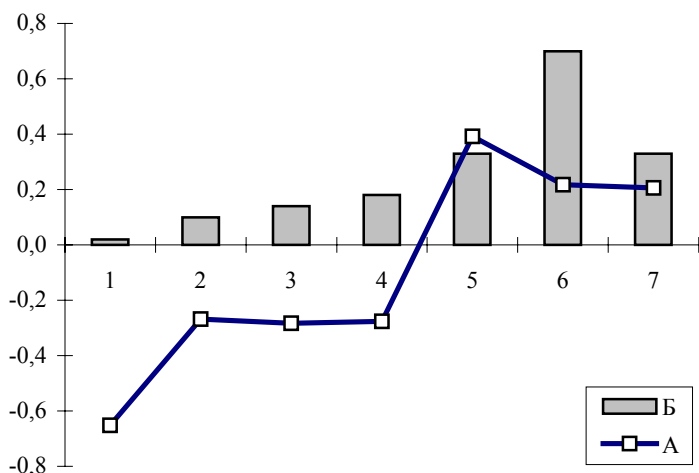


Рис. 2. Приуроченность (А) и процент попадания в ловушки (Б) бурозубки малой в пойменных дубравах (1), ольшаниках (2), лесных берегах озер (3), луговых берегах озер (4), сенокосных лугах (5), лесостарниковых поймах малых рек (6) и луговых поймах малых рек (7)

Fig. 2. Lesser shrew's habitat preference and percent hit to traps in flood plain (1), alder thickets (2), forest lakesides (3), meadow lakesides (4), mowing meadows (5), forest-bushes flood plain small rivers (6) and meadow flood plain small rivers (7).

Кроме пойм, бурозубка малая в небольшом числе отлавливалась преимущественно по влажным тальвегам лесных балок. В лесах процент попадания её в ловушки был равен $0,012 \pm 0,07$ %. На полях за всё время наших исследований было отловлено всего две бурозубки (в феврале и ноябре). Несколько чаще она встречалась в скирдах (с декабря по февраль). К лесу, полям и скирдам степень относительной биотопической приуроченности бурозубок малых отрицательна ($F_{ij} = -0,362$ — $-0,620$). В борах и полезащитных лесополосах этот вид не отмечен.

В зональном отношении бурозубка малая больше приурочена к лесостепи ($F_{ij} = +0,465$). Относительная численность её в лесостепи существенно выше, чем в степи (попадание в ловушки, соответственно, $0,16 \pm 0,009$ % и $0,09 \pm 0,006$ %), причем это характерно для всех биотопов, обследованных нами. На полях степной зоны нами эта бурозубка не была отмечена ни разу.

Таким образом, в условиях Харьковской области бурозубка малая является видом, тесно связанным в своем распространении с пойменными биотопами ($F_{ij} = +0,627$). Это несколько противоречит указаниям на то, что она даже более эвритопна, чем бурозубка обыкновенная (Долгов, 1985). Видимо, это объясняется тем, что бурозубка малая по мере увеличения аридности климата все больше концентрируется в поймах, как это наблюдается и у некоторых других видов мелких млекопитающих (полевки рыжей, мыши полевой и др.).

Размножение бурозубок малых отмечено только в поймах. В остальные биотопы она проникает в основном в осенне-зимний период, после окончания размножения. Это преимущественно молодые особи, расселяющиеся из пойм. Беременные самки попадались в ловушки с апреля по август, включительно. Средняя величина выводка была 6,5 эмбрионов с колебаниями от 4 до 10. Наиболее интенсивно землеройки размножались в апреле, когда беременные самки составляли 15,15 % от числа выловленных землероек. Максимум сезонной численности приходится на вторую половину осени (ноябрь). Основные показатели интенсивности размножения (величина выводка, число беременных в популяции, частота попадания их в ловушки) в лесостепи и степи разнятся несущественно. Однако вследствие более высокой численности землероек в лесостепи суммарная за период размножения эмбриональная продуктивность здесь была заметно больше, чем в степи (0,146 против 0,122).

Бурозубка малая заражена клещами и блохами меньше, чем бурозубка обыкновенная. На ней отмечено 20 видов, из которых 15 паразитических членистоногих, в том числе 2 вида — специфические паразиты землероек. Из иксодовых клещей на бурозубке малой найдены только обитатели влажных биотопов.

Как указывалось выше, бурозубка малая в Харьковской области обитает преимущественно в поймах рек, численность ее гораздо ниже, чем бурозубки обыкновенной, что ограничивает ее роль в циркуляции возбудителей инфекций. Тем не менее, зарегистрировано ее участие в носительстве возбудителей 8 нозологических единиц: *Y. enterokolitica* (выделено 3 культуры), *Listeria monocytogenes* (2 культуры), туляремии, геморрагической лихорадки с почечным синдромом и лептоспир четырех серогрупп: *Icterohaemorrhagiae*, *Hebdomadis*, *Grippotyphosa* и *Pomona*. Большинство инфицированных бурозубок малых обитало в поймах, лишь однажды была выделена культура иерсиний от бурозубки, отловленной в скирде.

Кутора обыкновенная (*Neomys fodiens* Pennant, 1771)

Кутора — эндемик пойм (Туров, 1958). А. Максимов (1981) относит её к группе фоновых пойменных видов, заселяющих поймы рек на всем их протяжении при пересечении разных ландшафтных зон, то есть этот вид является эвризональным. Это подтверждается и нашим материалом: отношение кутор к обшю зональным участкам безразлично. В Харьковской области из четырёх рассматриваемых видов землероек она — самая малочисленная. На её долю пришлось лишь 1,9 % отловленных землероек. За весь период наших исследований было отловлено всего 97 кутор, что составило 0,07 % попадания в ловушки. При обследовании пойм встречаемость их в уловах по годам составила 55,3 %, от числа обследований — 16,5 %. Это даёт основание отнести кутору к редким видам Харьковской области.

Распространение кутор тесно связано с долинами рек и ручьев, вне которых она нами не встречена. Обитает она по берегам водоёмов как пойменных, так и расположенных на более высоких уровнях долин. Обязательным условием для её поселения являются близость воды и наличие густой растительности на берегах водоёма. Сезонный максимум численности кутор в Харьковской области приходится на август (0,15 % попадания в ловушки). Максимум численности в многолетнем аспекте отмечен в 1983 году, когда процент попадания в ловушки был равен $0,68 \pm 0,20$.

По литературным данным, сезон размножения кутор охватывает период с апреля по середину лета, число эмбрионов колеблется от 4 до 14 (Строганов, 1958). Судить о размножении кутор в Харьковской области пока не представляется возможным, так как за все время наших исследований было поймано всего 4 беременные самки: по одной в июне (с семью эмбрионами) и августе (с четырьмя) и две — в сентябре (с четырьмя и шестью эмбрионами).

На куторе найдено 11 видов клещей и блох. Малое число обследованных кутор (17) не дает полного представления о составе их паразитофауны. Судя по имеющимся данным, на них преобладают специфические паразиты землероек, из которых доминировала блоха *P. sorecis*. Остальные виды представлены в основном обитателями влажных биотопов. Клещи и блохи встречались на куторах несколько чаще, чем на бурозубках.

Кутора в Харьковской области отмечена как участник эпизоотических процессов шести инфекций: туляремии, листериоза (выделено 3 культуры), геморрагической лихорадки с почечным синдромом и лептоспирозов трех серологических групп: *Grippotyphosa*, *Javanica* и *Hebdomadis*.

Белозубка малая (*Crocidura suaveolens* Pallas, 1811)

Численность белозубки малой сопоставима с численностью бурозубки малой. На её долю пришлось 11,5% добытых землероек (второе место). В отличие от бурозубки малой, этот вид встречается во всех обследованных нами биотопах, однако в большинстве из них численность его низкая, не превышающая в среднем сотых долей процента попадания в ловушки. Лесных биотопов она избегает (рис. 3).

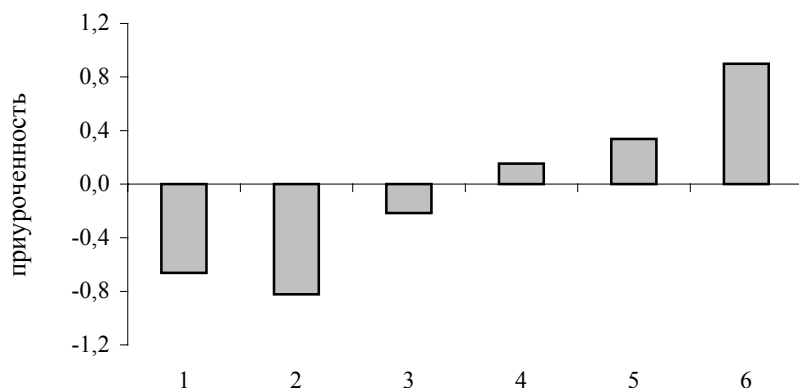


Рис. 3. Приуроченность белозубки малой к лесам (1), поймам (2), борам (3), ПЗП (4), полям (5) и скирдам (6) в Харьковской области

Fig. 3. Habitat preference of scilly shrew's in forests (1), flood plain (2), pain forests (3), field protective forest lines (4), fields (5) and stacks (6) in the Kharkiv province

Как видно из рисунка, белозубка малая больше всего приурочена к полям и связанным с ними полевосадовыми полосам и, особенно, скирдам, что отличает её от других видов землероек, распространенных в Харьковской области. В поймах встречается преимущественно по берегам луговых водоемов. Здесь ее относительное обилие составляет $0,09 \pm 0,015$ % попадания в ловушки, степень относительной биотопической приуроченности 0,549. В биотопах с древесно-кустарниковой растительностью встречается редко ($0,02 \pm 0,005$ % попадания в ловушки). В связи с низкой численностью, встречаемость белозубки в уловах, в большинстве мест обитания низкая. Лишь в поймах она встречалась более или менее регулярно (в 67,6 % лет и 17,3 % обследований). Помимо скирд только в поймах и полевосадовыми полосами единичные белозубки отмечены в зимний период. В открытых биотопах максимум численности белозубок приходится на ноябрь-декабрь с пиком в ноябре.

Скирды — основное место зимовки белозубок. Летом в них встречаются лишь единичные зверьки. Заселение скирд начинается в сентябре, максимум сезонной численности приходится на ноябрь, после чего идет снижение численности до полного исчезновения их из скирд в мае.

Белозубка малая — вид, явно тяготеющий к степной зоне. Степень зональной приуроченности её к степи равна +0,221, в то время как к лесостепи — -0,271. Численность ее в степной зоне как в открытых биотопах ($0,05 \pm 0,003$ % попадания в ловушки против $0,02 \pm 0,003$ % в лесостепи, $t=5,14$), так и в скирдах (соответственно, $0,41 \pm 0,024$ % и $0,22 \pm 0,015$, $t=6,71$) заметно больше, чем в лесостепи. Исключение составляют только поймы, где зональных отличий в численности белозубок не отмечено. В Луганской области обитает в овражных системах в пределах заповедной степи (Загороднюк, Кондратенко, 2002).

Максимум численности белозубок в многолетнем аспекте отмечен в 2004 году в открытых биотопах, в холодный период 2003–2004 годов — в скирдах. Видимо, благополучная зимовка белозубок в этот период способствовало повышенной численности их и в открытых биотопах. Беременные самки белозубок в открытых биотопах отлавливались с апреля по сентябрь включительно. В скирдах было поймано по одной самке в ноябре (с четырьмя эмбрионами) и в декабре (с шестью). Наиболее интенсивно размножение проходило в апреле-августе с пиком в июле. В этом месяце беременные самки составляли 62,5 % отловленных землероек. Хотя среднее количество эмбрионов у одной самки в июле было несколько меньшим, чем в июне (6,4 и 7,5, соответственно), но за счет большего числа размножающихся самок количество потомства было большим, чем в июне.

Среднее количество эмбрионов, по нашим данным, составляет $6,06 \pm 0,35$ (от четырех до девяти). Среди беременных преобладали самки с 7 эмбрионами, доля которых составила 35,3 %.

Зональные отличия как в величине помета (в степи $5,73 \pm 0,38$, в лесостепи — $6,57 \pm 0,65$) так и в относительной численности беременных самок незначительны. Это возможно связано с недостаточным количеством пойманных беременных самок. В то же время, суммарная величина приплода белозубок за сезон размножения в степи заметно выше, чем в лесостепи (0,166 против 0,118).

На белозубке малой отмечено 14 видов клещей и блох. Иксодовые клещи и блохи на ней встречались редко. Преобладали гамазовые клещи. Из паразитических видов доминировал *H. eusoricis*.

В отличие от прочих видов землероек, распространенных в Харьковской области, белозубка малая обитает преимущественно в безлесных биотопах. В поймах и лесах, с которыми связано большинство природных очагов инфекций, она редка. Видимо поэтому круг инфекций, в эпизоотии которых она вовлекается, наиболее узок: туляремия (белозубка относится к группе восприимчивых, но мало чувствительных к туляремии животных), кишечный иерсиниоз (выделено 4 культуры *Y. enterocolitica*) и лептоспироз двух серогрупп: *Pomona* и *Hebdomadis*.

Заключение

Каждый из четырех видов землероек в Харьковской области имеет свои особенности распространения. Бурозубка обыкновенная — эвритопный вид, но в степной зоне предпочитает поймы рек. Бурозубка малая приурочена к поймам рек, но встречается и в других биотопах. Для этих двух видов характерна более высокая численность в лесостепи. Белозубка малая предпочитает безлесные биотопы, как в поймах, так и на плакорах, чаще встречается в степной зоне. Кутора — эвризональный и стенотопный вид, обитает исключительно вблизи водоемов.

Из паразитических видов клещей и блох на землеройках преобладают специфические для них виды. Кроме них широко представлены виды, имеющие большой круг хозяев, а также специфические для определенных видов грызунов. Это свидетельствует о широких контактах землероек и способствует вовлечению их в циркуляцию возбудителей многих инфекций, распространенных в Харьковской области. Наибольшее значение имеет бурозубка обыкновенная как наиболее многочисленный среди землероек вид.

Литература

- Аверин В. Г. Краткий обзор вредных и полезных млекопитающих Харьковской губернии // Бюллетень о вредителях сельского хозяйства и мерах борьбы с ними. — Харьков, 1915. — № 1. — С. 13–35.
- Гуреев А. А. Землеройки (Soricidae) фауны мира. — Ленинград: Наука (Ленингр. отд.), 1971. — 256 с.
- Долгов В. А. Бурозубки Старого Света. — Москва: Изд-во МГУ, 1985. — 220 с.
- Загороднюк И. Редкие виды бурозубок на территории Украины: легенды, факты, диагностика // Вестник зоологии. — 1996. — Том 30, № 6. — С. 53–69.
- Загороднюк И., Кондратенко О. Біотопна диференціація видів як основа підтримання високого рівня видового різноманіття локальної фауни // Вісник Львівського університету, сер. біологічна.—2002.—вип. 30.— С.106–108.
- Лисецкий А. С. Животный мир Харьковской области // Материалы Харьковского отдела Географического общества Украины. — Харьков: ХГУ, 1970. — Вып. 8. — С. 95–104.
- Лисецкий А. С., Кривицкий И. А., Есилевская М. А., Холупяк Ю. К. Методические указания для проведения полевой практики студентов 2 курса по зоологии позвоночных биологического факультета. — Харьков: РИГ ХГУ, 1978. — 49 с.
- Максимов А. А., Ердаков Л. Н., Сергеев В. Е., Салтыков В. В. Сукцессии населения землероек и грызунов в пойме среднего течения Оби // Сукцессии животного населения в биоценозах поймы реки Оби. — Новосибирск: Наука, сибирское отделение, 1981. — С. 5–63.
- Межжерин В. А. Численность обыкновенной бурозубки (*Sorex araneus* L.) и ее изменения за 17 лет // Зоологический журнал. — 1960. — Том 39, вып. 7. — С. 1080–1087.
- Мигулин А. А. Млекопитающие Харьковской губернии. — Харьков, 1917. — 74 с.
- Мигулин А. А. Мыши северо-восточной Украины (б. Харьковской губернии) — (Muridae). — Харьков, 1927. — 31 с.
- Наглов В. А. Сообщества мелких млекопитающих суходольных дубрав Восточной Украины. Сообщение 1. Видовой состав и структура сообществ // Вестник зоологии. — 1996. — № 4–5. — С. 46–52.
- Наглов В. А., Кондратенко А. В., Кузнецов В. Л. Сообщества мелких млекопитающих в поймах рек Восточной Украины // Зоологический журнал. — 2003.— Том 82, № 5. — С. 639–647.

- Наглов В. А., Ткач Г. Е. Мелкие млекопитающие (Mammalia, Insectivora, Rodentia) — обитатели скирд // Вестник зоологии. — 1998. — Том 32, № 3. — С. 77–84.
- Наглов В. А., Ткач Г. Е. Структура сообществ грызунов в агроценозах лесостепной и степной зон Харьковской области // Вісник Луганського державного педагогічного університету. — 2002. — № 1 (45). — С. 76–79.
- Окулова Н. М. Размножение и смертность в популяции красной полевки (*Clethrionomys rutilus*) и основные факторы, воздействующие на эти процессы // Зоологический журнал. — 1975. — Том 54, вып. 11. — С. 1703–1714.
- Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. — Москва: Наука, 1982. — 287 с.
- Підоплічка І. Г. Підсумки досліджень погадок за 1924–1935 рр. // Збірник праць Зоологічного музею АН УРСР. — 1937. — № 19. — С. 101–170.
- Рокитский П. Ф. Биологическая статистика. — Минск: Высшая школа, 1964. — 327 с.
- Силантьев А. А. Зоологические исследования и наблюдения 1894–96 годов // Труды экспедиции снаряженной Лесным Департаментом под руководством профессора Докучаева. — Санкт-Петербург, 1898. — Том 4, вып. 2. — 180 с.
- Сомов Н. Н. Орнитологическая фауна Харьковской губернии. — Харьков, 1897. — 680 с.
- Строганов С. У. Звери Сибири. Насекомоядные. — Москва: Изд-во АН СССР, 1958. — 267 с.
- Ткач Г. Е., Наглов В. А. Особенности структуры сообществ мелких млекопитающих на полях лесостепной и степной зон Харьковской области // Эпидемиология, экология и гигиена: Сборник материалов итоговой региональной научно-практической конференции. — Харьков, 1999. — Часть 2. — С. 55–56.
- Токарский В. А. Редкие и исчезающие млекопитающие заповедных территорий Харьковской области // Научные исследования на территориях природно-заповедного фонда Харьковской области: Сборник научных статей. — Харьков, 2003. — С. 75–81.
- Туров И. С. Биологические группы наземных позвоночных обитателей речных пойм // Научные доклады Высшей школы. Биологические науки. — 1958. — Выпуск 2. — С. 62–65.
- Чернай А. Фауна Харьковской губернии и прилежащих к ней мест составленная, преимущественно по наблюдениям сделанным во время ученой экспедиции, совершенной в 1848 и 1849 годах. Фауна млекопитающих и птиц. — Харьков, 1853. — Выпуск 2. — 44 с.

Надійшло до редакції: 24 листопада 2005 р.

УДК 598.279.23(477.61)

Питание орлана-белохвоста в Луганской области и роль млекопитающих в спектре его жертв

Александр Резник

Живлення орлана-білохвоста в Луганській області і роль ссавців у спектрі його жертв. — Резник О. — Наведено дані щодо харчування птаха в антропогенно-зміненому середовищі. У спектр жертв орлана входять такі екологічні групи як великі біляводні птахи, велика риба та біляводні ссавці; також відмічено багаторазове живлення падлом (у 40 % проб). Виявлено сезонні відмінності у харчуванні: влітку в спектрі харчування відзначений традиційний набір жертв (короп, лисуха тощо), тоді як весняний спектр доповнений різними видами біляводних птахів і гризунів. Кормова база Станичано-Луганського рибгоспу дозволяє постійно триматися тут одній парі орланів, а в період сезонних міграцій (насамперед, восени) — і більшій кількості птахів.

Ключові слова: орлан, живлення, пелетки, трофічні зв'язки, антропогенний вплив.

Адреси: Природничо-географічний факультет, Луганський національний університет, вул. Оборонна 2, Луганськ, 91011, Україна. E-mail: alexhelietus@mail.ru.

Diet of white-tailed eagle in the Luhanska province and role of mammals in the spectra of its victims. — Reznik A. — Data on diet of the species in the anthropogenic-changed environments are presented. Among eagle's victims there are large near-water birds, large fishes and near water mammals; feeding on carrion was marked frequently (40 % of samples) as well. Seasonal differences in the diet were established: in summer a traditional set of victims (carp, coot, etc.) is presented, while in spring this spectrum is complemented with different species of both near-water birds and rodents. A forage base of the Stanychno-Luhansky fish farm allows constantly live here just one pair of white-tailed eagles, but in the period of bird seasonal migrations (first of all, in autumn) — most numbers of these birds.

Keywords: white-tailed eagle, diet, trophic relations, anthropogenic influence.

Address: Natural Science Faculty, Luhansk National University, 2 Oboronna str., Luhansk, 91011, Ukraine. E-mail: alexhelietus@mail.ru.

Введение

Орлан относится к наиболее крупным птицам-миофагам, в питании которого существенную роль играют крупные объекты, прежде всего позвоночные животные. Считается общепринятым, что вид специализируется на крупной речной рыбе, ест и мертвую. Однако из литературы также известно, что орлан питается птицами, мелкими млекопитающими, падалью, может отбирать добычу у других хищников (Демянчик, 2003). Во многих местах своего распространения хищные птицы стали редкими в связи со значительным ухудшением их кормовой базы, что делает важным исследование их питания с целью создания искусственных гнезд в благоприятных для птиц местах.

Орлан, по-видимому, относится к тем видам, которые проявляют пластичность в выборе жертв, и с этой целью мы предприняли попытку изучения питания птиц в одном из характерных и в то же время заметно измененных человеком мест их обитания. Кроме того, это исследование призвано осветить особенности биологии вида на востоке Украины в целом, поскольку подобные исследования до сих пор здесь не проводили.

Соответственно, задачей этого исследования стало изучение питания орлана, анализ собранного погачочного материала и сравнение питания птиц в различных биотопах.

Биологические особенности вида

Типичный ареал обитания вида — лесистая местность, преимущественно небольшие лесные массивы среди открытых ландшафтов. На территории Украины орлан гнездится в долине Днепра на востоке и западе страны, а также в юго-западном Причерноморье, в миграционный период может встречаться повсеместно, зимует в основном на Левобережье и юге Украины, а также в Закарпатье (Фесенко, Бокотей, 2002). В Луганской области орлан-белохвост гнездится на территории одного из наиболее крупных в области водных комплексов, рыбхозе у пос. Станично-Луганское (площадь воды 1705 га). Здесь вид встречается регулярно со середины 80-х годов; наиболее часто отмечается в период с октября по апрель (Ветров, 1989). Также известно, что орлан придерживается района территории заповедного участка "Придонцовская пойма" (Кондратенко, Литвиненко, 2005), где отмечен на гнездовании (сведения автора), встречается также в Кременском районе. В связи с тем, что главной пищей орлана является рыба, он гнездится только вблизи водоёмов. Средняя удалённость гнёзд от воды составляет от 0,1 до 2 км (Белко, 1995).

Материал и методика

Гнездовой участок расположен на территории, прилегающей к Станично-Луганскому рыбному хозяйству, к северу от обводного канала. Наблюдение за гнездом орланов проводится с весны 2003 г. Погадки собирали непосредственно под гнездом, размещённым на старом тополе высотой около 30 м, а также под двумя присадами, расположенными в 80 м от гнезда. Гнездо удалено от ближайшего пруда на 600 м. Всего собрано 20 погадок, сброшенных в период с мая по август, а также 7 пищевых остатков возле присады и гнезда. Виды жертв определяли по традиционной методике с размачиванием и разбором погадок и вычленением диагностически значимых фрагментов: черепа, челюсти, шерсть, перья, лапы, цевки, когти. Сведения по питанию орлана получены также при наблюдениях за кормящимися птицами. Численность орлана-белохвоста на рыбхозе, изменяется в зависимости от сезона. Так во все сезоны года кроме осени на территории прудов находится 3–4 особи, а осенью численность возрастает до 18–25 особей (максимальное количество 30 отмечено в конце октября 2005 года). Основной причиной массового скопления орлана на данной территории является осенний вылов рыбы работниками рыбхоза. Вылов рыбы происходит следующим образом: из пруда частично спускают воду, потом сетями вылавливают рыбу и осушают пруд, оставшейся рыбой и питаются птицы.

Результаты и их обсуждение

Спектр жертв. В целом спектр жертв соответствует разнообразию доминирующих групп позвоночных в районе Станичанских прудов. В погадках преобладала шерсть кабана и остатки крупной рыбы, реже встречались перья птиц и костные фрагменты ондатры. Из рыб отмечен лишь один вид — карп (отмечен 8 раз), который является здесь главным объектом рыбозаведения. Средняя длина рыб составляла около 45 см. Из птиц наиболее часто отмечена лысуха (4 раза), дважды отмечены врановые и по одному разу — типичные для этих мест околородные птицы — огарь и малая поганка. Из млекопитающих — ондатра и водяная полевка и один вид, характерный для района расположения прудов — кабан. Обилие регистраций кабана (шерсть), несомненно, связано с питанием орлана падалью. Всего в погадках идентифицировано 27 экземпляров, принадлежащих 8-ми видам позвоночных, в том числе 4-м видам птиц, трем видам млекопитающих и одному виду рыб. Типичными остатками, по которым можно идентифицировать виды жертв, были перья (лысуха, врановые), лапы (лысуха), крылья (огарь, малая поганка), шерсть (ондатра, кабан — падаль), кости (ондатра, водная полевка), жаберные крышки и элементы осевого скелета (карп).

Таким образом, по экологическим группам доминирующими жертвами были следующие: водные позвоночные (карп — в 29,6 % проб), околородные птицы (лысуха 14,8 %, огарь 3,8 %, поганка малая 3,8 %) и гидрофильные млекопитающие (водная полевка 7,4 %, ондатра 3,8 %). Значительную часть в питании составила падаль, найденная орланом вблизи прудов (кабан — в 29,6 % погадок) (табл. 1). По биомассе среди жертв доминировала рыба (карп) и падаль (кабан), что связано с особенностями региона и гибелью кабанов в весеннее время. Имеются сезонные особенности: летом явно доминировала рыба, а весной — околородные птицы и гидрофильные млекопитающие.

Таблица 1. Видовой состав позвоночных в питании орлана

Вид жертвы	Весенние пробы	Летние пробы	Всего (абс.)	Всего (%)
Карп (<i>Cyprinus carpio</i>)	3	5	8	29,6
Лысуха (<i>Fulica atra</i>)	3	1	4	14,8
Врановые (<i>Corvus</i> aff. <i>frugilegus</i>)	1	1	2	7,4
Огарь (<i>Tadorna tadorna</i>)	1	–	1	3,8
Малая поганка (<i>Podiceps ruficollis</i>)	1	–	1	3,8
Кабан (<i>Sus scrofa</i>)	8	–	8	29,6
Водная полевка (<i>Arvicola amphibius</i>)	2	–	2	7,4
Ондатра (<i>Ondatra zibethicus</i>)	1	–	1	3,8
Всего регистраций	20	7	27	100,0

Сезонные аспекты питания. В отличие от орлана-белохвоста Среднего Днепра (Гаврилюк, Грищенко, Домашевский и др., 2001), в питании этого вида в Станично-Луганском районе имеет место сезонность. Весной в питании преобладает падаль (кабан), летом и осенью утки (лысуха, малая поганка, огарь) и рыба (семейство карповые), а также ондатра и водная полевка. Но данный набор жертв характеризует местность, в которой гнездится орлан-белохвост, и зависит от наличия тех или иных видов на данной территории. То есть хищник пластичен в выборе жертв и может изменять свой спектр питания в зависимости от степени их доступности.

По числу встреч в весеннее время (март–май) в погадках доминировала шерсть кабана, из чего следует, что в весенние месяцы орлан питался преимущественно падалью. Возможно, это связано с тем, что падаль более доступна это время года, чем рыба.

Способы кормодобывания. Наши наблюдения показали, что орлан применяет весьма разнообразные способы добывания кормов. Так, на водоплавающих птиц он нападает с налета на открытых плесах, а также выпугивая добычу из зарослей тростника. Крупную рыбу орлан-белохвост либо активно добывает, используя поисковый полет над водным зеркалом, либо подбирает мертвую на урезе воды. Мелкую рыбу он собирает осенью на спущенных прудах рыбопроизводных хозяйств.

Наличие значительного процента падали в питании орлана-белохвоста связано с тем, что кабаны ежегодно гибнут от браконьерской охоты, а также весной на водоемах, в частности на реке Деркул, проваливаясь под лед. Именно здесь их находит орлан во время поисковых полетов над лесистыми участками.

Описанное в литературе высматривание добычи с присад, расположенных возле воды (Гаврилюк, 1999), нами не наблюдалось. Отчасти это может объясняться отсутствием подходящих присад на исследуемой территории.

Таким образом, пластичность этого вида при выборе жертв обуславливается его способностью к разнообразному кормодобывающему поведению.

