



О. М. Савицька¹, О. Я. Думич¹, Р. М. Данилик²

¹ Львівський національний університет ім. Івана Франка, м. Львів, Україна

² Національний лісотехнічний університет України, м. Львів, Україна

ВАЖКІ МЕТАЛИ В ОРГАНІЗМІ КАЖАНІВ ЯК СКЛАДОВА ЇХ ІНДИКАЦІЙНОГО ПОТЕНЦІАЛУ

Сучасні зміни клімату та погіршення стану довкілля набули планетарного масштабу. Вплив цих чинників на складні біологічні системи необхідно відстежувати за допомогою біоіндикаторних таксонів, до яких належать і кажани. Оцінено значний біоіндикаційний потенціал кажанів, передумовами якого є їхнє значне поширення у світі, висока спеціалізація, доступність дослідження популяційних тенденцій та ефектів коротко- і довготривалих впливів і ефективне використання якого можна реалізувати через формування глобальної мережі моніторингу популяцій кажанів. Чисельність популяцій кажанів у світі скорочується через негативний вплив цілої низки чинників, зокрема важких металів. Встановлено вміст важких металів (Плюмбуму, Хрому, Цинку та Купруму) та охарактеризовано закономірності їх кількісної представленості у шерсті п'яти видів рукокрилих: пергача пізнього *Eptesicus serotinus*, нічниця водяної *Myotis daubentonii*, вуханя звичайного *Plecotus auritus*, нетопирів білосмугого (середземноморського) *Pipistrellus kuhlii* та лісового