Обсуждение

Биотоп обитания определяет состав питания. Очевидно, именно с этим связаны некоторые отличия в спектре объектов питания орлана, идентифицированных нами и отмеченных другими исследователями, изучавшими питание орлана в иных условиях. Так, в Нарзумском заповеднике (Казахстан), где в удаленность гнезд от водоёмов составляет в среднем 8,4 км, рыба присутствует в добыче орлана крайне редко (Белко, 1995). В районе наших исследований, напротив, рыба является одним из основных объектов питания орлана. Основой питания орлана-белохвоста в Казахстане являются водоплавающие птицы, главным образом, лысухи, утки и поганки, а также млекопитающие (табл. 2). Весной орлан кормится на падали, в это же время он часто добывает млекопитающие, в которых можно выделить две группы: в марте и апреле — полёвки, а с марта по июль — жёлтый суслик. Летом значение млекопитающих значительно падает, а птиц увеличивается. Наиболее часто из птиц в питании орлана встречаются черношейная и серощёкая поганки (Брагин, 1992).

Таблица 2. Сравнение спектров питания орланов-белохвостов на Станично-Луганском рыбхозе (по данным из табл. 1) и в Наурзумском заповеднике (по: Брагин, 1992: обработано 513 остатков из 391 погадки)

Вид добычи	Станично-Луганский рыбхоз		Наурзумский заповедник	
	экз.	% от числа	экз.*	% от числа
Млекопитающие наземные (суслики, полевки, корсак, хорь, заяц)	0	0,0	125	24,4
Млекопитающие водные (ондатра, водяная полевка)	3	11,1	+	—
Птицы околородные (утки, огарь, лысуха, поганка)	6	22,2	306	59,6
Птицы (другие виды)	2	7,4	66	12,9
Рыба	8	29,6	+	—
Падаль	8	29,6	16	3,1
Вместе	27	100,0	513	100,0

* данные по абсолютному количеству жертв рассчитаны по приводимым данным о доле вида в добыче; знаком "+" отмечены данные с неизвестной (заведомо малой) доле вида в спектре питания орлана.

Наши данные позволяют утверждать, что спектр питания этого хищника (как в целом, так и в отдельные сезоны) целиком определяется степенью доступности кормов. Этот вывод подтверждают и данные М. Гаврилюка с коллегами (2001). В период выращивания на Станично-Луганском рыбхозе карпа рыба становится главным кормом орлана, а во время весеннего "простоя" рыбообразных прудов и активной миграции птиц — околородные птицы и млекопитающие. При наличии падали орлан также легко переходит на питание этим видом корма.

Выводы

1. Спектр питания на исследованной территории составляет 8 видов позвоночных, представляющих 8 видов 7-ми семейств. По числу регистраций доминирующей группой является: рыба, а также околородные млекопитающие, а весной — падаль.

2. По оценочной биомассе в питании орлана преобладает в весеннее время — падаль, летом — рыба и птицы. Орлан демонстрирует явное предпочтение массовым кормам, что следует из результатов сравнения спектров питания в разные сезоны и в разных регионах.

3. В спектр жертв орлана входят такие экологические группы, как: крупные околородные птицы, крупная рыба и околородные млекопитающие. Кроме того, отмечено многократное питание падалью (в 40 %).

4. У орлана выражены сезонные отличия в питании: в летнее время в спектре питания отмечен традиционный набор жертв (карп, лысуха и др.), тогда как весенний спектр более разнообразен и дополнен различными видами околородных птиц и грызунов.

5. Орлан использует различные способы кормодобывания: отлов водоплавающих птиц с налета при охоте как над водой, так и над тростниками, подбирание крупной и мелкой падали, активное добывание рыбы.

6. Кормовая база Станично-Луганского рыбхоза по своему обилию позволяет постоянно держаться здесь одной паре орланов, а в период сезонных миграций — и большему количеству птиц (на осенних учетах тут собирается от 16 до 30 птиц, привлеченных осенним выловом рыбы).

Благодарности. Выражаю признательность Михаилу Колесникову, Виталию Клюеву, Данилу Максименко, Сергею Глотову и Виктории Горбатенко за помощь в сборе материала, Сергею Павловичу Литвиненко за помощь в разборе погадок, Игорю Владимировичу Загороднюку и Наталии Атамась за помощь в обсуждении результатов и редактирование рукописи.

Література

- Белко Н. Г. Характеристика гнезд скопы и орлана-белохвоста // Труды Окского биосферного государственного заповедника. — Рязань, 1995. — Вып. 19. — С. 124–139.
- Брагин Е. А. Орлан-белохвост в Нарзумском заповеднике // Орнитологические исследования в заповедниках. — Москва, 1992. — С. 84–88.
- Белик В. П., Ветров В. В., Нечаев Б. А. Орлан-белохвост в бассейне Северского Донца // Птицы бассейна Северского Донца. — 1993. — С. 40–41.
- Воинственский М. А. Птицы степной полосы Европейской части СССР. — Киев: Изд-во Акад. наук УССР, 1960. — 292 с.
- Гаврилюк М.Н., Грищенко В.Н., Домашевский С.В., Лопарев С.А. Питание орлана-белохвоста на Среднем Днепре: Предварительные результаты // Актуальные проблемы изучения и охраны птиц Восточной Европы и Северной Азии: Материалы международной конференции (IX Орнитологическая конференция). Казань: Изд-во "Матбугат йорты". 2001 г. С. 163-164.
- Гаврилюк М.Н. Деякі аспекти поведінки та бюджетного часу орланів-білохвостів, зимуючих на середньому Дніпрі.// Заповідна справа в Україні. 1999. том 5, вип 2.
- Демянич В. Т. Справочник определитель: Птицы Европы. — Минск: Харвест, 2003. — 416 с.
- Зубаровський В. М. Хижі птахи. — Київ: Наукова думка, 1977. — 332 с. — (Фауна України. Том 5: Птахи, випуск 2).
- Кондратенко А. В., Литвиненко С. П. Современное состояние орнитофауны заповедника "Придонцовская пойма" и его окрестностей // Птицы бассейна Северского Донца. — Донецк, 2005. — Выпуск 9. — С. 19–29.
- Фесенко Г. В., Бокотей А. А. Птахи фауны України: Польовий визначник. — Київ, 2002. — 416 с.
- Червона книга України. Тваринний світ / Відп. ред. М. М. Щербак. — Київ: Українська енциклопедія, 1994. — 464 с.

Надійшло до редакції: 10 березня 2006 р.

УДК 591.6:599.742

Живлення деяких хижих ссавців у антропогенному ландшафті Причорномор'я

Микола Роженко

Живлення деяких хижих ссавців у антропогенному ландшафті Причорномор'я. — Роженко М. — Досліджено живлення єнотоподібного собаки, лисиці і шакала. Виявлено домінування і раціоні мишо-подібних гризунів, плодів диких і культурних рослин.

Ключові слова: єнотоподібний собака, лисиця, шакал, живлення, Причорномор'я.

Адрес: Кафедра зоології, Біологічний факультет, Одеський національний університет ім. І. Мечнікова, Шампанський провулок 2, м. Одеса, 65058, Україна, E-mail: rogenko56@mail.ru.

Feeding of some carnivorous mammals in anthropogenic landscape of the Black Sea region. — Rozenko N. — Feeding of raccoon dog, red fox and jackal was investigated. Mouse-like rodents, fruits of wild and cultivated plants were discovered as dominants in their diet.

Key words: raccoon dog, red fox, golden jackal, diet, Black Sea region.

Address: Department of Zoology, Biological Faculty, Odessa National University, 2 Shampansky provulok, Odessa, 65058, Ukraine. E-mail: Rogenko56@mail.ru.

Вступ

Хижі ссавці добре відрізняються за поведінкою, біотопним розподілом тощо, але всіх їх об'єднує необхідність вживання у їжу інших тварин і здатність до полювання на них. Тому, вивчення живлення хижаків є досить цікавим питанням, яке розкриває невідомі сторони їхньої біології, свідчить про ступінь впливу на популяції жертв тощо. Незважаючи на те, що в Україні йому приділялася значна увага, найбільш дослідженим залишається лише живлення лисиці (Корнєєв, 1956; Корчмарь, 1965; Гурский, 1979; Издебский, 1979; Лебедева, 2000), вовка (Гурский, 1982; Селюнина, Москаленко, 2003) і зовсім мало відомим — інших тварин (Корнєєв, 1959, 1967; Корчмарь, 1962; Абеленцев, 1968; Дикий, 2004). Тому, ми поставили за мету поглибити знання про особливості харчування лисиці, а також з'ясувати це питання щодо єнотоподібного собаки і шакала, яке дотепер вивчено чи не найгірше. Дослідження проведено у Північно-Західному Причорномор'ї, де фауністичний комплекс хижих ссавців є найбагатшим в Україні (Роженко, 1999).

Матеріал і методика досліджень

При вивченні живлення хижаків використано копрологічний метод. Це дало можливість проаналізувати вміст великої кількості проб (лисиця — 881; єнотоподібний собака — 767 та звичайний шакал — 116).

Окрім того, спеціально досліджувався вміст шлунково-кишкового тракту тварин, добутих переважно взимку під час полювання та загиблих за інших причин у різні сезони (лисиця — 384 та звичайний шакал — 16).

Певна увага приділялася обстеженню місць поблизу виводкових нір лисиці (n=122), збиранню наїдків з їх подальшою ідентифікацією. При діагностиці залишків дрібних ссавців використовували спеціальну методику (Маяков, Шепель, 1987). Визначення рослинних компонентів у раціоні хижих ссавців проводилося за найбільш повним українським визначником (Доброчаева и др., 1967).

Таблиця 1. Склад наїдків звичайної лисиці, зібраних у Північно-Західному Причорномор'ї біля виводкових нір (n=122)

Об'єкти живлення	Харчові об'єкти	Абсолютна кількість	Зустрічальність випадків	
			Кількість	%
Ссавці	—	78	54	44,3
	Свиня свійська	28	17	13,9
	Велика рогата худоба	18	7	5,7
	Вівця	3	3	2,5
	Коза	1	1	0,8
	Кішка	6	6	4,9
	Кріль	11	9	7,4
	Ховрах крапчастий	6	6	4,9
	Заєць	4	4	3,2
Їжак	1	1	0,8	
Птахи	—	129	49	40,2
	Грак	8	5	4,1
	Фазан	2	2	1,6
	Куріпка	3	3	2,5
	Горобині	3	3	2,5
	Курка свійська	51	28	23,0
	Качка свійська	4	4	3,2
	Голуб свійський	2	2	1,6
	Сорока	1	1	0,8
Горлиця	1	1	0,8	
Риба	—	19	19	15,6
	Карась сріблястий	14	14	11,5
	Плітка	2	2	1,6
	Лящ	2	2	1,6
	Ставрида	1	1	0,8
Разом:		226	122	100,0

Результати досліджень та їх обговорення

Лисиця. Серед хижих ссавців регіону, де домінує антропогенний ландшафт, найбільш багатим є склад їжі лисиці, що пов'язано з її мешканням у різноякісних біотопах (табл. 1). Під час годівлі та виховання малюків самець і самиця приносять їм до нір різних тварин, але, насамперед, серед наїдків переважали залишки свійських (ряснота трапляння близько 40 %). Зазначену поживу хижаки знаходили поблизу тваринницьких ферм, де недбалі господарі викидали померлих поросят, телят та інших тварин. Часто лисиці добували такий харч безпосередньо у скотомогильниках чи біля них. Висока щільність останніх (1–2/100 км²) спостерігалася у 90–ті роки ХХ ст. у південних (Сарата, Татарбунари, Арциз, Ізмаїл та ін.) та у північних (Кодима, Балта, Красні Окна, Котовськ) — 0,5–1,0/100 км² — районах Одещини та в інших місцях. Причому, приблизно, 50 % їх не відповідали санітарним вимогам (не були закриті кришками, труп тварин складувалися на поверхні землі і тому доступні всім хижакам та привабливі для пацюків).

Суттєвим кормом для лисенят є свійська птиця (ряснота трапляння ~ 30 %), яку раніше дорослі хижаки добували поблизу чисельних птахоферм. Хоча, звичайно, при нагоді вони приносили куріпок, фазанів, диких голубів, але, судячи з наїдок біля нір, їх кількість була незначною.

Деяких птахів лисиці, ймовірно, знаходили мертвими чи ослабленими (ластівка берегова, сорока із горобиних) або спіймали молодими під гніздами (грак). Важливе значення у складі їжі малюків належить також риби (15,6 %), серед якої домінує карась сріблястий (зустрічальність біля 12 %). Останнього лисиці ловлять на мілководді під час нересту та підбирають мертвим поблизу рибальських станів тощо. Звичайно, більшість кормів лисенята вживають повністю і їх не можна виявити, навіть при копрологічному дослідженні або при анатомуванні тварин.

За елементарного огляду вмісту екскрементів малюків, влітку виявлено домінування в них залишків комах ряду прямокрилі (Orthoptera). Особливо часто вони зустрічалися біля нір, що знаходилися поблизу лук, степових ділянок, морського узбережжя тощо.

У Північно-Західному Причорномор'ї, за даними І. Г. Гурського (1979), у 80-ті роки ХХ ст. основою живлення дорослих лисиць в осінньо-зимову пору були мишоподібні гризуни, переважно полівки (34,4 %), а також рештки загиблих свійських тварин. Суттєве значення також мали рослинні корми — плоди і ягоди (11 %), кукурудза (11,5 %) і соняшник (9 %). Понад усе лисиці полювали виноград, а вже потім — плоди терену, шипшини, глоду, а також яблука та груші. Велике значення рослинні корми мають і в інших районах Європи. Зокрема в Болгарії влітку їх зустрічальність сягала близько 30 % (Пешев, 1965), а осінню в Молдові — близько 90 % (Цибуляк, 1990).

Загалом мишоподібні гризуни складають основну поживу лисиці і в інших місцях Північного Причорномор'я, де періодично спостерігаються їх масові розмноження. Зокрема, на Херсонщині, за даними В. М. Издебського (1979), в 670 екскрементах та вмісту 120 шлунків залишки мишоподібних гризунів склали 74 % трапляння. У раціоні хижаків зустрічалося три види мишей — хатня (*Mus musculus*), польова (*Apodemus agrarius*) та лісова (*Sylvaemus sylvaticus*), 2 види нориць — сіра (*Microtus arvalis*) та гуртова (*M. socialis*), сірий хом'ячок (*Cricetulus migratorius*), кандибка (*Scirtopoda telum*), сліпак (*Spalax* sp.) та ховрах (*Spermophilus* sp.). Дуже рідко траплялись залишки ссавців з ряду комахоїдних (0,8 %) і зайця-русака, проте було багато комах (19,7 %) — серед останніх переважали жуки та коники.

Наприкінці ХХ ст., попри значний занепад тваринництва і сільськогосподарського виробництва загалом, суттєвих змін у раціоні дорослих лисиць не сталося — домінуючими харчовими об'єктами залишились ссавці, частота зустрічі яких в осінньо-зимовий період перевищує 90 %. Серед останніх найбільше значення мають мишоподібні гризуни (частота зустрічі 68,3 %), у заплавах Дністра та Дунаю в раціоні хижаків зростає значення полівки водяної (10,7 %), у степових районах іноді лисиці добувають ховраха крапчастого (3,9 %), зайців (0,8 %) і кролів (0,5 %) (табл. 2). В шлунках окремих лисиць ми знаходили 13–17 полівок та мишей. У Молдові (у районі дослідження також) раціон лисиць дуже змінюється упродовж року — взимку зростає частка мишоподібних гризунів (86,5 %), влітку — комах (27,5 % зустрічей). Свійська птиця, дикі птахи і зайці зустрічаються дуже рідко (Цибуляк, 1990). Взагалі вважають, що на території Молдови шкода, яку спричиняють лисиці, поїдаючи зайців та мисливських птахів, суттєво перебільшена (Корчмарь, 1965).

Дуже часто у Північно-Західному Причорномор'ї зазначений хижак вживає у їжу залишки загиблих з різних причин тварин (частота зустрічі 43,2 %), серед яких домінують телята великої рогатої худоби (12,5 %) та свійські свині (9,6 %) і значно рідше зустрічаються вівці (6,0 %).

Загалом кількісно-якісний склад кормів всіх хижаків безпосередньо залежить від його концентрації в природі та доступності для вживання. Так, в шлунках лисиць, добутих в агроценозах та на відстані не менше 10 км від населених пунктів, близько 84 % вмісту склали харчі тваринного походження, які вони добували на звалищах сміття, поблизу ферм, на скотомогильниках тощо. Серед них найбільша частка трапляння припадала на мишоподібних гризунів (близько 60 %) та диких тварин (приблизно 21 %), а майже 19 % становили корми антропогенного походження (відходи переробки риби, зіпсовані м'ясопродукти тощо). Тоді, як хижаків, що мешкали поблизу населених пунктів більш часто вживали корми антропогенного походження, частота зустрічі яких перевищувала 92 %, і лише у 8 % шлунків траплялися мишоподібні гризуни, граки тощо.

Слід зауважити, що раніше у тваринництві регіону спостерігалася сувора виробнича дисципліна і на звалищах та поблизу скотомогильників, за рідкісними винятками, не траплялося залишків загиблих тварин. Після 1990 р. трупи, переважно молодяку великої рогатої худоби, свиней, овець і птиці стали звичайним явищем на території ферм та поблизу них.

У 90-х роках ХХ ст., коли на півдні спостерігалася висока чисельність диких копитних і на них велося доволі інтенсивне полювання, у шлунково-кишковому тракті хижаків порівняно часто траплялися залишки козулі (7,3 %) та дикого кабана (5,0 %). Встановити випадки нападу лисиці на цих копитних не вдалося, хоча вони мали місце в інших місцях ареалу (Гептнер і др., 1967; Корнеєв, 1965).

Таблиця 2. Склад харчів лисиці в осінньо-зимовий час за аналізом вмісту шлунково-кишкового тракту (n=384)

Таксономічні групи	Харчові об'єкти	частота зустрічі	
		Абс.	%
Ссавці	—	312	81,3
	Мишоподібні гризуни (Rodentia)	262	68,3
	Водяна полівка (<i>Arvicola terrestris</i> L.)	41	10,7
	Ховрах крапчастий (<i>Spermophilus suslicus</i> Güld.)	15	3,9
	Заєць-русак (<i>Lepus europaeus</i> Pall.)	3	0,8
	Кріль (<i>Oryctolagus cuniculus</i> L.)	2	0,5
Птахи	—	81	21,2
	Дикі качки (Anatidae)	36	9,4
	Лиска (<i>Fulica atra</i> L.)	20	5,2
	Горобини (Passeriformes)	13	3,4
	Дрібні пастушкові (Rallidae)	6	1,6
	Фазан (<i>Phasianus colchicus</i> L.)	4	1,1
	Ворона сіра (<i>Corvus corone</i> L.)	2	0,6
Рептилії	—	4	1,1
	Вуж (<i>Natrix</i> sp.)	2	0,5
	Ящірка прудка (<i>Lacerta agilis</i> L.)	1	0,3
	Черепаха болотна (<i>Emys orbicularis</i> L. — яйця)	1	0,3
Амфібії	—	9	2,3
	Жаба їстівна (<i>Rana esculenta</i> L.)	5	1,3
	Жаба озерна (<i>Rana ridibunda</i> Pall.)	4	1,0
Риби	—	41	10,7
	Карась сріблястий (<i>Carassius auratus</i> Bl.)	30	7,8
	Короп, сазан (<i>Cyprinus carpio</i> L.)	6	1,6
	Бичок (<i>Gobius</i> sp.)	5	1,3
Комахи	—	16	4,1
	Жуки (Carabidae)	16	4,1
Молюски	—	14	3,6
	Дрейсена (<i>Dreissena polymorpha</i>)	11	2,9
	Жабурниця (<i>Anodonta cygnea</i>)	3	0,8
Раки	—	2	0,6
Рослини	—	149	38,9
Падло	—	166	43,2
	Велика рогата худоба (<i>Bos taurus</i> L.)	48	12,5
	Свиня свійська (<i>Sus scrofa domestica</i>)	37	9,6
	Козуля (<i>Capreolus capreolus</i> L.)	28	7,3
	Вівця (<i>Ovis aries</i>)	23	6,0
	Кабан дикий (<i>Sus scrofa</i> L.)	19	5,0
	Курка (<i>Gallus domestica</i>)	11	2,9
Неїстівні рештки	—	49	12,8
	Папір	29	7,6
	Гілки	8	2,1
	Поліетилен	12	3,1

Видовий склад інших кормових об'єктів багато в чому визначається чисельністю основних жертв (мишоподібні гризуни), їх альтернативних джерел та місцевими умовами. Зокрема у заплавах річок в осінній період лисиці часто поїдають диких качок, які, зазвичай, мають певні травми, отримані під час полювання на них. Із настанням морозів зростає значення лиски, що, з різних причин, затрималась під час міграції.

Осінню та взимку хижаки рідко ловлять рибу самі — частіше вони її збирають на місцях інтенсивного промислового рибальства. Серед інших кормів у харчуванні лисиці суттєве значення належить культурним рослинам, що буде проаналізовано нижче.

Єнотоподібний собака. На відміну від лисиці, єнотоподібний собака відноситься до тварин зі слабо розвиненим хижацьким інстинктом — йому більш притаманні поліфагія, домінування в раціоні рослинної їжі, харчування загиблими тваринами і навіть канібалізм (Юдин, 1977). Цьому сприяють особливості будови його травної системи, зокрема, слабкий розвиток ікол і хижацьких зубів, плескувата поверхня корінних зубів та, відносно, велика довжина кишечника, яка в 1,5–2,0 рази більша, ніж у інших представників родини Canidae (Гептнер и др., 1967).

За даними О. П. Корнеєва (1954), у живленні єнотоподібного собаки на теренах України за частотою зустрічі в раціоні домінуюча роль належить комахам (57,1 %), а потім мишоподібним гризунам (57,1 %), птахам (18,0 %), амфібіям (8,4 %), риbam (8,1 %) та іншим. У північно-західному Причорномор'ї, що має теплий клімат, зазначений хижак не впадає у сплячку і може харчуватися упродовж всього року. У свою чергу, завдяки кліматичним особливостям регіону, іноді активними взимку залишаються деякі амфібії, біля незамерзаючих водойм зимує багато водоплавних птахів, а у навколишніх садах, виноградниках та на ланах залишається багато незібраних овочів, баштанних культур, фруктів тощо, що значно поліпшує умови харчування єнотоподібного собаки (табл. 3). У місцях наших досліджень цей хижак віддає перевагу ссавцям, частота зустрічі яких максимальна у всі сезони (56,7-86,1 %). На другому місці, за значенням, знаходяться рослини (54,2 %), на третьому — амфібії (25,7 %), які є частою поживою єнотоподібного собаки також в румунській дельті Дунаю (Barbu, 1968), і лише на четвертому — комахи (17,5 %).

Серед ссавців домінують мишоподібні гризуни (58,1 %), полівка водяна (9,7 %) та пацюк (3,5 %). Оскільки найбільш привабливими біотопами досліджуваного хижака є водно-болотні угіддя, велике значення у його харчуванні належить тваринам, яким притаманна відповідна екологічна спеціалізація. Тому у його раціоні доволі часто зустрічаються жаби озерна (*Rana ridibunda* Pall.), ставкова (*R. lessonae* Camer.) їстівна (*R. esculenta* L.) — встановлено за залишками їжі — та червоночерева кумка, а в Румунії, окрім того, — тритон гребенястий (Barbu, 1968).

Щодо риб цікавим є поїдання взимку в'юнів та умбри, яких єнотоподібні собаки знаходять у плавнях у місцях, де рибалки виймають рибу з ятерів. Дуже рідко, у порівнянні з іншими районами, поїдаються трупи загиблих тварин — серед останніх найбільше значення мають залишки кабана, птахів, а потім уже інших тварин (табл. 4). Це пояснюється, насамперед, відсутністю у заплавах річок та плавневих лісах скотомогильників, що звичайно приваблює хижаків, оскільки за наявності падла, хижаки поїдають його дуже охоче.

Таблиця 3. Особливості сезонного живлення єнотоподібного собаки у Північно-Західному Причорномор'ї

Харчові компоненти	Весна-літо (n=356)		Осінь-зима (n=411)		Разом (n=767)	
	Абс.	%	Абс.	%	Абс.	%
Мишоподібні гризуни	168	56,7	278	86,1	446	58,1
Крупні гризуни	32	9,0	72	17,5	104	13,6
Комахоїдні ссавці	2	0,6	4	1,0	6	0,8
Птахи	37	10,4	79	19,2	116	15,1
Рептилії	19	5,3	2	0,5	21	2,7
Амфібії	151	42,4	45	11,0	197	25,7
Риби	26	7,3	11	2,7	37	4,8
Комахи	102	28,7	32	7,8	134	17,5
Моллюски	7	2,0	2	0,5	9	1,2
Раки	8	2,3	2	0,5	10	1,3
Рослини	94	26,4	122	29,7	216	28,2
Падло	9	2,5	39	9,5	48	6,3
Неїстівні рештки	14	3,9	20	4,9	38	5,0

Таблиця 4. Живлення єнотоподібної собаки за даними копрологічного аналізу (n = 767)

Таксономічні групи	Харчові об'єкти	Частота зустрічі	
		Абс.	%
Ссавці	—	556	72,5
	Мишоподібні гризуни (Rodentia)	446	58,1
	Водяна полівка (<i>Arvicola terrestris</i> L.)	74	9,7
	Пацюк (<i>Rattus norvegicus</i> Berc.)	27	3,5
	Ондатра (<i>Ondatra zibethica</i> L.)	3	0,4
	Кріт (<i>Talpa europaea</i> L.)	2	0,3
	Землерийки (Soricidae)	4	0,5
Птахи	—	116	15,1
	Лиска (<i>Fulica atra</i> L.)	36	4,7
	Дикі качки (Anatidae)	29	3,8
	Крячок (<i>Chlidonias</i> sp.)	18	2,3
	Дрібні пастушкові (Rallidae)	12	1,6
	Сивкові (Charadriidae)	10	1,6
	Горобині (Passeriformes)	8	1,0
	Фазан (<i>Phasianus colchicus</i> L.)	3	0,4
Рептилії	—	21	2,7
	Вуж (<i>Natrix</i> sp.)	14	1,8
	Черепаха болотна (<i>Emys orbicularis</i> L. — яйця)	7	0,9
Амфібії	—	197	25,7
	Жаба (<i>Rana</i> sp.)	193	25,2
	Кумка червоночерева (<i>Bombina bombina</i> L.)	4	0,5
Риби	—	37	4,8
	Карась сріблястий (<i>Carassius auratus</i> Bl.)	26	3,4
	В'юн (<i>Misgurnus</i> sp.)	6	0,8
	Умбра (<i>Umbra krameri</i> Wal.)	5	0,6
Комахи	—	134	17,5
	Жуки (Carabidae)	113	14,7
	Прямокрилі (Orthoptera)	16	2,1
	Клопи (Hemiptera)	5	0,7
Молюски	—	9	1,2
	Виноградний слимак (<i>Helix pomatia</i>)	6	0,8
	Дрейсена (<i>Dreissena polymorpha</i>)	3	0,4
Раки	—	10	1,3
Рослини	—	416	54,2
Падло	—	48	6,3
	Кабан дикий (<i>Sus scrofa</i> L.)	23	3,0
	Птахи (Aves)	13	1,7
	Козуля (<i>Capreolus capreolus</i> L.)	8	1,0
	Велика рогата худоба (<i>Bos taurus</i> L.)	4	0,5
	Неістівні рештки	—	38
Неістівні рештки	Поліетилен	26	3,4
	Гілки	12	1,6

Шакал. Серед представників родини Canidae найбільш своєрідною твариною є звичайний шакал. За характером живлення цей ссавець є одночасно хижак і активним збирачем. У місцях, де шакалів не переслідують, вони не бояться людей і залазять у курятники, на тваринні ферми, де наносять шкоду господарству. Ці хижаки охоче їдять фрукти, овочі, можуть довго харчуватися плодами лоха. Весь рік вони їдять падло і тому є носіями інфекцій (Гептнер і др., 1967).

У районі наших досліджень за частотою зустрічі в шлунках шакала домінували птахи (56,3 %) — лиска, потім водяна курочка, по 1 разу — дика гуска, чирок і крижень. Дещо рідше зустрічалися мишоподібні гризуни (43,6 %) та рештки загиблих тварин (37,5 %), але за масою вмісту найбільш суттєве значення мали саме останні (табл. 5). Певне значення у харчуванні хижака належало рибі (25,0 %), водяній полівці (18,8 %), але найбільш суттєве із другорядних кормів мали рослини. З інших, неїстівних і таких, що рідко поїдаються, компонентів, варто вказати плавунців, плоди калини, листя злаків, шматки поліетилену, мотузки. Але за масою основними кормами шакала являються трупи загиблих тварин та мишоподібні гризуни. Полівка водяна, незважаючи на незначну частоту зустрічі, у шлунках шакала за масою (13,6 %) знаходиться на другому місці і тому має дещо більше значення у харчування хижака, ніж це видається.

У весняно-літній період домінуюче значення ссавців в харчуванні шакала зберігається, що видно із результатів копрологічних досліджень (табл. 6). При цьому, цей хижак також залюбки полює на полівок водяних та підбирає упалих з гнізд пташенят горобиних (переважно це дрізд чорний, очеретянки, ворона сіра). У межах своєї ділянки шакали вибирають, за можливістю, всіх доступних теплокровних — насамперед, молодих лисок та каченят. Як і в інші сезони року, весною та влітку велике значення для цього збирача мають рештки загиблих тварин, серед яких домінують залишки собак і котів, збитих автомашинами. Ранньою весною шакали можуть обгризати залишки трупів кабана та інших тварин, від яких уціліли майже одні скелети. Але, за певних умов, зазначені ссавці можуть демонструвати неабияке хижацтво. У грудні 2000 р. ми стали свідками нападу двох дорослих шакалів на підсвинка кабана вагою 20–30 кг, якому за великих зусиль вдалося звільнитися від нападників і втекти. У заплаві Дністра відомі випадки нападу зграї шакалів із 5–7 особин на свійську собаку, яка вціліла лише завдяки захисту господарем.

Дрібніші хижаки (тхори, куниці, горностай, ласка) також віддають перевагу мишоподібним гризунам, хоча спрямованість їх харчування ми не досліджували. За знайденими залишками їх жертв можна створити певну уяву про особливості харчування цих хижаків. Куниця кам'яна залюбки полює на дрібних ссавців та горобиних птахів, а також живиться ягодами та іншими плодами диких і культурних рослин (Корчмарь, 1962). Для найменших хижаків найбільше значення мають мишоподібні гризуни, які можуть складати близько 90 % здобичі ласки, 50 % — горностая і 10 % — тхора лісового (Brugge, 1977).

Значення рослин у харчуванні хижаків. Дуже важливим кормом для всіх хижаків Північно-Західного Причорномор'я є рослини, які вони вживають за найменшої нагоди (табл. 7). Ряснота вживання у їжу рослин залежить від їх концентрації в природі та доступності. В середині літа всі хижаки охоче вживають у їжу шовковицю — молоді тварини почасти взагалі не ускладнюють своє життя полюванням і, незалежно від видової належності, регулярно відвідують плантації цієї культури або збирають плоди-падалицю під окремими деревами. У лисиць, за даними копрологічного аналізу, залишки 23 видів рослин були виявлені у 527 (59,8 %) пробах. Найбільшу зустрічальність мали шовковиця (14,6 %), лох (10,3 %), соняшник (8,4 %), виноград (8,4 %) і глід (4,8 %).

Таблиця 5. Аналіз вмісту шлунків шакала із Північно-Західного Причорномор'я (n=16)

Компоненти	Домінування за масою		Частота зустрічі	
	г	%	випадків	%
Падло (велика рогата худоба, свиня)	5983	71,9	6	37,5
Мишоподібні гризуни	457	5,5	7	43,6
Водяна полівка	1132	13,6	3	18,8
Птахи (горобині, крижень, чирок, водяна курочка, лиска, гуска сіра)	378	4,5	9	56,3
Амфібії (озерна жаба)	28	0,3	1	6,3
Риба (карась сріблястий)	19	0,2	4	25,0
Комахи (водолюб великий)	7	0,1	1	6,3
Рослини (листя злаків, плоди калини, лоху)	117	1,4	5	31,3
Неїстівні рештки (ганчірки тощо)	205	2,5	5	31,3
Разом:	8326	100,0	—	—

Таблиця 6. Склад харчів шакала у весняно-літній період за даними копрологічного аналізу (n=116)

Таксономічні групи	Харчові об'єкти	Частота зустрічі	
		Абс.	%
Ссавці	—	83	71,6
	Мишоподібні гризуни (Rodentia)	49	42,2
	Водяна полівка (<i>Arvicola terrestris</i> L.)	28	32,2
	Пасюк (<i>Rattus norvegicus</i> Berc.)	4	3,4
	Землерийки (Soricidae)	2	1,7
Птахи	—	46	39,7
	Горобині (Passeriformes)	23	19,8
	Лиска (<i>Fulica atra</i> L.)	10	8,6
	Ворона сіра (<i>Corvus corone</i> L.)	7	6,0
	Дикі качки (Anatidae)	6	5,2
Рептилії	—	2	1,7
	Вуж (<i>Natrix</i> sp.)	2	1,7
Амфібії	—	5	4,3
	Жаба (<i>Rana</i> sp.)	5	4,3
Риби	—	7	6,0
	Лящ (<i>Abramis brama</i> L.)	2	1,7
	Карась сріблястий (<i>Carassius auratus</i> Bl.)	5	4,3
Комахи	—	4	3,4
	Жуки (Carabidae)	4	3,4
Рослини	—	37	31,9
Падло	—	16	13,8
	Собака (<i>Canis familiaris</i> L.)	8	6,9
	Кішка свійська (<i>Felis silvestris</i> L.)	6	5,2
	Кабан дикий (<i>Sus scrofa</i> L.)	2	1,7
Неїстівні рештки	—	14	20,7
	Поліетилен	10	17,2
	Папір	4	3,4
	Ганчірка	2	1,7

Восени у традиційних районах виноробства велике значення у харчуванні всіх хижих ссавців належить винограду. За аналізом вмісту шлунків лисиць (n=121), добутих у жовтні-листопаді, кожен з них на 40 % і більше був заповнений його ягодами. Суттєве значення виноград також має для живлення єнотоподібного собаки. У після вегетаційний час в інших місцях регіону у екскрементах тварин найбільш часто зустрічалися плоди лоху, глоду, ожини, терену та ін. В шлунках лисиці найбільшу частку трапляння становили плоди терену (близько 34 %), глоду (~ 19 %), айви, яблуні, груші, вузьколистого та сріблястого лоху (~ 12 %). Але особливо цікавим було те, що цей хижак залюбки і у великій кількості вживає насіння соняшника. Велике значення має рослинна їжа також для борсука, який здатен спричинити великі збитки, знищуючи врожай кукурудзи, винограду, та баштанних культур (Корнеєв, 1967).

Загалом треба констатувати, що серед представників родини собачих у аборигенного виду, яким є лисиця звичайна, трофічні адаптації виражені сильно, що також спостерігається у інтродукованого єнотоподібного собаки. Це, зокрема, видно за великим спектром вживаних ними кормів рослинного походження (24 види), які можуть компенсувати енергетичні втрати за низької щільності основних жертв і сезонного скорочення концентрації доступної їжі у природі. Значно менше їх виявлено у недавнього іммігранта — звичайного шакала, який, за нашими даними, поки вживає у їжу 6 видів місцевих рослин. Але, зважаючи на його багатий раціон у місцях розташування аборигенних популяцій (Ишунин, 1980; Палванязов, 1964), можна сподіватись, що ця ситуація зміниться у найближчий час. Значення рослин у живленні хижих у Причорномор'ї показано у таблиці 7.

Таблиця 7. Значення рослин у живленні представників родини Canidae у Причорномор'ї

Назви рослин	Лисиця (n = 881)		Єнотоподібний собака (n = 767)		Шакал (n = 116)	
	Абс.	%	Абс.	%	Абс.	%
Абрикос звичайний (<i>Armeniaca vulgaris</i>)	6	0,7	8	1,0	—	—
Айва (<i>Cydonia oblonga</i>)	—	—	2	0,3	—	—
Алича (<i>Prunus divaricata</i>)	—	—	2	0,3	—	—
Терен (<i>P. spinosa</i>)	12	1,4	11	1,4	3	2,6
Бузина чорна (<i>Sambucus nigra</i>)	2	0,2	6	0,8	—	—
Виноград справжній (<i>Vitis vinifera</i>)	74	8,4	41	5,4	6	5,2
Вишня (<i>Cerasus vulgaris</i>)	5	0,6	3	0,4	—	—
Черешня (<i>Cerasus avium</i>)	4	0,5	—	—	—	—
Гледичія колюча (<i>Gleditsia triacanthos</i>)	2	0,2	3	0,4	—	—
Глід (<i>Crataegus</i> sp.)	42	4,8	38	5,0	—	—
Гарбуз звичайний (<i>Cucurbita pepo</i>)	—	—	17	2,3	—	—
Диня звичайна (<i>Melo sativus</i>)	7	0,8	19	2,5	—	—
Груша звичайна (<i>Pyrus communis</i>)	11	1,3	18	2,4	—	—
Кавун звичайний (<i>Citrullus vulgaris</i>)	8	0,9	9	1,2	—	—
Калина звичайна (<i>Viburnum opulus</i>)	—	—	2	0,3	—	—
Лох (<i>Elaeagnus</i> sp.)	91	10,3	56	7,3	—	—
Ожина (<i>Rubus</i> sp.)	12	1,4	5	0,7	7	6,0
Осоки (<i>Carex</i> sp.)	7	0,8	3	0,4	—	—
Очерет (<i>Phragmites communis</i>)	3	0,3	—	—	—	—
Пшениця (<i>Triticum</i> sp.)	5	0,6	8	1,0	—	—
Шипшина (<i>Rosa canina</i>)	9	1,0	7	0,9	2	2,1
Соняшник (<i>Helianthus</i> sp.)	74	8,4	13	1,7	—	—
Шовковиця (<i>Morus nigra</i> , <i>M. alba</i>)	129	14,6	132	19,7	17	14,7
Яблуна домашня (<i>Malus domestica</i>)	14	1,6	7	0,9	—	—
Пасльон чорний (<i>Solanum nigrum</i>)	—	—	3	0,4	2	2,1
Помідор (<i>Solanum lycopersicum</i>)	5	0,6	—	—	—	—
Цибуля (<i>Allium sativus</i>)	3	0,3	—	—	—	—
Морква (<i>Daucus sativus</i>)	2	0,2	3	0,4	—	—

Висновок

В цілому, у Північно-Західному Причорномор'ї основу харчування дрібних хижих становлять мишоподібні гризуни, плоди диких і культурних рослин. Для живлення великих хижаків велике значення мають дикі та свійські копитні, а також рештки загиблих тварин.

Література

1. Абелєнцев В. І. Куниці // Фауна України. Ссавці. — Київ: Наукова думка, 1968. — Том 1, вип. 3. — 280 с.
2. Гентнер В. Г., Наумов Н. П., Юргенсон П. Б. и др. Млекопитающие Советского Союза. Морские коровы и хищные. — Москва: Высшая школа, 1967. — Том 2, часть 1. — 1004 с.
3. Гурский И. Г. Лисица в Северо-Западном Причерноморье // Экологические основы охраны и рационального использования хищных млекопитающих: Материалы всесоюзного совещания. — Москва, 1979. — С. 181–182.
4. Гурский И. Г. Питание и охотничьи повадки волка // Тезисы докладов 3 съезда Всесоюзного териологического общества. — Москва, 1982. — Том 1. — С. 180–181.
5. Дикий І. В. Борсук (*Meles meles* L., 1758) на заході України (морфологія, поширення, екологія, охорона): Автореф. дис... канд. біол. наук: 03.00.08 / Інститут зоології НАНУ. — Київ, 2004. — 20 с.
6. Доброчаева Д. Н., Котов М. И., Прокудин Ю. Н. и др. Определитель высших растений Украины. — Киев: Наукова думка, 1967. — 546 с.
7. Издебский В. М. Полезный мизо- и энтомофаг Северного Причерноморья // Материалы всесоюзного совещания по экологическим основам охраны и рационального использования хищных млекопитающих. — Москва, 1979. — С. 186–187.

8. *Ииунин Г. И.* Кабан, шакал, лисица и барсук на полузатопленных водами Сырдарьи айдарских солончаках // Бюллетень МОИП. Отд. биол. — 1980. — Том 85, вып. 2. — С. 43–51.
9. *Корнеев А. П.* Енотовидная собака на Украине // Труды Зоомузея Киевского государственного университета. — Киев, 1954. — № 4. — С. 13–72.
10. *Корнеев О. П.* Лисица на Україні // Збірник наукових праць Зоомузею Київського університету. — Київ: Вид-во Київського держ. ун-ту, 1956. — № 5. — С. 23–33.
11. *Корнеев О. П.* Видра на Україні, її екологія та шляхи раціонального використання // Труды Зоомузею Київського державного університету. — 1959. — № 6. — С. 11–26.
12. *Корнеев О. П.* Борсук. — Київ: Урожай, 1967. — 80 с.
13. *Корчмарь Н. Д.* О каменной кунице в Молдавии // Вопросы экологии и практического значения птиц и млекопитающих в Молдавии. — Кишинев, 1962. — С. 64–69.
14. *Корчмарь Н. Д.* О распространении, биологии и хозяйственном значении лисицы в Молдавии // Вопросы экологии и практического значения птиц и млекопитающих в Молдавии. — Кишинев, 1965. — Вып. 2. — С. 85–93.
15. *Лебедева Н. И.* Трофічні зв'язки лисиці звичайної (*Vulpes vulpes* L., 1758) Нижнього Подніпров'я // Питання біоіндикації та екології. — Запоріжжя, 2000. — Вип. 5, № 2. — С. 120–129.
16. *Маяков А. А., Шенель А. И.* Определение вида и пола некоторых млекопитающих по костям таза, голени и бедра // Зоологический журнал. — 1987. — Том 64, Вып. 2. — С. 286–294.
17. *Палваниязов М.* К вопросу изучения питания шакала и лисицы в условиях Каракалпакии // Вестник Каракалпакского филиала АН УзССР. — 1964. — № 3 (17). — С. 76–81.
18. *Пешев Ц.* Храната на лисицата (*Vulpes vulpes* L.) в някои райони на България // Годишник Софийск. ун-т. Биол. фак-т. — 1963–1964 (1965). — Том 58, № 1. — С. 87–119.
19. *Роженко М. В.* Современное состояние популяций хищных млекопитающих в низовьях реки Днестр // Сохранение биоразнообразия бассейна Днестра: Материалы международной научной конференции. — Кишинев, 1999. — С. 199–200.
20. *Селюнина З. В., Москаленко Ю. А.* Питание волка в регионе Черноморского биосферного заповедника // Териофауна России и сопредельных территорий: Материалы 7-го съезда Териологического общества. — Москва, 2003. — С. 312.
21. *Цибуляк Т. П.* Биология лисицы в Молдове: Автореф. дис... канд. биол. наук: 03.00.08 / Ин-т зоол. и физиол. АН ССРМ. — Кишинев, 1990. — 16 с.
22. *Юдин В. Г.* Енотовидная собака Приморья и Приамурья. — Москва: Наука, 1977. — 162 с.
23. *Barbu P.* La nourriture du nyctereute du delta Danube // Rev. roumaine biol. Ser. zool. — 1968. — Vol. 13, № 5. — P. 103–115.
24. *Brugge T.* Prooidierkeuze van wezel Hermelijn en bunzing in relative tot geslacht en lichaamsgrootte // Lutra. — 1977. — Vol. 19, N 1–2. — P. 39–49.

Надійшло до редакції: 23 листопада 2005 р.

УДК (477.63/64)599.74

Антропогенний вплив на популяції хижих ссавців в межах території Середнього Придніпров'я

Надія Ружіленко

Антропогенний вплив на популяції хижих ссавців в межах території Середнього Придніпров'я. — Ружіленко Н. — Проживання більшості видів хижих ссавців залежить від людської діяльності. Відсутність промислу зумовлює зростання чисельності видри річкової, куниці лісової, норки американської. Наслідком перепромислу в попередні десятиріччя стало значне зниження чисельності тхора чорного та витіснення його в урболандшафтах куницею кам'яною. Акліматизація собаки єнотовидного та норки американської в цілому на території Середнього Придніпров'я пройшла успішно.

Ключові слова: діяльність людини, хижі ссавці, синантропізація, акліматизація.

Адреса: Канівський природний заповідник Київського національного університету імені Тараса Шевченка; м. Канів, 19000, Черкаська область, Україна, E-mail: ruzhilenko@rambler.ru.

Anthropogenic influence at carnivorous mammals within the territory of the Middle Dnieper River region. — Ruzhilenko N. — A residence of most carnivorous mammals depend on human activities. Absence of trade catching caused an increase in number of otter, pine marten, American mink. Result of excessive trade-catching in preliminary years is a considerable decrease in number of polecat, its displacement with stone marten in agricultural landscapes. Acclimatization of raccoon dog and American mink at the territory of the Middle Dnieper River region is successful.

Key words: human activities, carnivorous mammals, synanthropization, acclimatization.

Address: Kaniv Nature reserve, Kaniv, Cherkaska Province, 19000, Ukraine. E-mail: ruzhilenko@rambler.ru.

Вступ

Вплив людського суспільства на природу є однією з основних причин змін у середовищі існування більшості видів ссавців, що безпосередньо впливає на розподіл, чисельність та щільність їх популяцій. Населені пункти, які порівняно рівномірно розміщені на території Середнього Придніпров'я, належать переважно до сільського типу. Значний відсоток території (51–68 %) зайнятий агроландшафтами. Практично не залишилося куточків природи, які б не зазнали певних змін. Залишки лісових масивів острівного типу, створення каскаду водосховищ на Дніпрі — далеко не єдиний перелік глобальних змін в природному середовищі дослідженої нами території.

Під водою “морів” зникли значні території природних біотопів, які потенційно могли використовувати для проживання хижі ссавці. В межі котловану Канівського водосховища потрапив і був знищений один з найбагатших за видовим різноманіттям ссавців (у т. ч. хижих) і найкрасивіший за природними даними о. Заріччя з типово зрілою заплавою, який належав Канівському заповіднику. Під час заповнення ложа водосховища водою ті тварини, що вціліли, змушені були переселитися у нетипові для них угіддя. Майже всі ліси даного регіону мають вторинне походження, тобто в минулому зазнали рубок. Фактично назавжди з місцевої фауни випали такі крупні види хижаків як бурий ведмідь, рись, росомаха, які для свого проживання потребують суцільні широколистяні ліси стиглого та перестійного віку (Сокур, 1961; Бойко, 1971; Загороднюк, 2001). На кінець 70–х років минулого століття більшість хижих ссавців Середнього Придніпров'я належали до рідкісних: вовк, куниця лісова, тхір степовий, горностай, ласка, борсук (Бойко, 1971). В цей же період через малу чисельність видри річкової та норки європейської їх екологію в умовах регіону не вивчали.

Результати та їх обговорення

Людська діяльність може як позитивно, так і негативно впливати на життєдіяльність хижих ссавців. Розглянемо це більш докладно, порівнявши зміни видового і кількісного складу хижих ссавців на дослідженій території за період з кінця 70–х років ХХ століття дотепер.

Аборигенні види. Як показали наші дослідження, на території Середнього Придніпров'я значних змін зазнали територіальне розповсюдження і чисельність хижих ссавців. Так, куниця лісова, яку раніше вважали рідкісним і зникаючим видом, тепер стала звичайним видом. За Бойко (1971) причиною низької чисельності цього виду були переважно молоді лісові насадження та надмірний промисел. В даний час куниця лісова щільно заселила не лише масиви широколистяних лісів, але й хвойні деревостани середнього віку. Свій статус — з рідкісного на звичайний — змінила і видра річкова (Ружиленко, 2004). Ми вважаємо, що зростання чисельності цих видів пов'язано, в основному, з відсутністю у останні 5 років (1999–2004 рр.) попиту на хутро усіх мисливських видів хижих ссавців і, у зв'язку з цим, з відсутністю промислу.

Поселення та господарська діяльність людини на тих територіях, які раніше населяли ті чи інші види хижих ссавців, змушували тварин або пристосовуватися до проживання поряд з людиною, або змінювати місцепроживання, що звичайно вело до зниження чисельності окремих видів. В агроландшафтах Середнього Придніпров'я протягом тривалого періоду в скиртах соломи лисиця призвичаїлася влаштуватися як тимчасові сховища, так і виводкові нори (Бойко, 1971, наші дані). В даний час в багатьох господарствах Канівського району солону не закладають на скиртування, а спалюють у валках. Практика скиртування соломи залишається на Лівобережжі в Чернобаївському районі Черкаської області, де і спостерігається таке використання їх лисицями. За свідченнями одного з мисливців, в середині 90–х років ним за допомогою мисливського собаки в Канівському районі виявлено (і підтверджено ловами з капканами) проживання під скиртою соломи чисельної популяції тхора чорного. Усього в одному місці було зловлено більше 40 тхорів.

Наслідки застосування отрутохімікатів в агроландшафтах на диких тварин мало вивчені. Після поїдання оброблених отрутохімікатами рослин на полях буферної зони Канівського заповідника 5 та 16.06.1988 р. спостерігали борсуки, які, скрутившись, лежали вдень у лісовому масиві поряд з полем, носом торкаючись землі (Літопис природи Канівського заповідника, Том XXI). В останні 15 років частину сільгоспугідь у районі Середнього Придніпров'я перестали використовувати за призначенням, закинуті поля заростають самосівом берези і граба. Але в зв'язку зі створенням орендних і фермерських господарств ситуація змінюється на попередню: місцями вже проводиться неконтрольована обробка посівів отрутохімікатами.

Виразну синантропізацію окремих видів хижих ссавців відмічають дослідники як за кордоном, так і в Україні. Вже протягом тривалого періоду побудовані людиною споруди заселяють куниця кам'яна, тхір чорний, лисиця звичайна (Абеленцев, 1968; Waechter, 1975; Рябов, 1977; Harris, 1979, 1981; Page, 1981; Fohrenbach, 1986; Rasmussen et al., 1986). В околицях населених пунктів різного типу (у т. ч. крупних міст) відмічено поселення борсука (Straab, 1987) і вовка (Токарский, Авдеев, 2001). У біотопах окультуреного ландшафту зустрічаються ласка, горностай (Данилов, 1975; Erlinge, 1977). У межах озелених територій великих міст постійно проживають лісова куниця, тхір чорний, ласка, горностай, норка американська (Захаров, 2003).

У районі Середнього Придніпров'я синантропізацію проявляють тхір чорний і куниця кам'яна (Бойко, 1971, наші дані). Лисиця звичайна проживає як у природних, так і в прилеглих до селищ біотопах, рідко — в межах самих населених пунктів (с. Лящівка Чернобаївського р-ну, 2005 р.). Нам відомо про проживання ласки під кіоском в центрі м. Канева. Ласки постійно зустрічаються на садибі Канівського природного заповідника. В м. Канів неодноразово навідувалася видра річкова в липні 1996 р. на бони міської човнової станції, де спокійно поїдала рибу (Літопис природи Канівського заповідника, Том XXIX). Горностай відмічений нами за відбитками лап на дачній ділянці приватного сектора і в околицях Канева (2003 р.). В населених пунктах лисиця часто добуває домашню птицю. Нам відомий випадок, що стався на садибі одного з жителів Канева, будинок якого розташований поблизу лісового масиву (2001 р.): після того, як домашні кури неодноразово ставали здобиччю лисиці, господар в одному з урвищ знайшов поселення лисиці з виводком і забив нору гіллям. Наступного дня лисиця передала всіх курей з двору цього чоловіка.

Відмічено випадки, коли за вовчентами, яких люди забирали з лігвищ, дорослі вовки приходили до околиць населених пунктів (с. Велика Бурімка, 1985 р.). В даному випадку людина сама провокує тварин до неадекватних дій. Особливо непрості відносини складаються між людьми і хижакими в межах населених пунктів, адже жертвами хижаків часто стають домашні птахи або кролі. Особливо потерпає від хижих ссавців молодняк птиці, втрати якого часто перевищують десяток голів протягом короткого часу. Як наслідок, людина застосовує всі методи лову або відстрілює цих тварин протягом усього року.

За даними М. Я. Бойка (1971), тхір чорний порівняно з куницею кам'яною, був більш чисельним видом (у 2 рази) в населених пунктах різного типу. Стрімке падіння заготовок шкурок тхора відмічено на дослідженій території з 1956 року. На думку дослідника, причиною цього стало дуже високе промислове навантаження на популяцію тхора (біля 70 %). Також, велика кількість тварин даного виду була знищена населенням поза промислом. За даними наших досліджень, в населених пунктах Середнього Придніпров'я домінуючим видом тепер є куниця кам'яна. Тхір чорний і в природних стаціях є малочисельним видом.

Надмірний промисел на території Середнього Придніпров'я призвів до загрозливого стану чисельності видри річкової, куниці лісової і борсука. Не припиняється добування борсука заради лікувального жиру і в наш час. Наслідком в минулому "масової боротьби" з ховраками, розорювання та заліснення балок, непродуманого застосування отрутохімікатів в агроландшафтах є досить низька чисельність тхора степового в наш час. В результаті всі вищезазвані види, окрім лісової куниці, потрапили на сторінки останнього видання Червоної книги (Щербак, 2004). Протягом всього періоду досліджень в регіоні проводять відстріл вовка і знищення його виводків.

Тимчасовий період відсутності промислу на хутрових звірів закінчується. Згідно з проведеннями нами опитуваннями, 2004 р. у зв'язку з попитом на внутрішньому ринку, розпочалося неліцензійне добування видри річкової в районі Дніпродзержинського водосховища, в 2005 р. — видри річкової і куниці лісової на Лівобережжі в Чорнобаївському районі Черкащини. Не виключено збільшення найближчим часом ціни на шкурку куниці кам'яної і лисиці звичайної. Ми навели лише окремі приклади, але ця проблема вже виникла і стосується всього Середнього Придніпров'я.

Адвентивні види. Ще один аспект активного втручання людини в природу — акліматизація тварин. В Україні адвентивними видами серед хижих ссавців є єнотовидний собака та норка американська, штучно переселені людиною з інших місць з метою збагачення мисливської фауни (для огляду див. Загороднюк, 2001). Вперше 4 особини єнотовидного собаки випущено у природні стації 1928 р. у Полтавській області, масово (партиями) цих тварин випускали на волю зі звіроферм в 1941 р. в цій же області, а також у Черкаській і Кіровоградській областях. На початку 60-х років ХХ ст. єнотовидний собака став звичайним видом місцевої фауни (Корнеев, 1954). Після успішного розмноження та розселення цього хижака по всіх районах Середнього Придніпров'я зареєстровано спад його чисельності, який продовжувався і в кінці 70-х років (Бойко, 1971). Сучасними дослідженнями встановлено (Ружіленко, 2003; Ружіленко, 2004), що в типових стаціях заплави Дніпра та його приток єнотовидний собака є фоновим та чисельним видом.

Про акліматизаційний період норки американської ми робимо висновки на підставі спостережень за цим видом у Канівському заповіднику та його околицях. Природним популяціям норки американської у Черкаській області дали початок тварини, що втекли зі звіроферми "Мошногір'я", що у 30 км від заповідника, між Каневом і Черкасами. Перша достовірна знахідка норки американської на правобережній частині заповідника мала місце 1978 р. (дані зоолога М. Н. Євтушевського). До того часу норку американську візуально спостерігали на луках поблизу с. Пекарі в околицях заповідника у 1971 і 1973 рр., а масово вид відмічений вище гирла р. Рось у 1977–1978 рр. На заплавному о. Круглик (верхня частина Кременчуцького вдсх.) зростання чисельності норки американської відмічене з 1982 до 1987 рр. Очевидно, що норка мігрувала на острів Круглик з правого берега Дніпра, оскільки протягом цього ж періоду відмічено візуальні зустрічі та сліди перебування тварин в лісових масивах правобережної частини заповідника. У 1987–1988 рр. норку масово реєстрували і на Зміїних островах (Канівське вдсх.), що дає підставу вважати проникнення норки американської на лівобережні ділянки Дніпра вже наприкінці 80-х років ХХ ст.

Виводки норки американської за відбитками лап та візуально відмічали в нагірній частині заповідника в 1983 р. в ур. Мар'їн яр (дані С. С. Ловкова), а на заплавному о. Круглик у 1983, 1985, 1987 рр. На околиці м. Канів у 1983 р. виявлено молодняк приблизно двотижневого віку норки американської у кількості 12 особин, з яких одна особина потрапила до нас, і мала вона платинове забарвлення хутра. За даними проведених нами обстежень в 2004–2005 рр., норка американська є чисельним видом на Зміїних островах у Канівському водосховищі (Ружіленко, 2005), вздовж р. Рось, на о. Плавучий в Кременчуцькому водосховищі. На більшій частині острівних заплавних територій Кременчуцького та Дніпродзержинського водосховищ цей вид є або нечисельним, або рідкісним. За нашими даними, чисельність норки американської на окремих заплавних островах у верхній частині Дніпровського плеса (о. Шелестів, о. Просеред) протягом 2005 р. зростала.

Власне акліматизацією вважають закріплення адаптацій на рівні не окремих особин, а всієї популяції (Литус, 1986). Для єнотовидного собаки такими адаптаціями в нових умовах проживання стали: 1) заселення хвойних насаджень як нетипових біотопів на початковій стадії акліматизації; 2) самостійне виривання нір на легких супіщаних ґрунтах; 3) покращення якості хутра (Бойко, 1971); 4) формування субпопуляцій з дуже високою щільністю населення в оптимальних біотопах заплавних територій; 5) широка еврифагія (Корнеєв, 1954; Бойко, 1971); 6) різноманітний вибір сховищ на період зими та можливість цілорічного проживання у відкритих біотопах; 7) часті випадки колоніального поселення в умовах заплави; 8) співіснування в сумісних поселеннях з лисицею звичайною та борсуком. Негативні наслідки акліматизації єнотовидного собаки такі: 1) включення цього виду в кругообіг захворювання на сказ (Шевченко, Щербак, 1978); 2) знищення промислових видів птахів (Бойко, 1971). У зв'язку з цим окремі мисливські господарства керуються директивами на цілорічне знищення єнотовидного собаки.

Норка американська також набула ряд корисних пристосувань в нових умовах проживання: 1) можливість колоніального поселення в оптимальних місцях; 2) використання різних сховищ, самостійне виривання нір. Негативним наслідком акліматизації даного виду є витіснення з потенційних місць проживання норки європейської (Youngman, 1982; Воронов и др., 1982; Терновский, Терновская, 1988; Рябов и др., 1991).

Висновки

Антропогенний вплив на популяції хижих ссавців на території Середнього Придніпров'я проявляється у вигляді нерівноцінного протистояння людини та тварин, і його можна оцінити як негативний процес.

Синантропізація окремих видів хижих ссавців є наслідком пристосування тварин до поселень людини як місць проживання і стабільної кормової бази. В свою чергу, людина у відповідь на завдану хижакими шкоду знищує їх протягом всього року, включаючи і виводковий період. Таке негуманне і жорстке відношення людини до тварин, яке, у свою чергу, може вести до змін видового складу, щільності населення і структури популяцій окремих видів хижих ссавців.

Наслідком тимчасової відсутності на ринку попиту на хутро є стрімке зростання чисельності ряду цінних мисливських видів хижих ссавців, що окреслює шляхи до відновлення їх в природі в разі загрозливого стану чисельності. Актуальним залишається і раціональне використання людиною природних ресурсів в місцях проживання хижих ссавців.

Результати акліматизації єнотовидного собаки і норки американської у Середньому Придніпров'ї в цілому можна вважати успішними, хоча негативні наслідки цього є очевидними.

Література

- Абеленцев В. І. Фауна України. Ссавці. Куниці. — Київ: Наукова думка. — 1968. — 280 с.
- Бойко Н. Я. Экология хищных зверей Среднего Приднепровья, их хозяйственное значение и практическое использование: Автореф... канд. биол. наук. — Львов, 1971. — 21 с.
- Данилов Н. И. Охотничьи территории некоторых видов куньих и кошачьих // Тр. 2-го Всес. совещ. по млекопитающим. — Москва: Моск. ун-т, 1975. — С. 112–116.
- Загороднюк І. Склад та історичні зміни фауни хижих ссавців України // *Novitates Theriologicae*. — 2001. — Pars 4. — С. 14–17.

- Захаров К. В. Территории природного комплекса Москвы как места обитания кунных // Биология — наука XXI века: 7-я Пушкинская школа-конференция молодых ученых, Пушкино, 14–18 апр., 2003: Сборник тезисов. — Пушкино, 2003. — С. 171.
- Корнеев А. П. Енотовидная собака на Украине (Результаты работ по акклиматизации // Труды Зоомузея КГУ. — 1954. — № 4 (Отд. оттиск). — 72 с.
- Литус И. Е. Акклиматизация диких животных. — Киев: Урожай, 1986. — 192 с.
- Ружиленко Н. С. Щільність населення енотовидного собаки на островах каскаду водосховищ в районі середньої течії Дніпра // Проблеми збереження ландшафтного, ценотичного та видового різноманіття басейну Дніпра. Зб. наук. праць до 75-річчя заповідника “Михайлівська цілина”. — Суми, 2003. — С. 155–157.
- Ружиленко Н. С. Хищные млекопитающие островных территорий Среднего Приднепровья // Уч. зап. Таврического нац. ун-та им. В. И. Вернадского. Биология, химия. — 2004. — Том 17 (56), № 2. — С. 109–114.
- Ружиленко Н. С. Територіальне розміщення та чисельність норки американської в зимовий період на Зміїних островах Канівського природного заповідника // Современные проблемы зоологии и экологии. Матер. междунар. конф., 22–25 апреля 2005 г., г. Одесса. — Одесса. — 2005. — С. 239–240.
- Рябов Л. С. Каменная куница в городе Воронеже // Бюл. Моск. о-ва испыт. природы. Отд. биол. — 1977. — 81, № 3. — С. 12–22.
- Рябов Л., Лавров В., Соколов М. Европейская и американская норки // Охота и охотн. хоз-во. — 1991. — № 12. — С. 12–15.
- Сокур И. Т. Млекопитающие фауны Украины (исторические изменения, экология, практическое значение и пути рационального использования): Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. — Харьков, 1961. — 17 с.
- Терновский Д., Терновская Ю., Воронов В. и др. Проблема европейской норки // Охота и охотн. хоз-во. — 1982. — № 10. — С. 10–11.
- Терновский Д. В., Терновская Ю. Г. Сохранение русской (европейской) норки, исчезающей из мировой фауны // Редк. наземн. позвоночные Сибири. Матер. совещ., пос. Шушенское, 17–21 марта 1986 г. — Новосибирск, 1988. — С. 246–248.
- Токарский В., Авдеев А. Волк и человек на территории Харьковской области // Novitates theriologicae. — 2001. — Pars 4. — С. 35–36.
- Шевченко Л. С., Щербак Ю. Н. О роли енотовидной собаки в природных очагах бешенства // 2-й Международный териологический конгресс. — Брно, 1978. — С. 307.
- Щербак М. М. (ред.) Червона книга України. Тваринний світ. — Київ: Українська енциклопедія ім. М. П. Бажана, 1994. — 464 с.
- Erlinge S. Spacing strategy in stoat *Mustela erminea* // Oikos. — 1977. — 28, № 1. — P. 32–42.
- Fohrenbach H. Marder im Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden // Forschungsber. Nationalpark Berchtesgaden. — 1986. — № 11. — S. 52–55.
- Harris S. Age-related fertility and productivity in red foxes, *Vulpes vulpes*, in suburban London // J. Zool. — 1979. — 187, № 2. — P. 195–199.
- Harris S. An estimation of the number of foxes (*Vulpes vulpes*) in the city of Bristol, and some possible factors affecting their distribution // J. Appl. Ecol. — 1981. — 18, № 2. — P. 455–465.
- Page R. G. C. Dispersal and population density of the fox (*Vulpes vulpes*) in an area of London // J. Zool. — 1981. — 194, № 4. — P. 485–491.
- Rasmussen A. M., Madsen A. B., Asferg T. etc. Undersgelser over husmaren (*Martes foina*) i danmark // Dan. BI Vildtunders / Vildtbiol. Stat. Kalo. — 1986. — № 41. — P. 1–39.
- Straab V. Der Schflufner // Natur (BRD). — 1987. — № 6. — S. 70–74.
- Waechter A. Ecologie de la fouine en Alsace // Terre et vie. — 1975. — 29, № 3. — P. 399–457.
- Youngman P. M. Distribution and systematics of the European mink, *Mustela lutreola* Linnaeus 1761 // Acta zool. fenn. — 1982. — № 166. — 48 pp.

Надійшло до редакції: 24 грудня 2005 р.

УДК 630*2.639.1:599.735.34

Вплив пірогенних сукцесій на мисливську теріофауну боліт РЛП "Міжрічинський"

Андрій Сагайдак, Микола Самчук

Вплив пірогенних сукцесій на мисливську теріофауну боліт РЛП "Міжрічинський". — Сагайдак А.¹, Самчук М.² — Наведено результати дослідження впливу пожеж на кормову базу мисливської теріофауни РЛП «Міжрічинський». Виконано порівняльну оцінку видового складу і запасу природних кормів на згарищах та контрольних ділянках в різних типах болотяних угідь. Внаслідок пірогенних сукцесій відбувається зменшення видового різноманіття кормів і збільшення їх запасу. Відповідно, спостерігається збільшення чисельності окремих видів тварин, при одночасному збідненні фауністичного різноманіття.

Ключові слова: мисливські угіддя, болота, пірогенна сукцесія, кормова база, мисливська теріофауна.

Адреса: ¹ — Лісогосподарський факультет, Національний аграрний університет, вул. Генерала Родімецева, 19, Київ, 03041, Україна. ² — Інститут зоології ім. І. Шмальгаузена НАН України, вул. Б. Хмельницького 15, м. Київ, 01601, Україна. E-mail: forestry_chair@twin.nauu.kiev.ua.

Influence of pyrogenic successions on game theriofauna of marshes in RLP "Mizhrichinskiy". — Sagaydak A.¹, Samchuk M.² — Results of research of influence of fires on the forage reserve of game theriofauna in Regional Landscape Park "Mizhrichinsky" are given. A comparative estimation of species composition and supply of natural forages on sites of fire and control areas in different types of marsh lands is executed. Reduction of species diversity of forages and increase of their number have a place as a result of pyrogenic successions. Accordingly, there is an increase in quantity of some species of mammals with a simultaneous decrease of the faunistical diversity.

Key words: game lands, bogs, marsh pyrogenic succession, natural foods, fauna of game mammals'.

Address: ¹ — Forestry Department, National Agricultural University, Generala Rodimtseva str. 19, Kyiv, 03041, Ukraine; ² — Schmalhausen Institute of Zoology NASU, Bohdan Khmelnytsky str., 15, Kyiv, 01601, Ukraine. E-mail: forestry_chair@twin.nauu.kiev.ua.

Вступ

В Українському Поліссі болота є важливою складовою частиною ландшафту. Разом із прибережно-водною, лучною та лісовою рослинністю вони утворюють цілісні природні комплекси, що є місцеселенням багатьох видів — представників мисливської теріофауни. Проте, на сьогодні із 550 тис. га поліських торфових боліт близько 45 % зазнали впливу осушувальної меліорації (Балашев і др., 1982), а отже можуть бути віднесені до категорії антропогенних ландшафтів.

Головним завданням меліорації було збільшення площ сільськогосподарських угідь (орних земель, сіножатей та пасовищ), проте продуктивність осушених боліт часто була нижче очікуваної, тому, після реформування аграрного сектору, вони втратили своє господарське значення. Осушувальні системи залишилися без догляду, що призвело до неконтрольованого коливання рівня води та, як наслідок, поширення пожеж.

Пройдені пожежами болота перший час являють собою вологі пустирі. Мисливодство — це чи не єдиний вид господарської діяльності, що дає змогу отримати прибуток із вказаних земель без їх докорінного поліпшення. Для ефективного ведення господарства і формування оптимального видового і кількісного складу мисливської фауни необхідно знати потенційну продуктивність угідь, ступінь їх екологічної придатності для певних видів.

Даним темам присвячено багато публікацій, проте більшість дослідників основну увагу приділяють вивченню лісових ценозів (Козловский, 1971; Юргенсон, 1973; Дежкін, Сабліна, 1984). І якщо вплив лісових пожеж на мисливську теріофауну є більш-менш дослідженим (Козловский, 1971; Спурр, Барнес, 1984), то вплив пірогенних сукцесій боліт потребує детального вивчення.

Методика досліджень

Певні дослідження в даному напрямку були проведені на базі регіонального ландшафтного парку "Міжріччинський", що належить до торфово-болотного району Придніпровського Полісся (Бачуріна, 1964). Нами проведено рекогносцирувальне обстеження 10 окремих болотних масивів, площею від 10 до 1200 га, із яких 8 частково пройдено пожежами, що дало змогу застосувати порівняльні методи. Запаси гілкового корму і зеленої маси трав'янистих рослин визначали за стандартними методиками (Козловский, 1971; Боровик, 1975). При визначенні кількості кормових видів трав'янистих рослин до уваги взято лише ті, що добре поїдаються мисливською фауною, за умови участі їх у травостой не менше 10 %. Чисельність і видовий склад мисливської теріофауни на ділянках визначали комбінованим методом (облік слідів життєдіяльності, зустрічей з тваринами, за голосами тощо — відповідно до конкретних умов) без визначення абсолютних показників.

Результати та обговорення

В ході рекогносцирувальних обстежень виявилось, що всупереч поширеній думці про безумовну шкідливість пожеж на болотах (Боч, Мазинг, 1979; Литвинов, Іванов, 2003), цілком можливим є отримання певного позитивного ефекту для мисливського господарства від наявності заростаючих згарищ. Так, навіть, при окомірному оцінюванні запасу кормів помітно, що згарища часто є більш продуктивними мисливськими угіддями ніж вихідні угруповання. За умови, що пожежею пошкоджено лише трав'яно-моховий ярус і торф на незначну (до 5–10 см) глибину, рослинність відновлюється швидко. Найбільша кількість доступного копитним тваринам корму (пагони осики (*Populus tremula* L.), зелені частини та суцвіття зніту болотяного (*Epilobium palustre* L.), пухівки піхвової (*Eriophorum vaginatum* L.) тощо) спостерігались через 2–4 роки після пожежі. Саме такого віку згарища ми брали для порівняння з ділянками, що не згоріли (табл. 1).

В таблиці 1 представлено результати, отримані на пробних площах, що закладені у чотирьох найбільш поширених в умовах парку мисливсько-господарських типах боліт (Сагайдак, 2005).

Порівняння видового складу згорілої та незгорілої ділянок чорно-вільхового болота свідчить про зменшення кількості видів, як деревних, так і трав'янистих рослин. Якщо до пожежі звичайними були: вільха чорна (*Alnus glutinosa* L.), крушина ламка (*Frangula alnus* Mill), верба попеляста (*Salix cinerea* L.), смородина чорна (*Ribes nigrum* L.), багатий трав'яний покрив з пануванням осоки видовженої (*Carex eleongata* L.), після пожежі лишилося чисте вільхове насадження з рідким підліском із верби попелястої та суцільним покривом із кропиви дводомної (*Urtica dioica* L.). Враховуючи короткий період поїдання кропиви тваринами, можна говорити про збіднення кормової бази внаслідок пожежі, незважаючи на кількісне збільшення фітомаси трав'яного покриву.

Відповідно відбулися зміни і в мисливській теріофауні. До пожежі звичайними для такої ділянки були: лось (*Alces alces* L.), олень благородний (*Cervus elaphus* L.), козуля (*Capreolus capreolus* L.) та кабан (*Sus scrofa* L.). згарище ж відвідується лише кабанамі.

В умовах осоково-трав'яного болота на незгорілій ділянці є досить густий травостій з пануванням осоки пухирчастої (*Carex vesicaria* L.), стрункої (*Carex gracilis* Curt.), носатої (*Carex rostrata* Stokes), окремими купинами осоки омської (*Carex omskiana* Meinsh.), звичайним є вербозілля (*Lysimachia vulgaris* L.), плакун (*Lythrum salicaria* L.), калюжниця болотна (*Caltha palustris* L.). Деревні рослини практично відсутні, лише поодинокі зустрічається пригнічена вільха чорна. Кормова цінність такої ділянки невисока. На згарищі, в таких умовах, сформувались дуже продуктивні угіддя, внаслідок заростання осики сходами (до 250 пагонів на 1 м²), іван-чаєм вузьколистим (*Chamenerion angustifolium* L.) та знітом болотяним (*Epilobium palustre* Schreb.). В окремих місцях, де торф вигорів на значну глибину (0,5–0,7 м), утворилися невеликі водойми, що заростають рогозом вузьколистим (*Typha angustifolia* L.) — цінною у кормовому відношенні рослиною.

Таблиця 1. Характеристика видового складу мисливської теріофауни та кормової бази в різних типах болотяних мисливських угідь

Тип болотяних мисливських угідь		Кількість видів мисливської теріофауни	Кількість кормових видів		Запаси кормів	
			Дерева і чагарники	Трав'янисті рослини і чагарнички	Деревно-гілкових, кг/га (сирої маси)	Запаси кормів трав'яних, кг/га (повітряно-сухий стан)
Чорновільхове болото	Природний стан	4	4	6	316	230
	Згарище	1	2	1	93	1120
Осоково-трав'яне болото	Природний стан	2	–	7	–	960
	Згарище	3	1	2	816	1480
Високотравне болото (очеретяне)	Природний стан	3	–	1	–	4640
	Згарище	3	–	1	–	5080
Сосново-сфагнове	Природний стан	3	2	3	240	130
	Згарище	1	1	1	110	280

Звичайно, болотяні осичники та лозняки, що, як правило, мають пірогенне походження (Пешкова, 1978) приваблюють типових дендрофагів таких, як лось. Прилегли до меліоративних каналів ділянки інтенсивно освоює бобер (*Castor fiber* L.). Частіше став відмічатися кабан, який поїдає кореневища рогозу, іван-чаю та зніту. Тут дані наших досліджень збігаються з думкою Ю. І. Мельникова та М. Д. Іполітова (2003), які вважають, що виживання кабана у зимовий період на півночі ареалу залежить від наявності болотяних згарищ, зарослих іван-чаєм вузьколистим.

Високотравне болото по берегу водойми, з виключним пануванням очерету (*Phragmites communis* Trin.), внаслідок пожежі практично не змінилося, оскільки нижні частини рослин (кореневища) занурені у воду. Згоріли лише відмерлі частини рослин. Таке розрідження травостою позитивно вплинуло на чисельність дрібної водоплавної дичини, що приваблює енотоподібного собаку (*Nyctereutes procyonoides* Gray). Після пожежі вихід зеленої маси із 1 га збільшився майже на 10 %, відповідно покращилася кормова база для ондатри (*Ondatra zibethica* L.) та кабана. В даному випадку, результати наших спостережень дещо суперечать думці В. П. Литвинова та М. В. Іванова (2003), які вказують на негативний вплив пожеж на популяцію кабана в очеретяних заростях дельти Волги. На нашу думку, це пояснюється відмінністю у структурі мисливських угідь.

Сосново-сфагнове болото в незгорілій частині являє собою рідколісся із пригніченої сосни (*Pinus silvestris* L.) до 2–3 метрів заввишки з домішкою берези пухнастої (*Betula pubescens* Ehrh.). Трав'яно-чагарничковий ярус представлений пухівкою піхвовою (*Eriophorum vaginatum* L.), андромедою (*Andromeda polifolia* L.), журавлиною (*Oxycoccus palustris* Pers.). Згоріла ділянка характеризується відсутністю сосни і чагарничків. Суцільний покрив утворює пухівка піхвова, місцями зустрічається поросль берези. Мисливська теріофауна в незгорілій частині сосново-сфагнового болота бідна. Як правило, таких ділянок тримається лось, зрідка відмічалися козуля та кабан. Після пожежі згарища відвідувалися лише лосем.

Висновки

В умовах РЛП "Міжрічинського" пожежі впливають на структуру рослинного покриву боліт, отже змінюють умови існування мисливських тварин.

Характер впливу пожеж на структуру рослинного покриву залежить від їх інтенсивності та видного типу болотяної рослинності.

Збільшення кормової продуктивності мисливських угідь, внаслідок пірогенних сукцесій найбільш виражене на осоково-трав'яному та високотравному типах боліт, тобто там, де швидко йде відновлення рослинності.

На лісових болотах пожежа викликає деяке зниження продуктивності.

В усіх розглянутих типах боліт, після пожежі відбувається збіднення видового різноманіття кормів. Збільшення ж кормової продуктивності угідь відбувається за рахунок лише одного-двох типово сукцесійних видів. В таких випадках відповідною є реакція з боку мисливської теріофауни — відбувається збільшення чисельності (частіше за рахунок концентрації на згарищах) кількох окремих видів при зменшенні фауністичного різноманіття.

Література

- Бачуріна Г. Ф.* Торфові болота Українського Полісся. — Київ: Наукова думка, 1964. — 208 с.
- Боровик А. А.* Методика определения кормовой продуктивности лесных угодий // Беловежская Пуща. — Минск: Урожай, 1975. — Вып. 9. — С. 36–44.
- Боч М. С., Мазинг В. В.* Экосистемы болот СССР. — Ленинград: Наука, 1979. — 188 с.
- Дёжкин В. В., Саблина Т. В.* Охотничье-промысловая териология в СССР // Териология в СССР. — Москва: Наука, 1984. — С. 228–261.
- Изменение растительности и флоры болот УССР под влиянием мелиорации / Балашев Л. С., Андриенко Т. Л., Кузьмичёв А. И., Григора И. М.* — Київ: Наукова думка, 1982. — 292 с.
- Козловский А. А.* Лесные охотничьи угодья. — Москва: Лесная промышленность, 1971. — 160 с.
- Литвинов В. П., Иванов М. В.* Воздействие пожаров на популяцию кабана низовой дельты Волги // Териофауна России и сопредельных территорий (VII съезд Териологического общества): Материалы международного совещания (6–7 февраля 2003 г., Москва). — Москва, 2003. — С. 196.
- Мельников Ю. И., Ипполитов М. Д.* Зимние стаии переживания кабана на границе ареала в Восточной Сибири // Териофауна России и сопредельных территорий (VII съезд Териологического общества): Материалы международного совещания (6–7 февраля 2003 г., Москва). — Москва, 2003. — С. 208–209.
- Пешкова Г. И.* Растительный покров болот северо-запада Калужской области и его динамика // Генезис и динамика болот. — Москва: Изд-во Московского университета, 1978. — Вып. 1. — С. 145–148.
- Сагайдак А. В.* Деталізація типології угідь регіонального ландшафтного парку “ Міжрiчинський ” для мисливської теріофауни // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Біологія. — Ужгород, 2005. — Випуск 17. — С. 70–73.
- Спурр С. Г., Барнес Б. В.* Лесная экология: Пер. с 3-го англ. издания / Под ред. С. А. Дырнкова. — Москва: Лесная промышленность, 1984. — 480 с.
- Юргенсон П. Б.* Биологические основы охотничьего хозяйства в лесах. — Москва: Лесная промышленность, 1973. — 176 с.

Надійшло до редакції: 18 грудня 2005 р.

УДК 599.42/44 (476.5)

Новые данные относительно фауны рукокрылых Белорусского Поозерья

Алексей Шпак

Нові дані щодо фауни кажанів Білоруського Поозер'я. — Шпак А. — Представлено результати теренових досліджень, проведених у період з травня до серпня 2005 р. на екологічноємних природних комплексах Білоруського Поозір'я. Використано комплекс стандартних хіроптерологічних методів. Загалом зловлено 96 особин 4-х видів кажанів. Проведений аналіз видової структури і біотопних преференцій дозволив виявити деякі нетипові особливості фауни.

Ключові слова: кажани, фауна, Білоруське Поозір'я, екологічноємні природні комплекси.

Адреса: Кафедра зоології, Біологічний факультет, Беларуський державний університет, пр-т Незалежності, д. 4, Мінськ, 220050, Беларусь. E-mail: dverg@mail.ru.

New data on bat fauna of Belarusian Poozer'a. — Shpak A. — Results of field investigations carried out in the period from May till August of 2005 on ecologically capacious natural complexes of Belarusian Poozer'e are presented. A complex of standard chiropterological methods was used. In total, 96 individuals of 4 species of bats were captured. The analysis of species structure and biotopical predilections enabled to reveal some atypical features of the fauna.

Key words: bats, fauna, Belarusian Poozeria, ecologically capacious natural complexes.

Address: Department of Zoology, Biological Faculty, Belarus State University, 4 Nezavisimosti prospect, Minsk, 220050, Belarus. E-mail: dverg@mail.ru.

Введение

Несмотря на то, что рукокрылые занимают довольно значительное место в териофауне Беларуси (17 видов, что составляет около 25 % всех млекопитающих), эта группа животных долгое время была незаслуженно обойдена вниманием исследователей. По сей день в Беларуси издана лишь одна фундаментальная сводка, посвященная рукокрылым, принадлежащая перу А. Н. Курскова (1981), которая в течение длительного срока продолжает оставаться настольной книгой любого белорусского специалиста, изучающего эту группу животных.

Описание района исследований

В основу представляемой работы легли результаты исследований, проведенных в мае-августе в экологически емких природных комплексах Белорусского Поозерья. Выбор района исследования мотивировался, в первую очередь, уникальными природными комплексами, сформировавшимися по мере отступления последнего поозерского оледенения (Марцинкевич и др., 2001).

Поозерская провинция расположена на севере республики по линии Гродно — Сморгонь — Докшицы — Лепель — Сенно и занимает 18,7 % территории Беларуси. В ландшафтном отношении, по мнению О. Ф. Якушко (1986), наиболее характерным для этой зоны является наличие большого количества озер, представляющих собой специфические (аквальные) комплексы. Естественная растительность представлена лесами (до 33 %), с преобладанием сосновых (58 %) и мелколиственных (19 %) формаций (Марцинкевич, Клицунова, 1989). Характерная особенность лесной растительности — значительное распространение еловых и широколиственно-еловых лесов (Марцинкевич и др., 2001).

Согласно данным из литературы, изучаемый регион охватывают ареалы 14 видов летучих мышей, однако за всю историю изучения рукокрылых в Белорусском Поозерье обнаружено только 9 видов (Курсков, 1981; Пикулик, Демянчик, 1999).

Материалы и методы

В течение полевого сезона проведено исследование ряда модельных экологически емких комплексов биотопов, таких как: хвойно-мелколиственные леса, долины рек и озер, болотные комплексы, антропогенные комплексы. В ходе работы использованы стандартные хироптерологические методы, такие как: непосредственное наблюдение, поиск и осмотр убежищ, отлов колоний и единичных особей паутинными сетями с их последующей прижизненной биометрической обработкой.

Результаты и их обсуждение

За время работы отловлено 96 особей рукокрылых, принадлежащих к 4 видам: рыжая вечерница (*N. noctula*) — 76 экз. (79,1 %), лесной нетопырь (*P. nathusii*) — 13 экз. (13,6 %), нетопырь-карлик (*P. pipistrellus*) — 3 экз. (3,1 %), водяная ночница (*M. daubentonii*) — 4 экз. (4,2 %).

Отсюда можно сделать предварительный вывод, что доминирующим видом рукокрылых изучаемого региона является рыжая вечерница, широко распространенная по всей территории республики. Среди субдоминантов обращает на себя внимание сравнительно большой процент лесного нетопыря, который описан в литературе как обычный вид для всей территории Беларуси.

При анализе биотопической приуроченности выяснено, что для пищедобывающей деятельности большинство отловленных охотящихся экземпляров (38 особей 4-х видов) предпочитали долины рек и озер, а также антропогенные комплексы. Несколько меньшее количество рукокрылых отловлено в хвойно-мелколиственных биотопах (18 особей 3-х видов — *N. noctula*, *M. daubentonii*, *P. nathusii*) и, наконец, крайне низкая активность рукокрылых отмечена в болотных комплексах (3 особи *N. noctula*). Судя по всему, такая структура распределения отражает степень доступности пищевых ресурсов для рукокрылых.

Несколько иная картина наблюдается при анализе биотопических предпочтений в выборе убежища. Большинство найденных нами колоний и отдельных особей летучих мышей предпочитало антропогенные комплексы (25 особей 4-х видов), 12 особей 4-х видов обнаружено в естественных убежищах хвойно-мелколиственных биотопов. На болотных комплексах рукокрылые нами не обнаружены. Полученные результаты подтверждаются нашими предыдущими исследованиями (Шпак, Каштальян, 2005) и позволяют сделать вывод о довольно большой степени условности разделения рукокрылых на экологические группы, согласно их предпочтениям в выборе убежищ.

Литература

- Курсков А. Н. Рукокрылые Белоруссии. — Минск: Наука и техника, 1981. — 135 с.
- Марцинкевич Г. И., Клишунова Н. К. (ред.). Ландшафты Белоруссии. — Минск, 1989.
- Марцинкевич Г. И., Клишунова Н. К., Счастливая И. И., Якушко О. Ф. Теоретические проблемы и результаты комплексного географического районирования территории Беларуси // Выбранные научные работы Белорусского государственного университета. — Минск, 2001. — Том 7. — С. 333–356.
- Пикулик М. М., Демянчик М. Г. Современный состав, стратегии изучения и охраны рукокрылых Беларуси // Структурно-функциональное состояние биологического разнообразия животного мира Беларуси: Тезисы докладов VIII зоологической научной конференции. — Минск, 1999. — С. 84–87.
- Шпак А. В., Каштальян А. П. Материалы к изучению фауны рукокрылых Березинского биосферного заповедника // Биология — наука XXI века: Тезисы докладов 9-й Международной Пущинской школы-конференции молодых ученых “Биология — наука XXI века”. — Пущино, 2005. — С. 319.
- Якушко О. Ф. Принципы выделения и классификации аквальных ландшафтов // Вестник Белорусского ун-та. Сер. 2. — 1986. — № 1. — С. 52–56.

Надійшло до редакції: 23 грудня 2005 р.

УДК 599.322.(477)

Динамика численности сурка (*Marmota bobac* Muller, 1776) на территории заповедника «Стрельцовская степь»

Евгений Боровик

Динаміка чисельності бабака (*Marmota bobac* Muller, 1776) на території заповідника «Стрільцівський степ». — Боровик Є. — Простежено багаторічну динаміку щільності розподілу родинних ділянок бабака. Відмічено зниження чисельності популяції бабака у відділенні «Стрільцівський степ» з 1500 голів у 1985 році, до 25 голів у 2005 р. Причиною цього є порушення вікової структури популяції, що викликано резерватними змінами рослинного покриву. Зараз, розробка, а головне — практичне втілення ефективного режиму регулювання екосистем є найгострішою проблемою заповідника. При управлінні степовими екосистемами потрібно використовувати такі засоби, як пали і пасіння по отаві.

Ключові слова: родинна ділянка, щільність розподілу, резерватні зміни.

Адреса: Луганський природний заповідник НАН України, вул. Рубіжна 95, с. Станично-Луганське–2, Луганська обл., 93602, Україна. E-mail: borovyk@mail.ru.

Dynamics of number of the marmot (*Marmota bobac* Muller, 1776) at the territory of "Striltsivsky steppe" natural reserve. — Borovyk Ye. — A perennial dynamics of density of a distribution of family settlements of the steppe marmot was traced. A reduction of number of the marmot's population at the considered territory of the reserve from 1500 animals in 1985 to about 25 animals in 2005 was established. This phenomenon is caused by the destroying of age structure of the population that was induced with reservation successions of a vegetative cover. At the moment, development and, more importantly, practical realization of effective mode of ecosystem regulation is the most critical problem of the reserve. In the management of steppe ecosystems it is necessary to use such methods as periodic fire and a pasture on an aftergrass, a moderate pasture.

Key words: family field, density of settlements, reservation successions.

Address: Luhansky Natural Reserve, National Academy of Sciences of Ukraine, 95 Rubizhna str., Stanychno-Luhanske–2, Luhansk Province, 93602, Ukraine. E-mail: borovyk@mail.ru.

Вступление

Целью данной работы явилось выяснение современного состояния популяции сурка на территории заповедника «Стрельцовская степь», входящего в состав Луганского природного заповедника НАН Украины. Изучение пространственной структуры поселений сурка в отделении «Стрельцовская степь», представляет особый интерес в связи с расширением его территории (до 1024 га), а также изучением реакции зоологического компонента ценоза на изменения растительных сообществ заповедника и его охранной зоны, связанные с быстрым развитием резерватных сукцессий. Стрельцовская популяция, являлась основным ядром расселения сурка, на Украине (наряду с великобурлукской), после депрессии численности сурка в 30-е годы. Особенности экологии байбака в экосистемах, где отсутствуют крупные фитофаги, ставят его на одно из первых мест в фаунистическом комплексе заповедника. Сунок является одним из главных компонентов ядра степной фауны заповедника, мощным средообразующим фактором. Под влиянием роющей деятельности сурка, сформирован современный микрорельеф степи, вынос материнской породы усиливает эдафическое разнообразие, что сильно влияет на растительность сурчин, норы сурка представляют собой фаунистические комплексы (Бибииков, 1989). Сунок — крупный ярко окрашенный грызун, активный в светлое время суток и обитающий на открытых степных участках, — представляет хороший объект для наблюдений и развития экотуризма.

Методика

Проведенные нами исследования охватывают период с 1986 по 2005 г. На протяжении этого периода вели мониторинг динамики численности стрельцовской популяции сурка по стандартной методике (Середнёва, 1986). Так же была использована оригинальная методика крупномасштабного картирования семейных участков сурка, разработанная в 1986 году автором совместно с В. Л. Кочегурой на основании методики проведения абсолютного учёта сурка (Середнёва, 1986). С помощью этой методики 1 раз в 10 лет фиксировали изменения пространственной структуры поселений сурка и плотности распределения семейных участков. На местности устанавливали семейный участок сурка и с помощью буссоли осуществляли привязку участка к квартальной сети. При этом фиксировали размер, форму и состояние семейного участка. Расположение участка отмечали на карте масштаба 1:25000.

Характеристика территории

Природные условия района исследований детально изучены и отражены в публикациях (Кондратюк и др., 1988). Исследование состояния растительного покрова регулярно проводили ведущие ботаники Украины (Кондратюк и др., 1988; Ткаченко, 1992; Ткаченко, Чуприна, 1995).

Старая заповедная территория (до 2004 г.), общая площадь 522,07 га с 1939 до 1953 г. участок продолжал использоваться как пастбище. В 1956 г. был выделен участок абсолютно заповедной степи (27 га), на остальной территории был введен режим периодического сенокосения (один раз в три года). В 1972 г. на территории заповедника была заложена квартальная сеть.

В 1976 г. был выделен ещё один абсолютно-заповедный участок, площадь периодически косимой степи составила 441 га, абсолютно заповедной степи — 81 га. Предусмотренный режимом трехлетний режим ротации, соблюдался только на низкопродуктивных, плакорных участках и большинство кварталов (в 70–80-е годы), выкашивались через год, а некоторые (например, кв. 25) ежегодно.

По данным Летописи природы, площадь ежегодного сенокосения в этот период составляла от 135 до 180 га. Площадь сенокосных участков постепенно сокращалась, т. к. из оборота выводились участки с зарослями степных кустарников, площади которых возрастали. К середине 90-х гг. площадь периодически косимой степи уменьшилась до 290 га. Нарушение режима сенокосения негативно отразилось на состоянии растительного покрова заповедника (Ткаченко, Чуприна, 1995; Середнева, Незговорюв, 1987). Сейчас фактически вся старая заповедная территория (522,07 га), находится в режиме "абсолютно-заповедной степи" (табл. 1).

Таблица 1. Динамика проведения режимного сенокосения в заповеднике и динамика выпаса сельскохозяйственных животных в охранный зоне заповедника

Год	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Площадь, га	18	18	10,5	11	164	90	45	63	90	116	58,5	42	9	3	0
КРС, голов	—	300–700	—	500	—	—	80	80	120	120	—	200	300	60	80
Овцы, голов	—	3000	—	3000	—	—	1000	400	400	0	—	0	0	0	0

Таблица 2. Динамика численности сурка на старой заповедной территории

Год исследований	Плотность, семья/га	Численность, особей	Автор
1985	0,42	1200	Т. А. Середнёва
1986	0,33	740	В. Л. Кочегура, Е. Н. Боровик
1997	0,31	528	Е. Н. Боровик
2005	0,02	25	Е. Н. Боровик

Новая территория — это участок, присоединенный к заповеднику в 2004 году (с 1972 года он был охранной зоной заповедника), общая его площадь — 502 га. Половину этой площади составляют залежи разного возраста. Эти земли использовали как пастбища и сенокосы, с последующим выпасом по отаве. Пастбищную нагрузку можно характеризовать как интенсивную: в Крейдяном яру в 80–е годы зафиксированы овечьи сбой (Середнёва, 1985). С начала 90–х гг. отмечено снижение пастбищных нагрузок, обусловленное сокращением поголовья сельскохозяйственных животных (см. табл. 1), что немедленно отразилось на степных комплексах. Развитие резерватных сукцессий на этой территории, по сравнению с участком 1, начались на 10 лет позже (Ткаченко, 1992; Ткаченко, Чуприн, 1995).

Результаты и обсуждение

В истории исследований стрельцовской популяции можно выделить два этапа. Исследования на первом этапе носили в основном описательный характер, отмечались изменения относительной численности при учётах на маршруте и пробных площадях (Токарский, 1997). В процессе исследований не учитывались такие особенности экологии сурка, как территориальность и семейная структура поселений. В 1971–72 годах территория заповедника была разбита на кварталы, что дало возможность производить более точную привязку поселений сурка на местности.

Современный этап исследований стал возможен после опубликования методики определения абсолютной плотности населения сурков, в которой максимально учтены особенности его экологии. На основании этой методики в 1986 г. выполнено первое инструментальное картирование семейных участков сурка в отделении «Стрельцовская степь» В. Л. Кочегурой (Летопись природы..., 1986).

По результатам картирования старой территории, выполненного в 1986 году, плотность распределения семейных участков для заповедной территории в среднем составила 0,33 семьи/га. (см. табл. 2). Семейные участки имели хорошо развитую систему троп и нор. Всего нанесено на карту 151 семейный участок. Влияние хищников на популяцию сурка незначительное, смертность от хищников не превышала 2 % (Середнёва, 1985).

В 1997 году было проведено повторное картирование заповедной территории (Летопись природы..., 1997), что дало возможность зафиксировать сокращение численности сурка на старой заповедной территории. По результатам картирования 1997 года, вся старая территория заповедника была разбита на три участка отличающиеся орографическими и фитоценотическими показателями, а так же режимом охраны и динамикой плотности семейных участков сурка:

1) Склон северо-западной экспозиции. Площадь 126 га. С прекращением сенокосения (1990 год) произошло интенсивное зарастание степными кустарниками и накопление подстилки. Плотность семей снизилась с 0,22 до 0,13 семьи/га. Исчезли 12 семейных участков, один разделился, размеры всех участков уменьшились.

2) Плакорный участок степи с примыкающими небольшими склонами. Площадь 135 га. С 1990 года сенокосение спорадическое. Произошло интенсивное накопление подстилки. Плотность снизилась с 0,3 до 0,28 семьи/га, исчезли 7 участков, в результате дробления появились 5 новых, средний размер семейных участков уменьшился.

3) Склон северо-восточной экспозиции. Площадь 81 га. Сенокосение проводилось регулярно. Плотность семей снизилась с 0,49 до 0,48 семьи/га. Размер участков стабилен, имеют хорошо развитую систему троп и нор. Всего закартировано 140 семейных участков. Во всех случаях отмечено значительное накопление подстилки и вызванная этим задержка ранневесенней вегетации (Середнёва, 1985).

Картирование 2005 года показало наличие 8 обитаемых семейных участков на старой территории заповедника. Заметного усиления роли хищников в период с 1987 года не отмечено, массового падежа сурков от эпизоотий так же не было. Однако, в процессе мониторинговых наблюдений на старой территории, была зарегистрирована высокая (100 %) смертность сурков в первый год жизни, что вызвало нарушение возрастной структуры семей и привело к вымиранию сурков в заповеднике (из-за ограниченности естественной продолжительности жизни сурка).

Таблица 3. Динамика численности сурка на новой территории

Место наблюдения	Автор	Год наблюдения	Плотность, семья/га	Численность
Черепеховый (Крейдяный) яр	Т. Середнёва	1987*	1,21	1400
	Е. Боровик	1996*	0,81	300
	Е. Боровик	2003*	0,41	120
	Е. Боровик	2004*	0,19	50
	Е. Боровик	2005**	0,18	260
Склон к пойме р. Черепеха	Т. Середнёва	1984	0,88	2500
	Т. Середнёва	1987	1,09	1890
	Е. Боровик	2005	0,36	380

* — только на целинных участках. ** — с учётом залежей.

Высокий уровень смертности в первый год жизни сурков отмечают многие авторы (Незговоров, 1977; Середнёва, 1985; Середнева, Бибиков, 1989), указывая как основную причину недостаток корма в ранневесенний период, что характерно для участков с большим накоплением подстилки, которое вызывает задержку вегетации растений весной. Семейные участки сурка, сохранившиеся в заповеднике, располагаются в местах, где растительный покров (в результате действия почвенных, климатических факторов) разреженный и сукцессионные процессы идут медленнее.

Что касается новой территории, то следует отметить детальные исследования плотности распределения семейных участков и динамики численности сурка, выполненные Т. Середнёвой в период с 1982 по 1986 гг. (Летопись природы..., 1986). Другой автор (по: Токарский, 1997) приводили только относительную численность сурка в охранной зоне, не уточняя плотность распределения семейных участков.

Следует отметить, что снижение интенсивности пастбищной нагрузки на новой территории повлияло на состояние популяции сурка (табл. 3). В Крейдяном яру выпас прекращён в 1997 г., сегодня сохраняется только сенокосение на площади 20–30 га. Интенсивность сукцессионных процессов здесь выше, чем на припойменном склоне. Семейные участки сурка приурочены к склонам балок (южной экспозиции), выходам третичных песков, карбонатов и лессовидных суглинков, а так же к залежам, где в результате вспашки произошло обнажение материнской породы (лессовидных суглинков).

На припойменном склоне, семейные участки расположены более равномерно. Плотность распределения здесь несколько выше, причиной тому является умеренная пастбищная нагрузка, сохраняющаяся до настоящего времени.

Выводы

В результате проведенных исследований отмечено значительное снижение численности стрельцовой популяции сурка. Причиной этого является нарушение возрастной структуры, вызванное ухудшением условий обитания сурка, в результате резерватных смен растительности заповедника. Что является следствием несоблюдения режима заповедника. Численность сурка на территории заповедника составила в 2005 году около 665 особей (на старой территории 25 особей).

На территории заповедника условно можно выделить три участка, которые отличаются стадией сокращения численности сурка. Старая территория, с плотностью семейных участков 0,02 семьи/га (численность 25 особей), Крейдяный яр — 0,18 семьи/га (численность 260 особей). Припойменный склон — 0,36 семьи/га (численность 380 особей).

Исходя из состояния семейных участков сурка и размера семьи, нами определён зональный экологический оптимум обитания сурка. Это крутые склоны балок южной экспозиции в местах выхода третичных песков, карбонатов и лессовидных суглинков. Площадь таких участков незначительна и представлена только в Крейдяном яру. Только здесь, при поддержании объема режимных мероприятий на нынешнем уровне, в будущем (в течение ближайших 10 лет) возможно сохранение небольшой колонии сурка, около 10–15 семей.

Основной задачей заповедника является скорейшая разработка и внедрение режимных мероприятий (включающих выпас, сенокосение и палы), которые позволят сохранить зональные степные экосистемы (и сурка, как часть степного комплекса).

Литература

- Бибиков Д. И. Сурки. — Москва: Агропромиздат, 1989. — 255 с.
- Кондратьюк Е. Н., Бурда Р. И., Чуприна Т. Т., Хомяков М. Т. Луганский государственный заповедник. Растительный мир. — Киев: Наукова думка, 1988. — 188 с.
- Середнёва Т. А. Определение абсолютной плотности населения и численности сурков (*Marmota*) // Зоологический журнал. — 1986. — Том 65, вып. 10. — С. 1559–1566.
- Середнёва Т. А. Плотность населения степных сурков и факторы, влияющие на неё // Вестник зоологии. — 1985. — № 5. — С. 68–72.
- Середнева Т. А., Незговорюв А. Л. Численность и продуктивность степного сурка (*Marmota bobac*) на пастбищных и заповедных территориях Украины // Зоологический журнал. — 1977. — Том 56, вып. 8. — С. 1216–1225.
- Ткаченко В. С. Автогенез степів України: Автореф. дис. ... д-ра біол. наук. — Київ, 1992. — 49 с.
- Ткаченко В. С., Чуприна Т. Т. Зміни в рослинному покриві Стрільцівського степу за даними фітоценологічного моніторингу // Український ботанічний журнал. — 1995. — Том 52, № 2. — С. 252–259.
- Токарський В. А. Байбак и другие виды рода сурки. — Харьков, 1997. — 304 с.
- Указ Президента Украины. О расширении территории Луганского природного заповедника. Киев, 21 апреля 2004 года. — N 466/2004.
- Летопись природы Луганского государственного заповедника АН УССР. — Станично-Луганское, 1986 год.
- Летопись природы Луганского природного заповедника НАН Украины. — Станично-Луганское, 1997 год.

Надійшло до редакції: 6 лютого 2006 р.

УДК 502.7

О некоторых терминах, проблемах и практике заповедного дела

Альфред Дулицький

Про деякі терміни, проблеми й практику заповідної справи. — Дулицький А. — У сучасній концепції і системі природних заповідників (ПЗ) нагромадилося багато проблем: недостатнє фінансування, порушення статусу недоторканності, малі розміри, порушення природного балансу між копитними і вовком та інше. Вирішувати проблему балансу в ПЗ треба тільки шляхом природного екологічного самовідновлення. Потрібний радикальний перегляд концепції заповідної справи. Підміна ПЗ національними парками з дозволеною господарською діяльністю несе загрозу перетворення їх у фактичні мисливські господарства, зникнення в країні ООПТ вишого рангу. Пропонується основною задачею ПЗ визначити відновлення компонентної повноцінності екосистем. Площу ПЗ треба збільшити до екологічно обумовлених меж. Треба припинити будь-яке втручання в заповідні екосистеми тощо. Необхідно: а) поліпшити фінансування і підбір фахівців, б) підкорити всі заповідники Національній академії наук або спеціальному міністерству в) створити при Національній академії наук Науково-дослідний інститут екології, раціонального природокористування і заповідної справи.

Ключові слова: природний заповідник, екосистема, відновлення екосистем, статус заповідника.

Адреса: ПФ Кримський Агротехнологічний університет НАУ, смт. Аграрне, м. Сімферополь, АР Крим, Україна, 95492; E-mail: oblako@home.cris.net (для Дулицького);

About some terms, problems and practice of reserved business. — Dulitsky A. — In the modern concept and system of natural reserves many problems have collected: insufficient financing, infringement of the status of inviolability, small sizes, infringement of natural balance between ungulates and wolf, etc. To solve a problem of balance in natural reserves it is necessary only by natural ecological self-restoration. The radical reconsideration of the concept of reserved business is necessary. The substitution of natural reserves is fraught with national parks with the solved economic activity by transformation them in actual hunting economy and to disappearance in the country of natural reserves of a maximum rank. It is offered: the basic task of natural reserves should become complete reconstruction all a component ecosystems. The area of natural reserves should be increased up to the ecologically caused borders. It is necessary to stop any intervention in reserved ecosystems etc. It is necessary: a) To improve financing and selection of the specialists, b) all natural reserves to subordinate of a National academy of sciences or special ministry c) to create at a National academy of sciences Research institute of ecology, rational nature management and reserved business.

Key words: natural reserve, ecosystem, reconstruction of ecosystems, status of reserve.

Address: Southern branch "Crimean Agro-technological university" of the National agrarian university, Simferopol, hostel Agrarne, AR Crimea, Ukraine, 95492; E-mail: oblako@home.cris.net (for Dulitsky).

Существующая в настоящее время категориальная система объектов природно-заповедного фонда складывалась в течение многих лет еще в условиях социалистической общественно-политической формации. На сегодняшний день она не отражает возможностей, проблематики и задач многих современных учреждений и объектов, особо охраняемых природных территорий (Дулицький, 2002, 2005, Никифоров, Волошин, 2005), а самое главное — как-то "растеклась", деформировалась, аморфизировалась сама концепция заповедности, по крайней мере, в отношении некоторых категорий, в первую очередь, — высшей категории "природный заповедник". Бюджетное финансирование этих объектов осуществляется по остаточному принципу и в подавляющем большинстве случаев ограничивается расходами на выплату заработной платы штатному персоналу.

Внебюджетное финансирование (т. н. самофинансирование) осуществляется также совершенно неудовлетворительно. Созданные при областных (и Крымском Рескомэкологии) управлениях экологии "экологические фонды", накапливают кое-какие суммы, однако эти организации зачастую не знают, куда их девать (в рамках декларированных для этого направлений) и либо неэффективно их тратят, либо просто... накапливают.

Заповедники остаются на голодном пайке. Объективная необходимость выживания ориентирует их на развитие предпринимательства в рамках ООПТ любого ранга, вплоть до природных заповедников, что совершенно не характерно, недопустимо для их статуса. Но и такая деятельность фактически не оказывает положительного влияния на их финансовое положение, поскольку зачастую эта деятельность лишь обосновывается существующим положением вещей, а на деле имеет совершенно иную, в отдельных случаях даже криминальную направленность. Как бы то ни было, но отрицательный эффект от этой не свойственной заповедникам деятельности совершенно очевиден — она дискредитирует идеи охраны природы и статус заповедных территорий наивысшей, неприкосновенной категории. Получается такая формула: "нужна строгая заповедная охрана (!), но если рекреанты платят, — то она (оказывается) и не нужна"... Во всяком случае, так думают те, кто платит. И как же тогда убеждать местных жителей, когда они только криво усмеваются и природоохранники пытаются убедить их в том, что заповедники нужны, что для заповедования они должны соглашаться отдавать часть общественных земель и т.п. Их недоверие — результат игнорирования принципов заповедности самими службами заповедников. Снова мы разворачиваем наших сограждан, демонстрируя им двойную мораль, декларируя и проповедуя неприкосновенность ООПТ, а на самом деле используя эти территории для мелочной и противозаконной торговли их рекреационными ресурсами.

В качестве обоснования чиновники любого уровня от заповедной охраны (местами вплоть до администрации самих охраняемых территорий) и некоторые лоббируемые ими ученые предлагают в качестве примера для подражания зарубежный опыт. Но слепое копирование западных образцов деятельности по охране природы не может у нас дать аналогичного эффекта, поскольку у нас несравнимые ментальности, психология, социальные условия. Мы должны искать пути, соответствующие нашему образу мышления, нашим конкретным условиям.

Что же такое Заповедник? По изначальному, первичному определению — это нетронутая территория, на которой не ведется никакая деятельность. Это этимологически возникшее определение. Вот как этот термин определяется в Биологическом энциклопедическом словаре (1986): "Охраняемая природная территория (акватория), на которой сохраняется в *естественном состоянии* весь природный комплекс — типичные или редкие для данной зоны ландшафты, редкие и ценные виды животных и растений и пр. Главная задача заповедников — *сохранение и восстановление эталонных природных экосистем*, а также свойственного для данного региона *генофонда организмов*. В СССР территории заповедников навечно изымаются из хозяйственного пользования, в заповедниках *запрещена всякая охота*, ловля животных, пастьба скота, рубка деревьев, сбор различных растений, сенокосение и пр." (разрядка моя — А. Д.).

Как можно видеть из неискаженного определения, в настоящее время в нашей стране игнорируются, нарушаются практически все перечисленные запреты:

- почти нет заповедников, в которых бы сохранялся весь природный комплекс (в первую очередь это относится к тем заповедникам, где есть копытные, но уничтожен волк);
- эталонные природные экосистемы (вернее, то, что сохранилось от них на данный момент) худобно сохраняются, но практически нигде не осуществляется их восстановление — не реакклиматизируются утраченные крупные хищники, не совершается попыток избавиться от адвентивных и рудеральных видов. Более того, до недавнего времени велось интенсивное расселение чуждых для целых регионов видов, и работа эта зачастую базировалась на территориях заповедников; полностью игнорируется запрет разрушения уникальных ландшафтов и целых экосистем под давлением техногенных отраслей хозяйства (проекты Дунайского канала, морских портов на Донузлаве и на Тобечикском озере, "перехода" через Керченский пролив, изъятия части территории Ялтинского заповедника для нужд курорта и многое другое);
- сохранение региональных генофондов осуществляется исключительно декларативно;

- практически нет ни одного заповедника на просторах бывшего Советского Союза, в т.ч. и Украины, на территории которых не оказывалось бы постоянное давление и претензии на изъятие со стороны других землепользователей, и территории которых и сокращались и увеличивались отнюдь не всегда в согласии с существующими в определении запретами (можно вспомнить историю целинной степи в Аскании-Нова..., и другие);
- во многих, если не во всех, заповедниках велась и по разным мотивам ведется охота и/или отлов животных или осуществляются неуклюжие попытки обоснования ее "объективной необходимости" под предлогом защиты экосистем от чрезмерно размножившихся копытных (дискуссии 70–80-х годов XX в.; (Иванов, 2004) и др.);
- осуществляются хоть какие-нибудь виды рубок леса, не говоря об отдельных деревьях, производится сбор растений и сенокосение.

Когда стало видно, что соблюдать перечисленные запреты, не вмешиваться в жизнь биогеоценозов, объявленных заповедными, "нельзя" — был найден весьма не оригинальный путь "решения проблемы" — стали постепенно урезать, искажать, "обезвреживать" термин "заповедник", приспособив к пониманию (очень нередко подсказанному "сверху") отдельных авторитетных ученых, мыслителей и даже просто не очень компетентных, но облеченных властью людей.

Но искажение первичного значения слов всегда ведет к его "затиранию" от частого и неточного употребления. И возникает, формируется его новое, обиходное понимание, которое ничем уже не связано с исходным и непохоже на его фактическую суть. Происходит трансформация и девальвация термина. Одновременно с этим постепенно, но неотвратно наступает меньшая его "стоимость".

Сначала в формулировку термина добавляется возможность в исключительных случаях осуществлять какую-либо деятельность, направленную на недопущение "ухудшения экологической обстановки" или "деградации местообитаний некоторых видов", причем вначале это зачастую виды, которые представляют собой вполне съедобный мясной ресурс.

Впоследствии аргументы в защиту конъюнктурного интереса расширяются и за счет "бескорыстно" охраняемых видов. Но вот что бросается в глаза, когда нужно регулировать, охранять "съедобные" виды, приведенная схема переформулирования термина срabатывает. Когда же дело касается иных видов, не представляющих в данный момент реальной ценности (то ли ввиду его редкости из-за малого ареала, то ли ввиду недостаточного знакомства с его "потребительскими" с точки зрения человека качествами), то все равно все оборачивается регулированием численности "виноватых" в этом "съедобных" видов, или видов, которые сами претендуют на этот съедобный ресурс (хищников; у нас, в частности, волка). При этом практически не рассматривается вопрос о восстановлении естественной трофической пирамиды, что и было бы одним из направлений деятельности по восстановлению исходных экосистем. Но нынешний человек не в состоянии отдать "кесарю кесарево", отдать хищнику его естественную долю.

Причины понятны: абсолютное большинство заповедников расположены на площадях настолько малых, что ни о какой естественной полноценной экосистеме зачастую речь идти не может. Тот же волк, конечно, не сможет жить на каких-то 30–40 тысячах гектаров (даже и такого размера заповедников у нас мало, а подавляющее большинство остальных — и того меньше). Он наверняка выйдет за пределы заповедника и начнет брать свою часть у другого естественного владельца — у крестьянина или иного сельхозпроизводителя. А этого терпеть никто не захочет, потому что у нас (в отличие от тех же западных моделей) не внедрена система компенсации ущерба, наносимого производителям сельхозпродукции в зонах охраняемых территорий обитателями последних.

Без волка копытные в условиях малюсеньких, и маленьких, и даже относительно больших заповедников быстро наращивают свою численность, достигающую (и даже превосходящую) предельно хозяйственно и экологически допустимых пределов. В результате начинается их деструктивное влияние на собственную среду обитания, приводящее к ее деградации (Костин, 1969 и др.).

Что делать? Вопрос этот вставал не один раз. И ни разу дискуссия по этому поводу не была доведена до логического конца. Окончательный ответ в пользу хищника формировался все более отчетливо, но... В такие моменты споры каким-то непонятным образом затухали и все возвращалось на круги своя. Так что же делать? Возможных ответов два.

1. **Брать на себя роль регулятора численности, роль волка или иного крупного хищника-мясоеда.** В содержание (толкование) термина вводится *возможность отстрела и отлова копытных в заповедниках* под видом селекционной работы, которой в заповеднике фактически быть не должно, поскольку по своему смыслу селекция — это отнюдь не безобидное для популяции мероприятие. Проводя селекцию, человек изменяет дикий вид по своему разумению и усмотрению. Искусственная селекция направлена на достижение животными определенных, заданных физических кондиций, которые сродни тому, что было сотворено в Аскании-Нова при "конструировании" так называемого "асканийского марала".

2. **Стать на изначальный путь естественной эволюционной селекции.** Тогда приходится признать, что *лучший селекционер — волк!* Для принятия такого решения необходима смелость, поскольку такое решение потребует радикального пересмотра концепции заповедников и главным вопросом при этом станет величина их площади. Хотя и в пределах заповедника, но волк должен быть свободен. Только в таком случае можно будет избежать его влияния на сельскохозяйственных животных. В тех случаях, когда волку станет "тесно", его придется уничтожать. С этим придется смириться, если это будет вне его "резервации". Да речь идет, собственно не о защите волка, как вида (пока!)¹, а о защите биоценологических комплексов заповедников.

Но копытные — это мясо, много мяса! Во-первых, его можно и нужно реализовывать, а во-вторых, есть очень немало охотников, которые согласны платить даже не столько за мясо, сколько за процесс охоты на копытных. Но если есть люди, согласные платить, как же не использовать плывущие в руки средства!? И вновь происходит заимствование западной идеи создания национальных парков с разрешенной хозяйственной деятельностью. Безусловно, такие учреждения нужны. Но они должны не только называться, но и функционировать так же продуманно, четко и строго, как на западе. А, помимо того, что самое главное, это — не заповедники! У них и задачи, и предназначение, и функции совершенно иные, совершенно не сравнимые с таковыми у заповедников. Это *принципиально иная категория особо охраняемых территорий*.

В последние примерно сто лет проблему копытных почувствовали и испытали почти все заповедники, в которых нарушен естественный баланс видов-хищников и видов-жертв, и почти везде проводилось и/или до сих пор проводится сокращение численности копытных. То есть, если называть вещи своими именами, на заповедных территориях осуществляется эксплуатация фауны копытных! И никакой альтернативы этому не выдвигается и не разрабатывается. Более того, сейчас активно обсуждается намерение придать этой деятельности законный статус и разрешить ее проведение на основе коммерческих взаимоотношений. Происходит самообман вековой продолжительности. При этом альтернативные мнения не принимаются во внимание администрациями заповедников² и осуществляются массированные попытки решить этот принципиальный спор методами "демократического волеизъявления". Легко понять, что эта точка зрения при таком абсурдном подходе будет решена в пользу значительно более понятных интересов, более многочисленных и облеченных властью (пусть даже властью денег) и влиянием сторонников охоты в заповедниках.

Но, во-первых, научные споры *не могут и не должны* решаться большинством, особенно если оно движимо потребительским инстинктом. А во-вторых, такая деградация природоохранной идеи заповедности будет означать, что *de facto* заповедники, в фауне которых имеются охотничьи виды, превратятся в элементарные, на первых порах элитные, охотничьи хозяйства. Это означает, что, по крайней мере, в нашей стране исчезнут так называемые ООПТ самой высокой категории охраны.

¹ В настоящее время наблюдается парадоксальная ситуация: численность волка растет, но отнюдь не на тех территориях, где он экологически необходим, а в зоне хозяйственной деятельности. Так, на севере (в Красноперекоском р-не) и на крайнем востоке Крыма (на Керченском п-ове) в конце октября 2005 года, по данным инженера-охотоведа Крымского республиканского комитета по лесному и охотничьему хозяйству С. И. Решетько, было отстреляно 5 волков. То есть можно сделать предварительное заключение о том, что волк распространился уже практически по всему Крыму.

² Как это произошло, например, в Карадагском природном заповеднике — опубликованы мнения, соответствующие намерениям и пониманию администрации (Иванов, 2004), и не приняты во внимание мнения оппонентов, как из числа сотрудников заповедников, так и сторонних.

Еще раз хочу подчеркнуть: главных причин прозябания заповедного дела в стране две — отсутствие системности и недостаточное финансирование. Но даже и при наличии последнего без налаживания первого успеха нам не добиться. Как же быть? Где выход из создавшегося положения? Боюсь, что в настоящее время такого ответа нет (по выше названным причинам).

Но вырисовывается следующая концепция.

1. Следует из высших государственных соображений, из высших моральных побуждений восстановить неприкосновенность заповедников. Не только в смысле регулирования численности каких бы то ни было видов, но и вообще в смысле проведения любой деятельности кроме научной, которая также должна ограничиваться исключительно дистанционными методами с минимальной долей присутствия исследователей в экосистеме, что при современном уровне развития исследовательских методов и средств вполне возможно.

2. Следует постепенно, но не растягивая это на века, расширить территории существующих заповедников до хотя бы минимальных экологически обусловленных размеров. Следует особо отметить бессмысленность административного разграничения двух (или более) заповедников, представляющих единое целое, то есть имеющих общую, пусть даже небольшой протяженности границу³. Следует отойти от принципа административно-территориальной привязки территорий заповедников и от необходимости получать разрешение местных, как правило, совершенно некомпетентных в вопросах экологии и заповедного дела администраций. Интересы сохранения уникальных экосистем находятся на высшем, государственном уровне, а обсуждаются эти вопросы на уровне местных, локальных (иногда мелко локальных) интересов. В случаях нанесения заповедованием ущерба, поддающегося учету и обоснованию размеров, местным интересам, государство должно взять на себя систему и сам факт компенсации этого неудобства единоразово или даже регулярно.

3. Следует вменить заповедникам в обязанность полное или насколько возможно полное восстановление компонентной полноценности их экосистем, восстановление на их территориях популяций крупных хищников — вершин трофической пирамиды — естественным путем или путем реаклиматизации. Эта задача куда более важная и существующая, чем та, которая стоит перед заповедниками в настоящее время — ведение Летописи природы. Эта задача имеет смысл в двух случаях: во-первых, когда экосистема полная, не ущемленная, а во-вторых, — когда экосистема ущемленная, но наблюдения фиксируются для того, чтобы иметь возможность делать выводы для целей восстановления целостности такой экосистемы. То, как ведется Летопись природы в заповедниках сейчас, не имеет реального смысла, разве что фиксировать дальнейшую деградацию экосистем.

4. Не следует предпринимать никаких попыток вмешательства в функционирование заповедных экосистем на основании аргументов об изменениях, разрушениях, деградациях этих экосистем. Ни в одном заповеднике, ни разу не был отслежен этот процесс деградации и разрушения до конца (да и есть ли этот конец?!) и следующих за ним процессов! Вряд ли наступление таких разрушений они возможны в экосистемах с полным трофическим циклом. Если, конечно, мы говорим о настоящем заповеднике.

5. Следует пересмотреть вопрос о существовании "точечных" так называемых заповедников. В заповедниках сохраняются и охраняются экосистемы и виды, в том числе и крупные. Сохранять "урезанные", обезглавленные экосистемы бессмысленно. Это, согласно существующим природоохранным документам, должно осуществляться в *любом* современном *лесном, лесохозяйственном или охотничьем хозяйстве*.

³ Как это имеет место, например, в случае соприкосновения территорий Крымского и Ялтинского заповедников. Абсурдность ситуации в данном случае подчеркивается еще и тем, что сам Крымский природный заповедник состоит из двух территориально значительно разобщенных частей: филиал заповедника "Лебяжий острова" удален от основной части почти на 200 км и по многим параметрам сильно от нее отличается: по административной принадлежности, истории, назначению, значению, рельефу, экосистемам и т.д. То есть по многим весьма существенным соображениям Лебяжий острова вполне могли бы иметь свое юридическое лицо, но этого нет. А соседний самостоятельный Ялтинский заповедник вплотную примыкает к Крымскому и по большинству параметров представляет с ним единое целое. Эта несуразность по непонятным причинам в течение многих лет игнорируется.

В маленьких заповедниках эта функция никогда не сможет осуществляться полноценно: от малейших заповедников — ни малейшего толка в экологическом отношении. В тех случаях, когда охраняются локальные абиотические объекты или узкоареальные виды, существующие мелкие ООПТ должны получить иной, пусть даже высокий охранный статус, но они не имеют этимологического права именоваться заповедниками.

6. Штаты заповедников должны быть укомплектованы двумя основными категориями сотрудников: лесной охраной и научными сотрудниками. Администрация заповедников должна быть минимальной по существующим нормам административного и бухгалтерского обслуживания. Как работники лесной охраны, так и научные сотрудники должны быть специально подготовленными специалистами в своей сфере, а руководителем заповедника непременно должен быть человек, имеющий соответствующее образование, опыт работы в заповедном деле, проявляющий интерес к предмету своих занятий. Совершенно недопустимо, чтобы на должность директора заповедника назначались отставные морские или армейские офицеры, офицеры и генералы силовых ведомств, партийные функционеры, школьные работники не биологического или географического образования и/или любые иные случайные люди.

7. Все заповедники высшего природоохранного ранга должны находиться в ведении Национальной Академии наук или, в крайнем случае, в ведении специализированного министерства, отвечающего за природопользование и/или охрану природы. Следует решительно отказаться от пагубной практики ведомственной разобщенности заповедников высшего природоохранного ранга. Идеальным было бы решение Верховной Рады об учреждении отдельного независимого Министерства заповедников, работающего под научным кураторством Национальной академии наук⁴.

8. В стране назрела острая необходимость учреждения при Национальной Академии наук Научно-исследовательского института экологии, рационального природопользования и заповедного дела.

Литература

- Биологический энциклопедический словарь* / Гл. ред. М. С. Гиляров. — Москва: Советская энциклопедия, 1986. — С. 1–831.
- Дулицкий А. И.* Искусственно созданные объекты охраны природы // Заповедники Крыма: Биоразнообразие на приоритетных территориях, 5 лет после Гурзуфа: Материалы 2-й научной конференции (25–26 апр. 2002 г., Симферополь, Крым). — Симферополь, 2002. — С. 63–65.
- Дулицкий А.* Про статус штучно створених об'єктів охорони природи // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія. — 2005. — Випуск 17. — С. 82–85.
- Иванов С. П.* и др. Проблема избытка диких копытных на заповедных территориях // Карадаг. История, геология, ботаника, зоология (Сборник научных статей, посвященный 90-летию научной станции им. Т. И. Вяземского и 25-летию Карадагского природного заповедника НАН Украины). — Симферополь: СОНАТ, 2004. — Книга 1. — С. 446–463.
- Костин Ю. В.* Некоторые аспекты проблемы "хищник-жертва" в охотничьем и лесном хозяйстве горного Крыма // Тезисы докладов и сообщений на симпозиумах IX Международного конгресса биологов-охотоведов. — Москва, 1969. — С. 19–21.
- Никифоров А. Р., Волошин Р. Р.* Парки-памятники садово-паркового искусства и природно-заповедный фонд // Заповедники Крыма: заповедное дело, биоразнообразие, экообразование. Материалы 3 научной конференции (22 апреля 2005 г., Симферополь, Крым). — Симферополь, 2005. — Часть 1. — С. 76–79.

Надійшло до редакції: 24 листопада 2005 р.

⁴ Очевидно, що обсяг об'єктів і територій ПЗФ вимагають більшої уваги, проте конструктивність цієї тези не очевидна: по-перше, існує Управління заповідної справи при Міністерстві екології; про друге, Національна академія наук переживає не найкращі тенденції до переходу з державної організації у громадську (*Прим. ред.*).

УДК 599:504.54.05

О роли антропогенных факторов в формировании пространственно-временной и поведенческой структуры вольноживущей борисовской популяции зубров

Александр Каштальян, Тарас Сипко, Игорь Медведев

Про роль антропогенних факторів у формуванні просторово-часової та поведінкової структури вільноживучої борисівської популяції зубрів. — Каштальян А.¹, Сипко Т.², Медведев І.¹ — Обговорюється роль антропогенних факторів у процесі формування і сучасному стані вільноживучої борисівської популяції біловезького зубра. Розглянуто можливі наслідки близькородинного схрещування на ранньому етапі її формування. Оцінено значення антропогенного впливу на становлення територіально-просторової структури популяції і виникнення сезонних міграцій зубрів. Аналізуються основні причини смертності тварин. Обговорюються перспективи подальшого існування борисівської популяції і даються рекомендації щодо оптимізації заходів з її управління.

Ключові слова: біловезький зубр, борисівська популяція, антропогенні впливи, сезонні міграції, територія мешкання, фактори турбування.

Адреса: ¹ Березинський біосферний заповідник, Домжериці, Вітебська обл., Лепельський р-н, 211188, Беларусь. E-mail: A_Kashtalian@tut.by; bbsr@vitebsk.unibel.by. ² Інститут проблем екології та еволюції РАН, Ленінський проспект, 33, 119071, м. Москва, Росія. E-mail: Sipko@butovonet.ru.

The role of anthropogenic factors in formation of spatio-temporal and behavioral pattern of the free-roaming Borisov bison population. — Kashtalian A.¹, Sipko T.², Medvedev I.¹ — The role of anthropogenic factors in formation and current state of the free-roaming Borisov population of the Belovezhsky bison is discussed. Possible consequences of closely related cross-breeding at the early stage of the population forming are examined. The role of anthropogenic pressure in formation of spatio-temporal structure of the herd and start of its seasonal migrations is assessed. Main reasons for animals' mortality in the population are analyzed. Future prospects of the Borisov bison population are discussed and recommendations for measures to optimize its management are given.

Key words: Belovezhsky bison, Borisov population, anthropogenic pressure, seasonal migrations, habitat, disturbance factors.

Address: ¹ Berezinsky Biosphere reserve, Domzheritsy, Vitebsk Region, Lepel District, 211188, Belarus, E-mail: A_Kashtalian@tut.by; bbsr@vitebsk.unibel.by. ² Institute for Problems of Ecology and Evolution of the Russian Academy of Sciences, 119071, Moscow, Lenin Ave., 33, Russia. E-mail: Sipko@butovonet.ru.

Введение

Полностью уничтоженный в природе в начале XX века европейский зубр, в результате многолетней работы по восстановлению вида в условиях неволи, достиг к концу 60-х годов численности, позволившей говорить об устранении непосредственной угрозы его вымирания. И в 60-х годах XX века в Советском Союзе были начаты мероприятия по реинтродукции зубра в естественные местообитания с целью создания его вольноживущих популяций. Однако, при первых же выпусках животных в природу на равнинных территориях России, Беларуси и Украины стало ясно, что здесь отсутствует пространство, на которых можно поддерживать жизнеспособные популяции зубра без воздействия на них антропогенных факторов (Козло, 2005).

Пример борисовской популяции, существующей на протяжении 30 лет в окрестностях Березинского биосферного заповедника, свидетельствует, что влияние хозяйственной деятельности

человека является одним из ключевых факторов, определяющих формирование и поддержание ряда основополагающих для животных пространственно-временных и поведенческих параметров. Несмотря на то, что зубр способен проявлять достаточно высокий уровень приспособления к сложившимся условиям, неудачный опыт по созданию вольноживущей популяции этого вида на территории заповедника «Брянский лес» показывает, что игнорирование возможности такого воздействия без должного анализа существующих рисков может привести к катастрофическим для интродуцентов последствиям.

В данной публикации на примере борисовской популяции нами предпринята попытка анализа проблем, возникающих при создании новых вольноживущих стад европейского зубра на хозяйственно освоенных территориях. Также важно выяснить, какую роль в долговременном существовании таких группировок играет различное по своему характеру и воздействию вмешательство человека в естественные процессы, происходящие в таких стадах.

Материал и методики

С 2003 по 2005 года нами проведены наблюдения за борисовской популяцией зубров, сформировавшейся в конце 1970–х годов. Ее основу составили пять животных, завезенных в Березинский заповедник. В настоящее время зубры обитают на территориях Борисовского лесхоза, в юго-восточных кварталах Березинского заповедника в окрестностях озера Палик, и на территории охотхозяйства Федерации профсоюзов Республики Беларусь.

Исследованиями были охвачены территории Паликского лесничества Березинского заповедника, охотхозяйства «Березина», расположенного на территории Иконского и Зембинского лесничеств Борисовского лесхоза (в 2004 году эта территория перешла под контроль охотхозяйства Федерации профсоюзов Беларуси), а также часть территории Логойского лесхоза. Для проведения исследований осуществлялись регулярные выезды в места зимнего и летнего обитания стада. Также наблюдения за зубрами с ведением дневниковых записей осуществлял егерь охотничьего хозяйства «Березина» А. П. Лесницкий.

Анализ данных по численности, воспроизводству, стадности, половозрастному составу, биотопическому распределению и путям миграции зубров за период существования борисовской популяции сделан на основе собственных наблюдений и архивных материалов, имеющихся в научном отделе заповедника и Борисовском лесхозе и содержащих переписку, акты проверок и отчетов, данные Летописей природы.

Учёт численности зубров осуществлялся на основе визуальных наблюдений за стадом и отдельными группами животных, а также по следам в зимний период. Итоговые данные представлены по состоянию на 1 марта 2005 года. Оценка половозрастной структуры популяции и стадности животных проводилась в результате непосредственных наблюдений за зубрами.

Коэффициент инбридинга для зубров-основателей борисовской популяции оценивался на основе родословных (ЕВРВ 1953–2002) по формулам, предложенным Райтом (Wright, 1921, 1923), а для последующих поколений животных в сформировавшейся вольной популяции подсчитывался по формулам, предложенным Сулеем (Soule, 1980):

$$F=[1-(1-1/2Ne)t](1+Fa),$$

где t — число поколений, Fa — средний коэффициент инбридинга основателей.

Эффективная численность популяции (Ne) рассчитывалась по формуле

$$Ne=4fm/m+f,$$

где f — число половозрелых самок, m — число половозрелых самцов (за половозрелых принимали особей в возрасте 4 года и старше).

История формирования борисовской популяции

Решением от 11 июля 1973 года Главного управления по охране природы, заповедникам и охотничьему хозяйству Министерства сельского хозяйства СССР, в подчинении которого находились заповедники, в феврале-марте 1974 года на территорию Березинского заповедника из зубропи-

томника Приокско-Террасного заповедника завезена для вольного содержания группа из пяти зубров беловежской линии. Первоначально животные содержались в вольерах в центральной части заповедника на территории урочища Увязок. В заключении комиссии о возможности выпуска зубров на территории Березинского заповедника об этой территории указывалось: «Очень хорош участок в районе бывшего кордона Увязок по левому берегу речки Липка», «в кв. 662 в районе Увязка имеются разнотравные сенокосы (4,1 га) и кормовые поляны (0,3 га)». При этом полностью проигнорирован тот факт, что территория Увязка окружена сильно заболоченными лесными участками, непригодными для обитания зубров, а поблизости имеется крупный болотный массив. Небольшая площадь сенокосов и кормовых полей оказалась явно недостаточной для нормального существования на этой территории вольноживущего стада. Поэтому, когда животные покинули вольеры, в окрестностях Увязка они надолго не задержались.

Стадо начало кочевать по лесам заповедника в поисках оптимальных местообитаний, а к осени переправилось через реку Березину и ушло в юго-восточном направлении за пределы заповедника на земли, принадлежавшие Борисовскому лесхозу и нескольким колхозам. Условия обитания здесь оказались наиболее оптимальными для зубров. Территория лесничества имела мозаичную структуру, с чередованием участков леса, состоящих из лиственных и хвойных пород, зарастающих вырубок и сельскохозяйственных полей. Помимо использования природных кормов, весной и осенью животные паслись на посевах, а зимой держались поблизости от ферм, поедая сенаж и силос прямо из хранилищ. Поскольку все родоначальники популяции родились и выросли в условиях вольерного содержания, то не испытывали страха перед человеком, что на первом этапе ее формирования сыграло положительную роль. Даже в многоснежные и малокормные зимы стадо не было ограничено в кормах и не посещало подкормочную площадку, организованную для него на границе заповедника и лесхоза. В этот период наблюдался интенсивный рост численности стада. К началу 80-х годов оно уже насчитывало 15 особей, а к началу 90-х достигло пика своей численности в 36–38 животных. С тех пор прирост численности стада отмечен не был. Причин этого мы коснемся ниже.

Отсутствие страха перед человеком имело для животных и негативные последствия. Так, уже на второй год после выпуска зубров в администрацию заповедника стали поступать телеграммы следующего содержания: «На территории Иконского сельского совета находится без присмотра и без подкормки стадо зубров, которые наносят большой ущерб совхозу «Замощье» и населению. Уничтожили 10 га сада и стога сена. Примите срочные меры. Иконский сельский совет и дирекция совхоза». «В районе деревни Новое Село Зембинского лесничества обитает 10 зубров. Примите меры к систематической подкормке зубров и их охране. Директор Борисовского лесхоза Шиенок».

Однако к тому времени заповедник полностью потерял контроль над стадом и никак не мог повлиять на сложившуюся ситуацию. Как результат, в ноябре 1976 года в окрестностях деревни Новое Село неподалеку от сельскохозяйственных полей две самки были отстрелены браконьерами. Случаи браконьерства отмечались и в последующие годы. Однако только в 1982 году в Борисовском лесхозе были введены штатные должности егерей-зуброводов, осуществлявших наблюдение за стадом и проводивших зимние биотехнические мероприятия. И лишь 31 января 1996 года Борисовским районным Исполнительным комитетом было принято решение «О создании заказника местного значения по воспроизводству беловежских зубров» на территории Зембинского лесничества общей площадью 8 325 га, который, однако, просуществовал всего три года. В сентябре 1999 г. на совещании у председателя Борисовского райисполкома было принято решение о передаче этой территории Березинскому заповеднику. В следующем году здесь было создано охотхозяйство «Березина», а выделенная ранее охранная зона перестала существовать. Тогда же были упразднены существовавшие с 1982 года штатные должности егерей-зуброводов, осуществлявших наблюдение за стадом и проводивших зимние биотехнические мероприятия. В 2004 году эта территория и вовсе была передана охотхозяйству Федерации профсоюзов Республики Беларусь. Зубры за ним не закреплены, и никакой ответственности это охотхозяйство за их состояние не несет.

Мы выделили четыре периода в истории борисовской популяции. Каждый из них характеризуется различием в интенсивности темпов воспроизводства стада, доступности и источниках кормов, охранном статусом животных и реальным положением с их охраной.

На временной интервал с 1975 по 1981 год приходится первоначальный рост популяции, обеспечивавшийся в основном репродуктивным потенциалом самок-основательниц. К 1981 году численность стада возрастает до 17 особей. Промежуток с 1981 по 1988 года можно охарактеризовать как период равновесия. В эти годы достигли половозрелости родившиеся на воле 1-е и 2-е поколения зубров. Стадо начало избегать встреч с людьми, животные стали более осторожными. Как результат — при отсутствии регулярной зимней подкормки произошло ухудшение кормовой базы. Одновременно возросла гибель животных. Роста численности стада в этот период не происходило. Количество животных оставалось на уровне 17–20 особей. В 1988–1992 годах намечался рост численности стада, вызванный улучшением охранных мероприятий и проведением регулярной полноценной зимней подкормки зубров. К 1992 году в стаде насчитывали 34 зубра.

В первые годы после распада Советского Союза произошло ухудшение ситуации с проведением зимних биотехнических мероприятий. Одновременно отмечался рост смертности животных не только вследствие естественных причин и браконьерства, но и в ходе выбраковки. Негативное влияние на борисовскую популяцию с конца 1990-х годов оказала и организация в местах зимнего обитания зубров охотхозяйств, на территории которых ежегодно с октября по январь проводятся регулярные охоты на копытных животных. В результате было отмечено резкое возрастание факторов беспокойства, негативно влияющих на зубров. Время с 1992 по 2005 год мы характеризуем как период продолжительного равновесия, на протяжении которого заметного количественного роста популяции не наблюдалось. Численность животных стабилизировалась в пределах 33–38 особей.

На протяжении всего существования борисовской популяции она испытывала на себе постоянное влияние деятельности человека, обусловленное рядом причин. Некоторые из них оказали на формирование современной поведенческой и территориально-пространственной структуры стада положительное воздействие, однако большинство имело негативные последствия. Влияние человека сказалось на формировании генетической структуры популяции, ее территориальном размещении, оно является одной из ведущих причин, обуславливающих возникновение факторов беспокойства, оказываемых на животных, определяет большинство случаев смертности взрослых особей в популяции.

Инбридинг и его последствия для борисовской популяции зубров

Насчитывающая на начало текущего века около 3 тысяч особей мировая популяция чистокровной линии зубра (Сипко, 2002) произошла всего от 12 особей-основателей, а зубры, относящиеся к беловежской линии, имеют предками только 5 из них (Белоусова, 1993). Было показано (Hartl, Pusek, 1994; Сипко и др., 1996; Vaganov et al., 1997), что в последние десятилетия происходит постоянное сокращение генетического разнообразия этого вида, неизбежно сказывающееся на его устойчивости к воздействию факторов как биотического, так и абиотического происхождения. В первую очередь эта проблема касается популяций, эффективная численность которых не превышает 50 особей. Даже краткосрочное выживание таких популяций ставится под сомнение (Senner, 1980; Soule, 1980; Frankel, 1980).

Борисовская популяция, ведущая свое происхождение только от одного самца и четырех самок (табл. 1), на февраль 2005 года насчитывала 38 особей. Уже в первом поколении некоторые из ее основателей имели близкие гениалогические связи. Так, зубрица Монна и родоначальник стада Момент являлись прямыми родственниками по отцовской линии, а остальные самки происходили от одного и того же самца (Мотылек (№ 1092 РЦР)). Учитывая высокий уровень инбридинга зубров, родоначальников современной беловежской линии разведения, прямыми потомками которых являлись основатели борисовской популяции (табл. 2), можно утверждать, что уже на первоначальном этапе своего формирования она имела высокий уровень инбридинга, а ее первоначальное генетическое разнообразие было низким. Мы не имели возможности провести молекулярно-генетический анализ зубров из борисовской популяции. Однако, располагая данными по родословной ее основателей, мы смогли оценить коэффициент инбридинга (F) этой популяции на начальном этапе ее существования. Рассчитанный на основе родословных (ЕВРВ 1953–2002) по формулам Райта (Wright, 1921, 1923), он составил 0,17–0,21.

Таблица 1. Данные о родословной зубров-основателей борисовской популяции

Кличка	Пол	№	Дата рождения	Родители
Момент	♂	2448 РЦР	5 июня 1969 г.	Бархат (№ 913 РЦР) Мотовка (№ 1322 РЦР)
Мониста	♀	2582 РЦР	13 мая 1970 г.	Мотылек (№ 1092 РЦР) Мошка (№ 877 РЦР)
Мотыжка	♀	2723 РЦР	22 мая 1971 г.	Мотылек (№ 1092 РЦР) Моторка (№ 1390 РЦР)
Монна	♀	2583 РЦР	23 мая 1970 г.	Бархат (№ 913 РЦР) Московка (№ 1046 РЦР)
Монста	♀	2581 РЦР	12 мая 1970 г.	Мотылек (№ 1092 РЦР) Моторка (№ 1390 РЦР)

Таблица 2. Значение коэффициента инбридинга зубров, родоначальников современной беловежской линии разведения (по Т. П. Сипко, 2002)

Номер по племенной Книге ЕВРВ	Кличка	Коэффициент инбридинга
15	Бегрюндер	0,223
16	Плавия	0,198
42	Планта	0,198
45	Плебейер	0,237
87	Биль	0,366
89	Бильма	0,311
147	Бисмарк	0,403

Поскольку родоначальники популяции являлись прямыми родственниками, мы смогли использовать среднее значение $F_a=0,206$, что по Д. А. Кисловскому (1965) определяется как близкий инбридинг. Значения среднего коэффициента инбридинга (F) для современного состояния вольной популяции вычисляли по формуле Сулея (Soule, 1980): показатель эффективной численности (N_e) для борисовской популяции составил $N_e = 11,9$.

За продолжительность поколения приняли среднее значение продолжительности времени между рождением матери и рождением ее потомства (Laughlin, 1965), рассчитанное на основе их устойчивого возрастного распределения. Для борисовской популяции продолжительность поколения составила 5 лет. Таким образом, в этой популяции прошло шесть поколений. На основе проведенных расчетов, средний коэффициент инбридинга животных в борисовской популяции (с учетом коэффициента инбридинга зубров-родоначальников беловежской линии) оказался равным 0,335. Д. А. Кисловский (1965) определяет такие показатели как тесный инбридинг — появления признаков инбредной депрессии.

Как видим, непродуманный подбор животных на начальном этапе формирования борисовской популяции привел к тому, что уже через 5–6 поколений имеются все основания говорить о низком уровне ее индивидуального генетического разнообразия. Это ставит под сомнение возможность долгосрочного выживания данной популяции без завоза животных извне.

Пространственно-территориальная структура популяции и факторы беспокойства

С начального этапа формирования борисовской популяции зубры обитали в местности, где имелось достаточно много поселений человека, и велась активная хозяйственная деятельность. При всем этом, данная местность выгодно отличалась от территории, первоначально подобранной для обитания стада. Восемьдесят пять процентов площади Березинского заповедника занимают лесные массивы, большая часть из которых имеет высокую степень увлажнения. Такая территория мало пригодна для постоянного обитания на ней зубров. Территория Борисовского лесхоза, куда ушло стадо, состоит из небольших лесных участков, чередующихся с зарастающими вырубками и сельскохозяйственными полями. В отличие от заповедника, где в лесах преобладают хвойные и мелколиственные породы, здесь достаточно много смешанных и широколиственных лесов с хорошо развитым подлеском.

Неудачная попытка выпуска второй партии зубров, предпринятая в заповеднике в 1975 году, показала, что выбор животными территории для своего обитания произошел произвольно. Предполагалось, что завезенные в урочище Увязок зубры соединятся с уже существующим стадом, уйдя в

леса Борисовского лесхоза. Однако животные вышли за пределы заповедника у его северо-восточных и юго-западных границ, удаленных на значительное расстояние от территории лесхоза. Их объединения с борисовским стадом так и не произошло.

Ключевую роль для формирования территориальной структуры борисовской популяции в первые годы определила доступность кормов в зимний период и наличие полей, засеянных сельскохозяйственными культурами, весной и осенью. Привыкшие к человеку во время своего содержания в вольерах питомника Приокско-Тerrasного заповедника, зубры не обращали внимания на его соседство. Не играла существенной роли в зимнем территориальном распределении стада его зимняя подкормка, организовать которую на своих границах пытался в первые годы заповедник.

Существенные изменения в территориальной структуре популяции начали происходить в начале 80-х годов, когда первое поколение рожденных на воле животных достигло половозрелости. Стадо стало избегать окрестностей населенных пунктов, постепенно расширило свой ареал, и уже к середине 80-х годов достигло мелиорированной поймы реки Цны, которая до сих пор служит границей его восточного распространения. Одновременно начала складываться и система сезонных миграций с переходом на летнюю территорию с низкой степенью антропогенного воздействия, и последующим возвращением на зиму на места с интенсивным хозяйственным освоением, но оптимальным по своим кормовым условиям.

Уже через 15 лет после основания борисовской популяции ее пространственно-территориальная структура была сформирована в том виде, который, за исключением небольших изменений, можно наблюдать и в наши дни. В ее состав входят две ключевых территории (рис. 1), на одной из которых (западный участок) стадо обитает в летний период, а на второй (восточный участок) оно останавливается на зиму. У популяции имеется и резервная территория, на которую животные откочевывают в том случае, если в местах зимовки возрастает фактор беспокойства со стороны человека. Переход животных с одного участка на другой происходит по миграционным путям, которые также остаются неизменными уже на протяжении многих лет. Такая структура ареала в большей мере свойственна кавказским зубрам (Немцев и др., 2003), чем равнинным популяциям животных беловежской линии. Еще в начале XX века для аборигенного кавказского зубра ее отмечал Д. Филатов (1910, 1912). Причем основную причину переходов животных из одного участка на другой он видел в преследовании их человеком.

Фактор беспокойства имеет ключевое значение и для территориального распределения борисовской популяции. В местах зимовки на восточном участке животные появляются в октябре — ноябре, и всю зиму, если их не тревожить, могут провести на относительно небольшой территории вблизи подкормочных площадок. Несмотря на наличие в окрестностях нескольких деревень, в зимнее время эта территория редко посещается людьми. Однако, после организации на ней в конце 1990-х годов охотничьих хозяйств, с октября по январь здесь проводятся интенсивные охоты на копытных. Зачастую, кабана стреляют в непосредственной близости от подкормочных площадей. В зимы 2004–2005 и 2005–2006 годов мы наблюдали, что в подобной ситуации зубры откочевывают на резервную территорию, где могут оставаться до окончания охотничьего сезона, возвращаясь после этого обратно на восточный участок. Отдельные животные не покидают резервной территории до наступления весны и начала миграции к местам летнего обитания.

Причину перехода зубров на западный участок мы видим в возрастании факторов беспокойства, оказываемых на стадо в местах зимовок и в необходимости для стельных самок иметь подходящие места для отела. При этом кормовой фактор ввиду доступности естественных кормов в летнее время отодвигается на второй план. Переход с зимнего на летний участок обитания происходит в апреле или начале мая. Расстояние в 25 км животные проходят в среднем за 10 дней, выбирая для своего продвижения один из трех имеющихся в их распоряжении миграционных путей. Важную роль в выборе маршрута играет наличие на пути миграций полей с озимыми культурами. Расположенный по большей части в сильно увлажненных лесных массивах, входящих в состав Березинского заповедника, западный участок ареала даже в летнее время почти не посещается людьми и фактор беспокойства, оказываемый на зубров со стороны человека, здесь оказывается минимальным. В этом месте происходит рождение молодняка, а в августе-сентябре начинается гон.

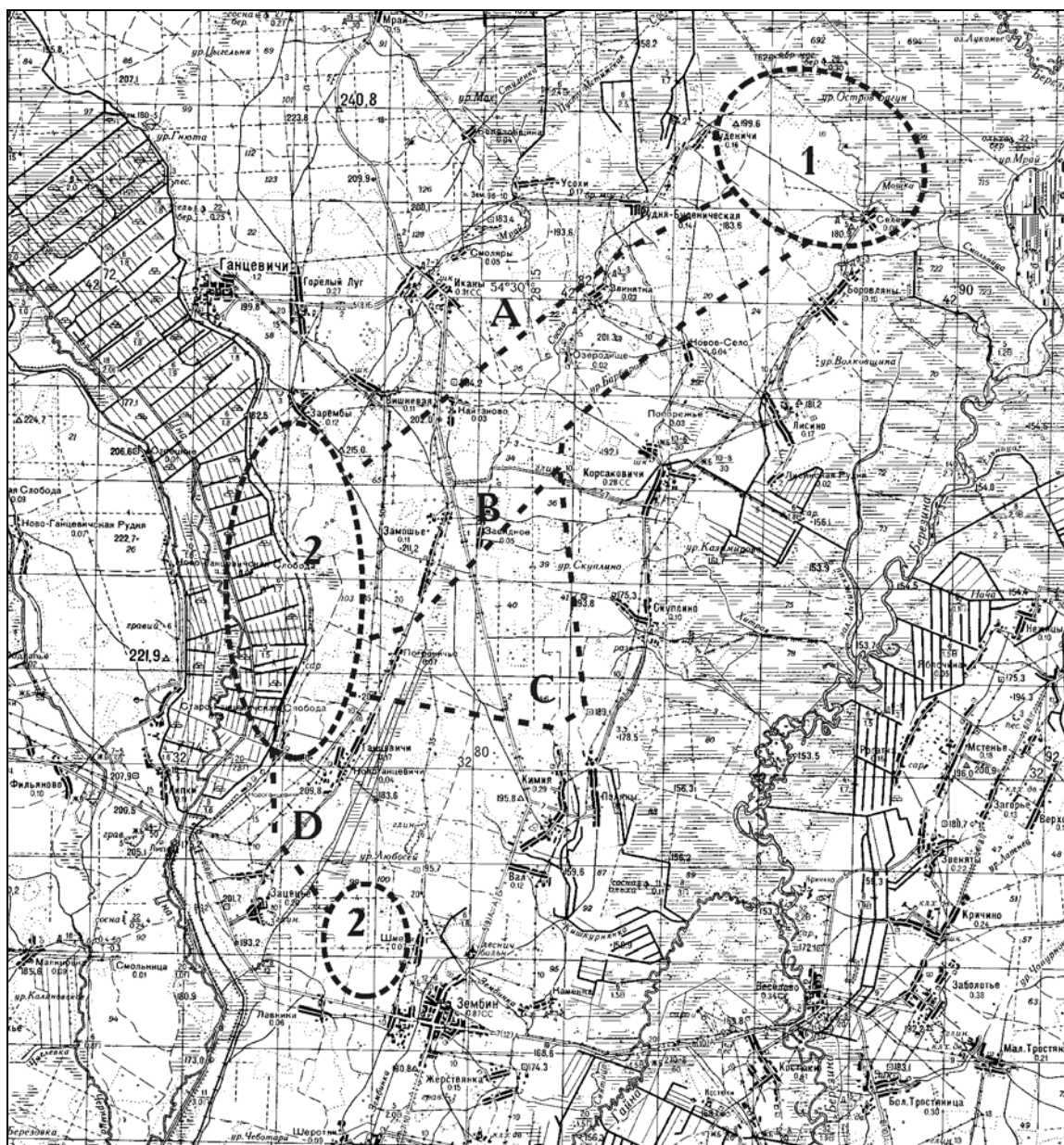


Рис. 1. Современная структура ареала борисовской популяции зубров. 1 — летние местообитания (западный участок), 2 — зимние местообитания (восточный участок и резервная территория), А, В, С — миграционные пути между летними и зимними местообитаниями, D — миграционный путь между западным участком и резервной территорией

Смертность и ее связь с антропогенным воздействием на борисовскую популяцию

За время существования борисовской популяции документально зафиксировано 39 случаев гибели зубров (табл. 3). Большая часть из них (62 %) приходится на взрослых животных. По-видимому, данные по гибели молодняка занижены, поскольку сбор информации о смертности зубров в летнее время сильно затруднен, а останки молодых животных в природе быстро утилизируются. И мы не исключаем того факта, что количество новорожденных зубрят может быть больше учтенной, однако часть из них погибает уже в первые месяцы жизни. Причем их смертность в этом случае, скорее всего, не связана с деятельностью человека.

Таблица 3. Смертность зубров борисовской популяции за период с 1975 по 2005 гг.

Причина гибели	Погибших животных	Взрослые	От 1 до 4 лет	Сеголетки
Браконьерство	7	6	–	1
Отравление	2	–	–	2
Сбиты транспортом	2	1	–	1
Отстрел с целью выбраковки (в т. ч. валютные охоты)	10 (8)	10 (8)	–	–
Убиты хищниками	1	–	1	–
От болезней	3	1	–	2
От полученных травм	1	1	–	–
От истощения	3	–	–	3
Мертворождение	1	–	–	1
Естественная смертность	2	2	–	–
Утонули	1	1	–	–
Причина не установлена	6	3	–	3
Итого	39	25	1	13

Данные, приведенные в таблице 3, свидетельствуют, что наиболее частая гибель животных связана с браконьерством и проведением отстрелов с целью выбраковки. Первый случай браконьерства отмечен уже в 1976 году, когда были отстреляны две самки-основательницы. Последний — в середине 90-х годов. Прекращение браконьерства в последнее десятилетие связано не столько с усилением мер охраны стада, сколько с ужесточением белорусского законодательства по отношению к незаконной добыче видов, включенных в республиканскую Красную книгу. Зато на смену браконьерству пришла узаконенная добыча животных с целью выбраковки старых и больных особей. Если за первые 20 лет существования популяции из нее выбраковано всего два зубра, то за период с 1994 по 2002 год с привлечением зарубежных охотников изъято 8 зверей — 6 самцов и 2 самки. Опрос, проведенный нами среди лесников, участвовавших в организации и проведении валютных охот, показал, что выбраковка имела смысл только в двух из восьми случаев. Зарубежные охотники преимущественно отстреливали животных, имевших трофейную ценность, не достигших преклонного возраста и не имевших видимых изъянов. Результатом этого стала сильная диспропорция в половом составе популяции. На начало 2005 года в ней имелись 21 взрослая самка и всего 8 взрослых самцов, из которых реальное участие в репродукции стада принимали не более 2–3.

Случаи отравления относятся к начальному периоду формирования популяции, носят непреднамеренный характер и объясняются тем, что выпас впоследствии погибших животных происходил на сельскохозяйственных полях, подвергшихся химической обработке. С распадом Советского Союза и ухудшением экономической ситуации значительно сократилось внесение на поля искусственных удобрений и использование химических средств защиты растений местными колхозами, и факты отравления животных больше не фиксировали. Гибель зубров в результате дорожно-транспортных происшествий связана с процессом ежегодных сезонных миграций, в ходе которых животным приходится пересекать автомобильную магистраль. Косвенную связь с деятельностью человека имеет и гибель самки в январе 2005 года, провалившейся под лед и утонувшей на одном из искусственных водоемов, имеющих на зимовочной территории.

Таким образом, мы связываем с деятельностью человека 22 из 39 установленных случаев смерти зубров. Как было показано выше, некоторые из них внесли существенный вклад в наметившуюся в последние годы половую диспропорцию стада.

Выводы

Из проведенного анализа особенностей формирования борисовской популяции, видно, что она является популяцией с первоначально заложенным механизмом вымирания. У животных, чье происхождение идет от одного самца и четырех самок неизбежно от поколения к поколению происходит рост уровня инбридинга. Несомненным является то, что наблюдаемое в последние годы снижение количества рождаемого молодняка по отношению к числу находящихся в репродуктив-

ном возрасте самок и 10-летнее отсутствие прироста стада, напрямую связаны с этой причиной. Уже в настоящее время следует отметить как одну из наиболее необходимых мер по сохранению борисовской популяции завоз в нее нескольких животных из других популяций беловежской линии зубра. Учитывая особенности биологии этого вида, заключающиеся в участии в размножении лишь небольшого количества имеющих в популяции самцов, наиболее целесообразно производить завоз молодых (5–6-летних) самцов, способных успешно конкурировать за самок с имеющимися в настоящее время в стаде 2–3 быками-производителями.

Борисовская популяция является одной из наиболее старых вольноживущих популяций беловежского зубра, способной служить модельным объектом для изучения проблем, возникающих в процессе возвращения этого вида в его естественные местообитания. Накопленные по ней данные свидетельствуют, что даже при полной адаптации подобных популяций к природным условиям обитания, факторы антропогенного происхождения играют ключевую роль в формировании их пространственно-территориальной структуры, поведенческой стратегии, а отчасти — и половозрастной структуры. Необходимым условием для успешной зимовки животных остается проведение биотехнических мероприятий. Для снижения факторов беспокойства со стороны человека места обитания таких популяций нуждаются в придании им специального охранного статуса.

Благодарности

Автор выражает глубокую признательность леснику Борисовского лесхоза А. П. Лесницкому и Ю. В. Богучкову, научному сотруднику Березинского биосферного заповедника, за помощь, оказанную при проведении полевых наблюдений за борисовской популяцией зубров.

Список литературы

- Белюсова И. П. Влияние инбридинга на жизнеспособность зубров в питомниках России (*Bison bonasus*) // К вопросу о возможности сохранения зубра в России. Сб. трудов. — Пушино, 1993. — С. 29–43.
- Кисловский Д. А. Избранные сочинения. — Москва: Колос, 1965. — 410 с.
- Козло П. Г. Оценка современного состояния популяций европейского зубра (*Bison b. bonasus* L.) и национальная программа действий по сохранению вида // Весті Нацыянальнай Акадэміі Навук Беларусі. — 2005. — № 4. — С. 90–99.
- Немцев А. С., Раутиан Г. С., Пузаченко А. Ю. и др. Зубр на Кавказе. — Москва, Майкоп, 2003. — 290 с.
- Синко Т. П. Зубр. Популяционно-генетический анализ // Вопросы современного охотоведения. Мат-лы междунар. научно-практ. конф. (5–6 декабря 2002 г.). — Москва, 2002. — С. 386–405.
- Синко Т. П., Раутиан Г. С., Удина И. Г., Ракицкая Т. А. Полиморфизм биохимических маркеров зубра (*Bison bonasus*) // Генетика. — 1996. — Том 32, № 3. — С. 400–405.
- Филатов Д. Летняя и зимняя поездка в Северо-Западный Кавказ в 1909 г. для ознакомления с кавказским зубром // Ежегодн. Зоол. муз. Академии наук. — 1910. — Том 15, № 4.
- Филатов Д. О кавказском зубре // Записки Имп. Академии наук. Отд. физ.-мат. — 1912. — Сер. 7, 30, № 8.
- Baranov A. S., Pucek Z., Kiseleva E. G., Zakharov V. M. Developmental stability of skull morphology in European bison, *Bison bonasus* // Acta Theriologica. — 1997. — Suppl. 4. — P. 79–85.
- Frankel O. H. Evolutionary change in small populations // Soule M. E., Wilcox B. A. (eds.). Conservation Biology: An Evolutionary and Ecological Perspective. — Sunderland, 1980. — P. 135–149.
- Hartl G. B., Pucek Z. Genetic depletion in the European bison (*Bison bonasus*) and the significance of electrophoretic heterozygosity for conservation // Conservation biology. — 1994. — Vol. 8, № 1. — P. 167–174.
- Laughlin R. Capacity for increase: a useful population statistic // Journal of Animal Ecology. — 1965. — № 34. — P. 77–91.
- Senner J. W. Inbreeding depression and the survival of zoo populations // Soule M. E., Wilcox B. A. (Ed.). Conservation Biology: An Evolutionary and Ecological Perspective. — Sunderland, 1980. — P. 209–244.
- Soule M.E., Wilcox B.A. (Eds.). Conservation biology. — Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, Inc. Publishers, 1980. — 430 p.
- Wright S. Systems of mating // Journal of Genetics. — 1921. — Vol. 6. — P. 111–178.
- Wright S. Mendelian analysis of the pure breeds of livestock. 1. The measurement of inbreeding and relationship // Journal of Heredity. — 1923. — Vol. 14. — P. 339–348.

УДК 591.55+574.2

Основні можливості науковців у практичній природоохороні

Іван Парнікоза

Основні можливості науковців в практичній природоохороні. — Парнікоза І. — В умовах ринкових відносин та існування рудиментарних державних природоохоронних органів, що дісталися нам у спадок від радянської системи, сподіватися на ефективний екологічний контроль та збереження природного середовища з боку держави не доводиться. Змінити ситуацію може лише громадський рух, який спирається на постульовані вченими цілі. Сучасність ставить перед вченими України необхідність активно відстоювати інтереси об'єктів власних досліджень та екосистем загалом, займати активну позицію та виховувати нове наукове покоління в рамках природоохоронної моралі.

Ключові слова: природоохорона, вчені, громадськість.

Адреса: Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Дружина охорони природи “Зелене Майбутнє”, вул. Володимирська, 64, м. Київ, 01033, Україна; E-mail: parnicoza@hotmail.com.

Main potentials of scientists in practical nature protection. — Parnikoza I. — There is a high necessity of effective ecological control in conditions of market economics and existence of rudimental state bodies for nature protection. The important role of scientists in the work of nature conservation is shown. Real possibilities for scientists' active work in this field in modern Ukraine are analysed.

Key words: nature protection, scientists, society.

Address: Kiev Taras Shevchenko National University, Nature protection guard “Green future”, str. Volodimirs'ka, 64, Kyiv, 01033, Ukraine; E-mail: parnicoza@hotmail.com.

Останнім часом для науковців є очевидним стрімке скорочення біорізноманіття в Україні на тлі ледь-живіючої заповідної справи та екологічного законодавства, що не має конкретних правових прецедентів. В той же час прогресуючий розвиток капіталістичних відносин робить можливим те, що ще вчора здавалося неможливим. Навіть затоплення порогів на Південному Бузі та будівництво каналу в Дунайському заповіднику виглядають забавками у порівнянні з такими катастрофічними проектами, як лобійоване Мінтрансом у 2003 році будівництво судноплавного каналу Даугава-Дніпро. Проекти такого масштабу здатні назавжди спотворити природні ландшафти України, що ще збереглися. Втім, подібні проблеми існували завжди (Борейко, 2001а) і, на щастя, завжди знаходилися небайдужі люди, що не мирилися з цим. Серед них лєвова частка — вчені (Борейко, 2001б).

Наразі у випадку цих та дрібніших проблем громадськості вдається сказати своє слово та, часом, суттєво ускладнювати проштовхування подібних ініціатив. Підтримка, яку при цьому надають вчені їх висновками та вчасно поданим голосом на захист, є важливим, але не єдино-можливим способом природоохоронної діяльності останніх. Добре зрозуміло, що вузький спеціаліст по певній групі тварин чи рослин, особливо у випадку її загрозливого стану, є одночасно єдиним представником її інтересів перед державою. Розраховувати на розуміння представників державних установ не доводиться, натомість необхідно проводити кампанію з інформування та правової аргументації. Наведення законів, на підставі яких має охоронятися той чи інший вид, робить його вагомим в очах контролюючих органів. Зрозуміло, що науковець, перш за все, відстоює свій науковий напрямок, але при вмілій організації власного часу він має широкі можливості і для природоохоронної діяльності. Важливу допомогу може надати йому енергійна студентська молодь, у середовищі якої, навіть в наших умовах ще реально знайти небайдужих людей.

Саме вони є тією силою, що здатна здійснювати широкий спектр природоохоронних заходів на основі персональних схильностей та рекомендацій науковця-керівника. Саме так колись виникли в СРСР Дружини з охорони природи. Можна впевнено сказати, що вони ефективно працюють там, де їх координують досвідчені природоохоронці чи вчені.

Серед головних напрямків, у яких зараз можна досягнути реальних результатів для покращення становища довкілля, необхідно назвати наукові дослідження, спрямовані на детальне вивчення динаміки рідкісних видів, факторів, що сприяють їх поширенню та причин їх зникнення (Парнікоза та ін., 2005). При цьому треба усвідомлювати, що навіть критично-малу кількість інформації для адекватного аналізу можна отримати лише шляхом залучення до цієї справи групи менш кваліфікованих людей. В той же час, для принципових висновків інколи достатньо певних, досить простих, втім регулярних досліджень. Тому, важливим завданням є спрощення методик спеціальних досліджень до рівня некваліфікованого працівника та розробка курсу тренінгу для поширення певних методик у широкі кола громадськості.

Дуже важливою є зараз робота по створенню, моніторингу та захисту існуючих об'єктів природно-заповідного фонду (ПЗФ). Наразі жодна з державних структур в Україні не займається активним створенням та охороною малих об'єктів ПЗФ: заказників, пам'яток природи і заповідних урочищ. Саме тому, місцеві землекористувачі роблять з цими об'єктами все, що вважають за потрібне, не зустрічаючи опору. Відсутності опору сприяє і дефіцит передачі інформації від вчених до місцевих жителів. Натомість вчені, як правило, дотримуються принципу невтручання.

Суттєвою вадою є відсутність широко розповсюдженого в наукових колах досвіду та конкретних практичних знань, про те як можна активно боронити ПЗФ. Зауважимо, що ефективні природоохоронні акції можливі лише за умов постійного надходження інформації з місць. Найкраще організувати і навчити місцевий осередок активістів. До того ж, це значно легше ніж постійно займатися кожним об'єктом самому. Корисно увійти в контакт з найближчою природоохоронною організацією та спробувати використати її можливості для вирішення конкретних завдань.

Ще один аспект — це абсолютно не популяризоване природоохоронне законодавство та охоронні списки на кшталт Червоної книги. Скептичне ставлення до цієї проблеми з боку вчених призводить до малої обізнаності в цих речах як молодих науковців, так і чиновників. Слід розуміти, що усі прийняті закони та ратифіковані міжнародні Конвенції у вмілих руках є потужною зброєю, що може змінювати становище на краще.

Необхідно витратити час на розробку Червоних списків для свого регіону та знайти активних громадських діячів та чиновників, які їх пролобують. Якщо ж вони вже існують то постійно використовувати їх для посилення аргументації та ширшого інформування.

Одночасно необхідно розпочати практичні кроки до боротьби з торгівлею тваринами та рослинами. При цьому головним фактором є небажання дирекції ринків мати загрозові клопоти через несанкціоновану торгівлю дикими тваринами та рослинами, що в кінцевому рахунку не дає вирішальної долі прибутку в загальному ринковому обігу.

Наразі необхідні також практичні заходи з покращення становища природних та напівприродних біологічних систем, що має включати штучне, втім науково-обґрунтоване покращення умов, реінтродукцію рослин та реакліматизацію тварин. Величезні потенційні можливості людини необхідно використати в процесі протилежному суцільному антропічному збідненню. Людина має розповсюджувати не бур'яни та адвентивні види, а постійно розселювати аборигенні види, для чого наразі існує достатньо можливостей.

Література

- Борейко В. История охраны природы Украины (X век — 1980), Киев: КЕКЦ, 2001а. — 544 с.
Борейко В. Словарь деятелей охраны природы. — Киев, Москва: КЕКЦ, 2001б. — 524 с.
Парнікоза І. Ю., Василюк О. В., Шевченко М. С. та ін. Раритетна флора (охорона, вивчення, реінтродукція силами студентських екологічних організацій). — Київ: НЕЦУ, 2005. — Том 1. — 67 с.

Надійшло до редакції: 24 грудня 2005 р.

УДК 591.55+599 (47)

О некоторых особенностях резерватогенных сукцессий в степных заповедниках (на примере териофауны)

Михаил Русин

До деяких особливостей резерватогенних сукцесій у степових заповідниках (на прикладі териофауни). — Русин М. — У статті обговорюються деякі аспекти змін степової териофауни в умовах фрагментації степової зони Євразії. Теоретичною основою аналізу є деякі положення рівноважної моделі островної зоогеографії Р. Мак-Артура і Е. Уїлсона (1967). Відмічено, що одночасно із вилученням видів, що належать до степового фауністичного ядра, відбувається заселення територій, що "звільнилися", видами, які схильні до синантропії, й видами мезофільного комплексу.

Ключові слова: резерватогенні сукцесії, острівний ефект, степова зона, ООПТ, териофауна.

Адреса: Луганський природний заповідник НАНУ, вул. Рубіжна 95, смт. Станічно-Луганське-2, Луганська обл., Україна; E-mail: mrusin@rin.ru.

To some aspects of reservational successions in steppe reserves (by the example of theriofauna). — Rusin M. — In the article some aspects of changes of steppe fauna of mammals due to fragmentation of steppe zone of Eurasia are discussed. The theoretical basis of analysis is some theses of the equilibrium theory of the insular zoogeography of R. H. Mac-Arthur and E. Wilson (1967). It was noticed that simultaneously with disappearance of species of steppe faunistica; core released territories are settled with species, which are inclined to synanthropy as well as with nemoral species.

Key words: reservational successions, island effect, steppe zone, reservations (SPNA), fauna of mammals.

Address: Luhansk Nature Reserve, NASU, 95 Rubezhnaya str., Stanichno-Luhanske-2, Luhanska province, Ukraine; E-mail: mrusin@rin.ru.

Введение

Степная зона Евразии в течение всего исторического периода испытывала значительные антропогенные нагрузки. Тип этой нагрузки был различным и зависел от социально-экономического строя населяющих степную зону народов. Опишем основные из них. Для кочевников наиболее характерными являлись перевыпас домашнего скота (овцы, кони, верблюды) и загонные охоты, в результате которых истреблялось огромное количество дикого зверя. Не менее значимыми были столбовые дороги и специфический метод ведения войны — метод выжженных земель, известный для скифов (нашествие Дария в IV в. до н. э.) и крымских татар (военный поход князя Голицына в конце XVII в.). Как ни существенны были эти типы воздействия, степи в течение двух тысяч лет сохраняли свой относительно неизменный облик с фоновыми видами млекопитающих и птиц. Другой тип землепользования имел эпизодический характер в прошлом и является преобладающим в наше время, однако он оказал неизмеримо большее влияние на степные типы ландшафтов всего мира.

За исторический период в степях Евразии исчезли и продолжают исчезать ряд видов макро- и мезотериофауны. При этом сокращение ареала степных видов шло в направлении с запада на восток, где в Средней Азии некоторыми авторами выделяется степное фаунистическое ядро (Загороднюк, 1998, 1999). Интересно отметить, что это сокращение, судя по историческим литературным сведениям, проходило несколько скачкообразно, судя по всему, не равномерным отступанием ареала вида, а постепенным вымиранием (или истреблением) локальных популяций, границы которых часто совпадали с междуречьями крупных рек (рис. 1).

От теории к практике

Мы попробовали проанализировать данный процесс, который многократно описанный в литературе, с несколько иных позиций. За основу взято некоторые положения равновесной модели островной биогеографии Р. Мак-Артура и Э. О. Вилсона (Mac-Arthur, Wilson, 1963, 1967). В классическом виде эта гипотеза предполагает, что фауна острова находится в состоянии динамического равновесия между вымирающими видами и заселяющими их видами из центров колонизации.

Соответственно, богатство фауны острова зависит от двух факторов:

- 1) размера острова и его биотопического разнообразия;
- 2) расстояния от центров колонизации.

Хотя эта модель разработана на настоящих островах, эту гипотезу можно использовать и при анализе происходящих на материке процессов, в том числе вследствие антропогенной изоляции территорий.

Следует отметить два важных фактора при анализе происходящего процесса угасания степной териофауны. Во-первых, степная зона в Европейской части естественно фрагментирована меридионально-направленными долинами крупных рек (Днестр, Южный Буг, Днепр, Дон, Волга, Урал), что создает как сугубо пространственную преграду для поддержания определенного уровня панмиксии, так и биотопическую (лес посреди степи). Во-вторых, человек своей деятельностью значительно более фрагментировал степную зону за очень короткий промежуток времени, оставив лишь небольшие целинные участки.

Первый из вышеназванных факторов привел к: образованию устойчивых в пространстве и времени популяций, ограничению распространения ряда видов, оказался ведущим фактором при дивергенции популяций и образованию близких видов. Второй — к тому, что начали происходить катастрофические изменения в степных биоценозах и к осознанию того, что необходимо ограничить природопользование путем создания сети ООПТ¹ различного ранга. Однако этот процесс шел крайне неравномерно и скачкообразно, чему свидетельствуют даты создания заповедников (наивысшего ранга в сети ООПТ): Аскания-Нова (1889), Черноморский (1927), Азово-Сивашский (ныне национальный парк — 1927), Украинский степной (1928), Центрально-Черноземный (1935), Луганский (1928–1975), Оренбургский (1989), Приволжская лесостепь (1989), Черные земли (1990), Чазы (1991), Ростовский (1995), Еланецкая степь (1996) и ряд других.

Анализируя этот список, мы видим, что существовало 3 этапа создания степных ООПТ (мы не берем во внимание центрально-азиатские заповедники).

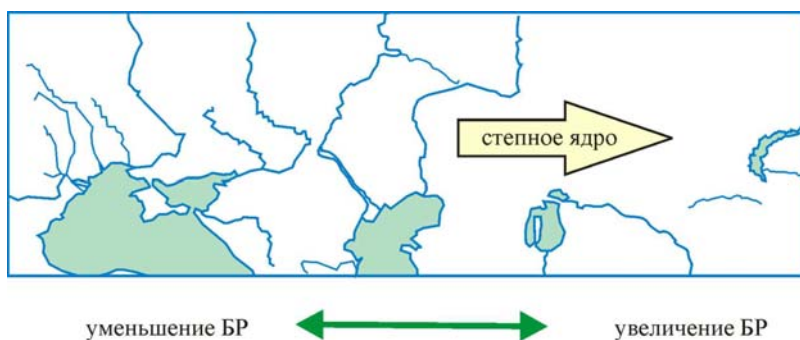


Рис. 1. Карта европейской части степной зоны, отображающая кластерность степных территорий. Хорошо видно высокую степень фрагментированности западного сектора и непрерывность центрально-азиатских степей и полупустынь. Снизу отображен градиент убывания (на запад) и возрастания (на восток) градиента биологического разнообразия (БР) степного фаунистического ядра.

¹ Здесь мы применяем широко распространенный в природоохранном деле акроним ООПТ в значении "особо охраняемые природные территории".

Первый — создание заповедников на западе степной зоне в начале прошлого века; второй — середина XX в., когда создавались заповедники-карлики, да еще и сокращались уже существующие; третий — начала создаваться сеть ООПТ далее на восток в конце этого века. Этот процесс, как мы можем убедиться, происходил в том же векторе, что и угасание степей, однако со значительным опозданием и без должного понимания проблемы, что и не помогло сохранить степь в этих заповедниках, как биогеоценоз.

Итак, в соответствии с равновесной гипотезой Мак-Артура-Вилсона, разделенная на «острова» степь начала формировать свой новый облик. Первыми начали исчезать крупные копытные (степные формы тура и зубра, кулан, сайгак, тарпан), т. к., с одной стороны, они всегда были главным объектом охоты и преследовались земледельцами, а с другой стороны они требуют больших территорий для своего обитания. Одной из причин сокращения численности и ареала распространения сайгака в районе оз. Маньч-Гудило предполагается создание густой сети орошаемых каналов (Миноранский, 2002). Наряду с фактами массовой гибели животных на необорудованных переправах (Жирнов, 1982), следует предположить, что, оказавшись на изолированных небольших пастбищах, начинал действовать «островной эффект», что и привело к сокращению численности сайгака здесь даже в те годы, когда в целом этот вид имел позитивный тренд численности.

Резерватогенные сукцессии

Копытные животные, как известно, оказывают достаточно существенное влияние на травянистую растительность. Хотя некоторые исследователи и предполагают, что сбой это антропогенное явление для степей (Формозов, 1962), все же большинство и зоологов, и ботаников указывают на то, что без копытных степь теряет свой облик. Проблема эта особенно остро встала, начиная с 70–х — 80–х годов XX века. И вызвана она была именно тем, что на крошечных островах ООПТ, окруженных агроландшафтом при полной режимности на их территории и при отсутствии копытных, начинали проходить процессы, которые ботаники называли резерватогенными сукцессиями. Суть их заключалась в том, что проходило активное накопление мортмассы, начинало сокращаться степное разнообразие (растений), активизировался процесс зарастания степи *Quercus robur*, *Rosa canina*, *Caragana frutex* и др. (в зависимости от типа степи). Именно это и стало основной причиной официально разрешенной биотехники — сенокосения, выпаса в небольшом количестве домашних животных (лошадей или КРС), контролируемых палов. Следует отметить, что у нас в стране наибольшую популярность приобрел наименее благоприятный способ — сенокосение, в то время как в Северной Америке проводятся контролируемые палы, эффект которых сравним, а иногда и превышает таковой от умеренного выпаса.

Интересны с точки зрения островной биогеографии и данные о том, что на залежах, изолированных друг от друга лесополосами значительно медленнее происходит восстановление степной растительности (Бобровская, Казанцева, 2000). Не менее интересны и сообщения о том, что выпас полудиких лошадей ускоряет этот процесс.

Зарастание степи в заповеднике приводит к исчезновению с его территории крупных роющих грызунов — сурков, сусликов и тушканчиков. Так, на участке Луганского заповедника Стрельцовская степь, который изначально был создан как «державний бабаковий заповідник», сейчас практически не осталось степных сурков (*Marmota bobak*) (их количество в 2005 году на давно охраняемой территории оценивается в 25 особей) (Боровик, 2006). Они тяготеют к косым и выпасаемым участкам, или к местам с разреженной растительностью. На участке Ягорлыцкий Кут Черноморского биосферного заповедника на недавно присоединенных территориях, которые до 1998-го года использовались в том числе как пастбища, численность малого суслика (*Spermophilus pygmaeus*) и тушканчика (*Allactaga major*) в 1,5–2 раза больше, чем на давно охраняемой (Селюнина и др., 2002). Исчезновение этих ландшафтообразующих зверьков приводит к исчезновению ряда других видов растений и животных, непосредственно связанных с этими видами, например, каменки-плясуньи, которая очень тесно связана с распространением сурков, специфических копрофагов сурочьих колоний и т. д. Следует отметить, что степные сурки ранее отмечались в северных и луговых степях (Сурки..., 1982, Бибиков, 1989), что свидетельствует об их значительно меньшей степени зарастания в прошлом.

Происходят изменения и в микротериофауне резерватной степи. Так, в степи, заросшей кустарниками и полукустарничками (такими, как карагана), уменьшается роль серых и общественных полевок (*Microtus "arvalis" et socialis*), и увеличивается — лесных мышей (в кустарниковых зарослях Провальской степи отлавливаются все 3 вида данной группы, отмечаемых для региона — *Sylvaemus uralensis*, *S. sylvaticus*, *S. tauricus*). Тем не менее, кустарниковые абсолютно заповедные степи с различной степенью зарастания предоставляют для населяющих их видов микромаммалий разнообразные условия, что приводит к всплеску их разнообразия (Загороднюк, Кондратенко, 2002). Это согласуется с положением, что для мелких фитофагов (насекомых и, вероятно, грызунов) большое значение имеет и разнообразие и количество местообитаний, которое может предоставить одно растение (Бигон и др., 1989). Естественно, что растения со сложной морфоструктурой, такие как деревья и кустарники, предоставляет больше экологических ресурсов для мелких фитофагов. Именно трехмерная структура фитоценоза дает возможность существовать там видам, несклонным к обитанию в степи, таким как бурозубки, лесные мыши, мышовки и др. В соответствии с законом альтернативного разнообразия (Емельянов, 1999) в заросшей степи с трехмерной структурой, которая характеризуется более выровненными абиотическими показателями, будет большее фаунистическое разнообразие, чем в низкотравной степи с сильной суточной и сезонной динамикой абиотики. В экологии считается, что такие факторы, как влажность воздуха, температура и средняя скорость ветра в сообществах (местообитаниях) с развитой трехмерной структурой являются на порядок более стабильными, по сравнению с двухмерными (Бигон и др., 1989).

Изменения в фаунистическом комплексе происходят также за счет изменения состава локальных фаун. Интересным является постепенное проникновение такого типично лесного вида, как рыжая полевка (*Clethrionomys glareolus*), на степные участки, где она ранее никогда не отмечалась. Если в Центрально-Черноземном заповеднике это явление участилось, начиная с 1980-х годов (Власов, Пузаченко, 2000), в Стрельцовой степи она впервые была отмечена в начале 90-х годов (Загороднюк И. В., личное сообщение), а в Провальской — только в начале 2000-х годов. В 2005 г. полевка рыжая впервые была отловлена в абсолютно-заповедной степи (АЗС) Провалья. Так, одновременно с мезофитизацией изолированных степей происходит и мезофилизация.

Все это коренным образом влияет на фауну хищников — страдают в первую очередь те виды, которые имеют наиболее узкую трофическую нишу. Так, степной хорек (*Mustela eversmanni*) в своем распространении в большой степени зависит от распространения сурков. Байбаки также служат иногда основным трофическим ресурсом для корсака (*Vulpes corsac*) и волка (*Canis lupus*). Каким образом на фауну хищников повлияло исчезновение многомиллионных стад сайги и тарпанов, выяснить уже представляется невозможным.

Факт или совпадение? Расчет и просчет...

Следует отметить, что в сокращении ареала двух типично степных видов — сайги и байбака — прослеживаются сходные закономерности. В XVIII веке оба этих вида еще встречались в Подолии. В XIX веке они исчезают из правобережья Днепра. К XX веку сайга в Европе остается существовать только в Калмыкии и междуречье Волги и Урала, а степной сурок — изолированными поселениями в Харьковской и Луганской областях Украины, на Кубани и в Поволжье (Сурки..., 1982, Жирнов, 1989). Это соответствует вышеизложенному положению о том, что первыми исчезают с территории «островов» крупные млекопитающие. Таким же образом происходило сокращение ареалов этих видов в направлении с севера на юг.

Как показано выше, малые по площади ООПТ не могут поддерживать стабильные популяции многих видов млекопитающих, что доказывает тезис о зависимости площади острова и составом фауны (Протасов, 2002, Kratochwil, 1999). Чаше всего десятикратному увеличению площади островов соответствует примерно двукратное возрастание числа видов (Пианка, 1981):

$$N_{sp}=CA^z$$

где: N_{sp} — число видов, C — постоянная, характерная для местности, A — площадь острова, показатель $z=0,24 \div 0,35$.

Рассматривая второй тезис гипотезы Мак-Артура–Вилсона о зависимости фауны острова от удаленности от центров колонизации, следует указать на уже упоминавшиеся факты. Так, степные виды млекопитающих постепенно отступают на восток и юг, освобождая тем самым экологические ниши в степных резерватах. Что бы заново заселить эти «острова» животным необходимо преодолеть определенные препятствия, но совершенно очевидно, что легче это сделают те из них, кому приходится преодолевать меньшие расстояния. Так, рассматривая два фаунистических центра, один — степной в Центральной Азии, и другой — бореальный в зоне широколиственных лесов Европы, становится совершенно очевидно, что представителям второго комплекса намного проще проникнуть на освободившиеся территории, тем более используя естественные меридионально направленные долины рек и искусственные лесополосы. Именно это мы и наблюдаем на примере экспансии полевки рыжей и лесных мышей в степные ценозы. И при этом не прекращается сокращение ареала таких видов, как пеструшка степная (*Lagurus lagurus*) и слепушонка (*Ellobius talpinus*) (Кондратенко и др., 2003).

Что мы можем ожидать в будущем в результате действия «островного эффекта» на степные ООПТ? Дальнейшее сокращение числа степных видов и проникновение (или увеличение роли) синантропов и мезофилов. Если эти процессы получат дальнейшее развитие, то фаунистический облик резерватной степи будет принимать черты, соответствующие термину "серая биота" (Шварц и др., 1993). Однако, этот процесс может быть замедлен или остановлен при создании сети значительных по площади ООПТ. Источником для этого могут служить бывшие военные полигоны, средне- и старовозрастные залежи, слабо используемые пастбища, сенокосы.

Выводы

1. В результате действия резерватогенных сукцессий на незначительные по площади степные острова мы можем ожидать выпадение видов степного комплекса в направлении запад-восток.
2. Освободившиеся экологические ниши будут занимать виды, широко склонные к синантропии и виды мезофильного комплекса.
3. Нормальное функционирование степи возможно при условии сохранения достаточно больших резерватов для устойчивого существования популяций макрофагов открытых пространств.
4. Биотехника никогда не сможет заменить естественные принципы саморегулирования экосистем, о чем свидетельствует динамика развития (угасания) природных комплексов заповедных территорий степи.
5. Опыты по использованию копытных (диких или полудиких) по восстановлению залежных земель дают веское основание для возможности использования залежей и пашней для реставрации степной биоты.

Благодарности. Хочу выразить благодарность И. В. Загороднюку, З. В. Селюниной, А. М. Волоху, А. И. Дулицкому и Б. Г. Мельниченко за ценные советы и критические замечания при обсуждении данной темы.

Литература

- Бибиков Д. И. Сурки. — Москва: Агропромиздат, 1989. — 255 с.
- Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология: особи, популяции, сообщества / Пер. с англ. В. В. Белова и А. Г. Пельмского, под ред. А. М. Гилярова. — Москва: Мир, 1989. — Том 1 — 669 с.
- Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология: особи, популяции, сообщества / Пер. с англ. В. В. Белова и А. Г. Пельмского, под ред. А. М. Гилярова. — Москва: Мир, 1989. — Том 2. — 480 с.
- Бобровская Н. И., Казанцева Т. И. О негативном воздействии лесополос на растительность залежей (Каменная степь) // Степи Северной Евразии: Стратегия сохранения природного разнообразия и степного природопользования в XXI веке. Материалы междунар. конф. — Оренбург, 2000. — С. 72–73.
- Боровик Е. Динамика численности сурка (*Marmota bobac* Muller, 1776) на территории заповедника «Стрельцовская степь» // Фауна в антропогенном средовищі / За редакцією І. Загороднюка. — Луганськ, 2006. — (этот сборник).

- Власов А. А., Пузаченко А. Ю. Миграционная активность рыжей полевки (*Clethrionomys glareolus*, Rodentia) в лесостепных биотопах // Степи Северной Евразии: Стратегия сохранения природного разнообразия и степного природопользования в XXI веке. Материалы межд. конф. — Оренбург, 2000. — С. 105–107.
- Емельянов И. Г. Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистем. — Киев, 1999. — 168 с.
- Жирнов Л. В. Возвращенные к жизни: Экология, охрана и использование сайгаков. — Москва: Лесная промышленность, 1982. — 224 с.
- Загороднюк І. Таксономічна структура теріофауни степової зони України // Актуальні питання збереження та відновлення степових екосистем: Мат-ли міжнар. наук. конф., присвяч. 100-річчю заповідання асканійського степу (Асканія-Нова, 21–23 травня 1998 р.). — Асканія-Нова, 1998. — С. 274–277.
- Загороднюк І. В. Степове фауністичне ядро Східної Європи: його структура та перспективи збереження // Доповіді НАН України. — 1999. — № 5. — С. 203–210.
- Загороднюк І., Кондратенко О. Біотопна диференціація видів як основа підтримання високого рівня видового різноманіття фауни // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. — 2002. — № 30. — С. 106–118.
- Кондратенко О. В., Кузнецов В. Л., Золотухіна С. І. Хом'ячок, строкатка та сліпачок (Rodentia, Mammalia) у Донецько-Донських та Донецько-Приазовських степах // Заповідна справа в Україні. — 2003. — Том 9, № 2. — С. 30–33.
- Миноранский В. А. Животный мир Ростовской области. — Ростов-на-Дону: Изд-во "ЦВВР", 2002. — 360 с.
- Пианка Э. Эволюционная экология. — Москва: Мир, 1981. — 400 с.
- Протасов А. А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология. — Київ, 2002. — 107 с.
- Селюніна З. В., Русін М. Ю., Русіна Л. Ю. Фауністичні основи заповідання колишнього військового полігону // Вісник Луганського державного педагогічного університету. Біологічні науки. — 2002. — № 1 (45). — С. 33–37.
- Сурки. Биотенотическое и практическое значение / Под ред. Р. П. Зиминой и Ю. А. Исакова. — Москва: Наука, 1980. — 222 с.
- Формозов А. Н. Изменения природных условий степного юга европейской части СССР за последние сто лет и некоторые черты современной фауны степей // Исследования географии природных ресурсов животного и растительного мира. — Москва: Наука, 1962. — С. 114–161.
- Шварц Е. А., Белоновская Е. А., Второв И. П., Морозова О. В. Интродуцированные виды и концепция биотенотических кризисов // Успехи современной биологии. — 1993. — Том 113, № 4. — С. 387–399.
- Kratochwil A. Biodiversity in ecosystems: some principles // Biodiversity in ecosystems; principles and case studies of different complexity levels. — Dordrecht; Boston; London: Kluwer Acad. Publ., 1999. — P. 5–38.
- MacArthur R., Wilson E. An equilibrium theory of insular zoogeography // Evolution. — 1963. — Vol. 17. — P. 373–387.
- MacArthur R. H., Wilson E. O. The theory of island biogeography. — Princeton, NJ: Princeton Univ. Press, 1967. — 203 p.

Надійшло до редакції: 24 листопада 2005 р.

УДК 597.6/599:504.74.06

Редкие наземные млекопитающие заповедника Хомутовская степь в условиях антропогенного пресса

Владимир Тимошенко

Рідкісні наземні ссавці заповідника Хомутовський степ в умовах антропогенного пресу. — Тимошенко В. — Проаналізовано результати опитування населення та власні спостереження за рідкісними наземними ссавцями у 2004–2005 рр. Види поділено на 5 категорій залежно від способу використання ними територій, змінених у різному ступені людиною. Розглянуто роль заповідника у збереженні рідкісних видів ссавців.

Ключові слова: рідкісні види, наземні ссавці, природний заповідник, степова зона.

Адреса: Український степовий природний заповідник НАН України, с. Самсонове, Тельмановський р-н, Донецька обл., 87172, Україна. E-mail: timoshenkov@ua.fm.

Rare terrestrial mammals of Khomutovsky Steppe reserve in the conditions of anthropogenic press. — Timoshenkov V. — Results of interviewing of residents as well as personal observations of rare terrestrial mammals of 2004–2005 years were analyzed. Species are divided into 5 categories according to usage of territories transformed by man in a different degree. A role of the reserve in conservation of rare species of mammals is considered.

Key words: rare species, terrestrial mammals, natural reserve, steppe zone.

Address: Ukrainian Steppe Reserve, Samsonove vil., Telmanove district, Donetsk Province, 87172, Ukraine. E-mail: timoshenkov@ua.fm.

Введение

Природные комплексы юго-востока Украины значительно нарушены в результате интенсивной хозяйственной деятельности человека. Дикая природа степной зоны, не выдерживающая антропогенного пресса, сохраняется на нераспаханных участках пастбищ и в заповедниках. Последние в этом регионе имеют очень малые площади, удалённые друг от друга на значительные расстояния. Отделение Украинского степного природного заповедника "Хомутовская степь" расположено в окружении освоенных территорий. С двух сторон к нему примыкают населённые пункты — с. Самсоново и с. Витава. Ещё два населённых пункта — с. Хомутово и с. Коньково — находятся в 3 км от заповедника. Часть территории заповедника граничит с распаханными полями. Фауна заповедника претерпевает изменения, вызванные как общими изменениями окружающего ландшафта, так и резерватогенными сукцессиями, связанными с режимами заповедной охраны (а, вернее, с "режимами использования", как справедливо отмечает Г. Н. Лысенко (2005)). В нашу задачу входит выяснить, какие процессы оказывают наибольшее влияние на исчезновение редких видов животных и что необходимо для их сохранения.

Методика исследований

В связи с невозможностью набрать большой статистический материал путём визуальных наблюдений за редкими животными, мы применили метод опроса населения. Считая неэффективной работу с бумажной анкетой (Загороднюк та ін., 2002), нами был применен метод прямого опроса в форме беседы. У респондентов выясняли два вопроса:

1. Где встречено животное (просили подробно описать место)?
2. Когда встречено животное (год, день, время встречи)?

При опросах использованы рисунки, помещённые в Красную книгу Украины (Червона книга..., 1994) и определитель (Виноградов, Громов, 1984), а так же фотографии. Дополняя свои собственные наблюдения опросными данными, мы старались получить более полную картину обитания редких видов млекопитающих в заповеднике и за его пределами. Опросом охвачено четыре группы респондентов: сотрудники отделения "Хомутовская степь" заповедника (всего 42 человека, с учётом текучести кадров); 20 школьников начальной школы с. Самсоново; около 20 жителей сс. Самсоново, Коньково, Хомутово, Витава (шофёры, трактористы, пастухи, пенсионеры). Опрошено также около 200 туристов, но эта категория дала лишь один положительный ответ.

При сборе информации первостепенное внимание уделено видам, занесённым в Красную книгу Украины (Червона книга..., 1994): барсук (*Meles meles*), хорь степной (*Mustela eversmanni*), перевязка (*Vormela peregusna*), ёж ушастый (*Hemiechinus auritus*), тушканчик большой (*Allactaga jaculus*), горностай (*Mustela erminea*). Попутно мы собирали сведения еще по 4-м относительно редким в регионе исследованным видам млекопитающих: куница каменная (*Martes foina*), хорь чёрный (*Mustela putorius*), ласка (*Mustela nivalis*), суслик малый (*Spermophilus pygmaeus*).

В этот список мы внесли суслика малого потому, что колонии этого животного являются потенциальными местами обитания четырех других рассмотренных в этой статье "краснокнижных" видов: хоря степного, перевязки, ежа ушастого и тушканчика большого. Номенклатура видов принята согласно И. Я. Павлинову и О. Л. Россолимо (1987).

Результаты

Данные опросов и личных наблюдений представлены в таблице 1. Из таблицы видно, что по перевязке, степному хорю, ушастому ежу и большому тушканчику использованы только опросные данные. Необходимо обратить внимание на их неравноценность.

Степной хорь. Очень осторожно нужно относиться к последним данным встреч степного хоря, т. к. респонденты — это люди, родившиеся после 1970 года и в дикой природе степного хоря не наблюдавшие (3 встречи из 5):

- 1) Перетяжка А. А. (1986 г.р.). В августе 2003 г. в 18 часов 30 минут степного хоря встретил возле клеток с кроликами во дворе дома в с. Коньково. Пытался поймать.
- 2) Смаглюк Д. А. (1981 г.р.). В ноябре 2003 г. ехал на машине поздно вечером по дороге от трассы до с. Коньково, в свете фар на поле увидел степного хоря.
- 3) Козак И. М. (1971 г.р.). В конце января 2005 г. видел, как степной хорь прыгнул в яму под весовой на току с. Самсоново.

Таблица 1. Встречаемость редких видов наземных млекопитающих в ландшафтах с различной степенью антропогенного освоения (цифры — число встреч)

Вид	У жилья человека		В коренном* ландшафте		В измененном ландшафте	
	А	Б	А	Б	А	Б
Барсук — <i>Meles meles</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	1	1	—	—
Куница каменная — <i>Martes foina</i> Erxleben, 1777	1	—	—	1 (зап)	—	—
Чёрный хорь — <i>Mustela putorius</i> Linnaeus, 1758	1	—	1+1 (зап)	—	—	—
Степной хорь — <i>Mustela eversmanni</i> Lesson, 1827	2	—	1+1 (зап)	—	1	—
Перевязка — <i>Vormela peregusna</i> Guldenstaedt, 1770	2	—	2	—	—	—
Ласка — <i>Mustela nivalis</i> Linnaeus, 1766	2 (зап)	2 (зап)	2 (зап)	2 (зап)	—	—
Горностай — <i>Mustela erminea</i> Linnaeus, 1758	—	—	—	—	1	—
Еж ушастый — <i>Hemiechinus auritus</i> Gmelin, 1770	5	—	—	—	—	—
Тушканчик большой — <i>Allactaga jaculus</i> Pallas, 1778	—	—	6	—	—	—
Суслик малый — <i>Citellus pygmaeus</i> Pallas, 1778	—	—	7	—	—	—
Всего видов (встреч)	6 (13)	1 (2)	7 (32)	3 (4)	2 (2)	0 (0)

Примечание: А — опросные данные; Б — личные наблюдения; * — под коренные ландшафтом подразумеваются нераспаханные и незастроенные участки в заповеднике и на пастбище; (зап) — встреча в заповеднике.

Все встречи степного хоря 10–20-летней давности более достоверны, чем недавние (2 встречи):

- 1) Коваль Н. М. — зав. складом. 17 лет назад егерь заповедника видел степного хоря в заповеднике;
- 2) Шофёр, житель с. Коньково. 10 лет назад видел степного хоря у навозохранилища возле пруда в с. Коньково.

Ушастый еж. По ушастому ежу большого доверия заслуживают 2 факта встреч в сёлах Коньково и Самсоново. Эти наблюдения сделаны сотрудниками заповедника. Три из 5 встреч приходятся на 2004 г. — пик численности мышевидных грызунов. Все встречи ушастого ежа в населённых пунктах на правом берегу р. Грузской Еланчик. Между ними есть коридор из пастбищ и балок протяжённостью около 4 км, с поселениями сусликов и полёвок. Это позволяет предположить обитание ушастого ежа на этой территории и сосредоточить усилия по его поиску именно там.

Большой тушканчик. Три из 6 встреч большого тушканчика — это встречи более чем 10 летней давности. Два из этих мест обитания вида утратили своё значение: в балке Поповой большого тушканчика в последние годы не видели, а на пастбище с. Самсоново построено здание клуба и растёт стихийная свалка мусора. Одно наблюдение сделано ребёнком. Два других сообщения — достоверны и сделаны в последние 6 лет людьми, хорошо отличающими тушканчика от других зверей и по роду деятельности связанными с природой. Один из них — агроном, проработавший по своей специальности более 30 лет; второй — ночной охранник, объезжающий территорию на мотоцикле. Места встреч удалены на 10 и 40 км от заповедника и на 40 км друг от друга. Это свидетельствует о том, что большой тушканчик — очень малочисленный, но широко распространённый на юге Донецкой области зверь.

По остальным видам информация имеет более равноценный характер или в силу лёгкости определения (суслик малый, перевязка) или по причине высокой профессиональной подготовки опрошенных (горностай).

Перевязка. По перевязке зарегистрировано 2 случая встреч в населённых пунктах.

1. Фисунов Н. Н. 10 лет назад переходила дорогу в с. Коньково вместе с 5–6 щенками.
2. Марченко Г. А. В 2004 г. попала в капкан в курятнике на окраине г. Новоазовска.

Опросы местных жителей позволили выявить два случая встреч на пастбище.

1. Яровой С. С. В 2002 г. в 11 часов 30 минут возле Терновской балки. Взрослая особь.
2. Кравченко А. В. 26.08.2005 г. встреча на пастбище на развалинах хутора Богодаровка во время пастыбы коров. Загнал зверька в нору, вокруг которой было много хоревого помёта.

Эти данные расширяют наши представления о распространении перевязки. Она обитает на степных участках сохранившихся возле русла в нижнем течении реки Грузской Еланчик на протяжении минимум 40 км.

Другие виды. Куница каменная, как и черный хорь, встречаются с одинаковой частотой в заповеднике и в населённых пунктах. Интересно, что ласка регистрируется и в заповеднике и на усадьбе у жилья человека, но не отмечается в населённых пунктах окружённых агроценозами. Возможно, это связано с недостатком наблюдений или с тем, что в курятниках населённых пунктов в капканы чаще попадают хори и куница, а ласку сложнее поймать и отметить визуально.

Анализ распределения числа видов. Данные представленные в табл. 1, позволяют провести анализ сохранности фаунистических комплексов. В частности, количество видов, регистрируемых в коренных (не изменённых человеком) биотопах в 15 раз выше, чем в агроландшафте (изменённом ландшафте). У жилья человека (умеренно трансформированный ландшафт — частная застройка с примыкающими пастбищами) встречается три пятых от всех учтённых видов и в три раза больше видов, чем в изменённом ландшафте. Здесь зарегистрировано в два раза меньше встреч, чем в коренном ландшафте, и в 7,5 раз больше, чем в изменённом.

Иными словами, трансформация ландшафта ведёт к резкому обеднению фаунистического комплекса за счёт редких видов, которые не могут приспособиться к изменённой среде обитания. Здесь просматривается закономерность существенного уменьшения количества видов и их обилия в ряду от наименее к наиболее нарушенным экосистемам (рис. 1).

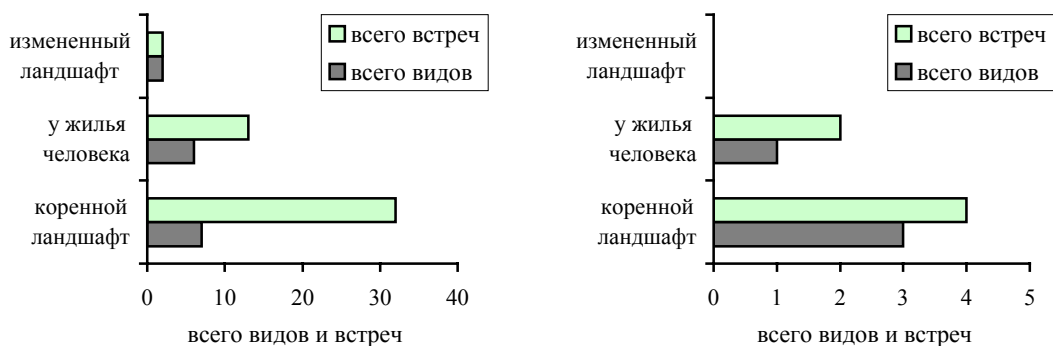


Рис. 1. Соотношение числа видов и суммарного количества их встреч по данным опросов (слева) и личным наблюдениям автора (справа).

Обсуждение

Теперь мы можем разделить животных из таблицы на категории по характеру использования ландшафта. Если куница каменная и чёрный хорь могут существовать в крупных городах, таких как Донецк и Мариуполь, то ушастый ёж, по нашему мнению, может обитать только в таких населённых пунктах, как с. Коньково и с. Самсоново, окружённых со всех сторон полями и пастбищами. Очевидно, при наличии большого количества данных, он может быть отнесен к 3 категории. Единственная встреча горностая зимой 1996 г. на поле у накопителя возле с. Ивановка бывшим техником заповедника Н. И. Бычко не может дать информации о характере обитания животного.

Наиболее уязвимые виды отнесены к 3 и 4 категориям. Если дополнить данные по перевязке и хорю степному уже имеющимися материалами (Тимошенко, 2004, Тимошенко, 2005), то увидим, что перевязка встречается в заповеднике, на пастбищах и в населённых пунктах. Степной хорь регистрируется за пределами заповедника. Места обитания большого тушканчика и суслика малого удалены в первом случае на 10 км и более, а во втором на 1 км и более от заповедника. Они так же находятся на значительном удалении друг от друга. Для сохранения таких степных животных как ушастый ёж, степной хорь, перевязка, большой тушканчик и суслик малый недостаточно действия заповедника как территории. Только одна перевязка из этого списка обитает в настоящее время на территории заповедника, где встречается в незначительных количествах.

Отдельно следует отметить значимость опросных данных, которые дали в наших исследованиях подавляющее количество материала (37 регистраций всех 10 учтённых видов по сравнению с 6 регистрациями 3-х видов по личным наблюдениям, которые не относятся к группе наиболее редких). При аккуратном обращении с такими сведениями и профессиональном подходе к их сбору и верификации этот метод позволяет обеспечить получение большого массива данных, которые невозможно собрать путём личных наблюдений даже опытному специалисту.

Таблица 2. Специфика использования ландшафта различными животными

№	Характеристика группы	Видовой состав
1.	Животные, активно использующие как коренной ландшафт (нераспаханные территории), так и полностью изменённый (поля, лесополосы), которым для жизни нужны большие пространства	барсук
2.	Животные, приспосабливающиеся к изменённому ландшафту	куница каменная, хорь чёрный, ёж ушастый
3.	Животные, встречающиеся у жилья человека, где они находят пищу, но живущие на нераспаханных территориях	степной хорь, перевязка
4.	Животные, которые могут существовать только на нераспаханных землях	тушканчик большой, суслик малый
5.	Животные с невыясненным статусом	горностай

Выводы

1. Количество видов животных убывает от максимального значения, которое отмечается на ненарушенных деятельностью человека территориях, до почти полного исчезновения на изменённых. Для редких животных эта закономерность ещё более выражена. Сбор данных путём опроса позволил собрать информацию о 100 % исследуемых видов, а личные наблюдения только о 40 %.

2. Из 10 рассматриваемых видов 3 регистрируются в населённых пунктах. Это ушастый ёж, перевязка и степной хорь, для сохранения которых необходимо вести разъяснительную работу среди местных жителей.

3. Заповедник сможет сыграть свою роль в сохранении этих редких видов только в качестве научного и природоохранного учреждения, активно работая в регионе его компетенции, каким для него являются Приазовские степи. Изучение, охрана и пропаганда сохранения всех оставшихся нераспаханными степных участков — единственный, на наш взгляд, путь сохранения этих видов как компонентов раритетной фауны Приазовья.

4. Очевидно, что простое контролирование и изучение территории не гарантирует сохранность большинства редких видов наземных млекопитающих, то решать эти проблемы нужно в региональном масштабе. А для этого необходимо пересмотреть приоритеты в работе заповедника и изменить его организационную структуру так, чтобы она отвечала стоящим перед заповедником задачам: изучению и восстановлению степных экосистем¹.

Благодарности. Автор благодарит за предоставление ценных данных Г. А. Марченко и за оказанную консультативную помощь А. П. Руденко и своего учителя Э. К. Шишмана. Выражаю свою признательность за помощь в подготовке этой статьи И. В. Загороднюку.

Литература

- Виноградов Б. С., Громов И. М. Краткий определитель грызунов. — Ленинград: Наука, 1984. — 144 с.
- Загороднюк І., Кондратенко О., Домашлінець В. та ін. Хохуля (*Desmana moschata*) в басейні Сіверського Дінця. — Київ, 2002. — 64 с. — (Праці Теріологічної школи, випуск 4).
- Лысенко Г. Н. В каком режиме сохранится луговая степь "Михайловской целины"? // Степной бюллетень. — 2005. — № 18. — С. 12.
- Павлинов И. Я., Россолимо О. Л. Систематика млекопитающих СССР. — Москва: Изд-во Моск. ун-та, 1987. — 285 с. — (Сборник Трудов Зоологического музея МГУ; Том 25).
- Тимошенко В. А. Чёрный хорь и перевязка в Хомутовской степи // Учёные записки Таврического национального университета им. В. И. Вернадского. Серия "Биология, химия". — 2004. — Том 17 (56), № 2. — С. 198–202.
- Тимошенко В. Перспективи існування степового тхора (*Mustela eversmanni* Lesson, 1827) у Хомутовському степу // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія. — 2005. — Випуск 17. — С. 89–92.
- Червона книга України. Тваринний світ / Під ред. М. М. Щербака. — Київ: Українська енциклопедія ім. М. П. Бажана, 1994. — 464 с.

Надійшло до редакції: 24 грудня 2005 р.

¹ Основной научной темой заповедника является “Вивчення природних і антропогенних трансформацій степових екосистем Українського степового природного заповідника та їх видового біорізноманіття (Літопис природи)”.

ФАУНА В АНТРОПОГЕННОМУ СЕРЕДОВИЩІ

(Праці Теріологічної Школи Випуск 8)

за редакцією Ігоря Загороднюка

Наукове видання

Луганськ, 2006. — 245 с.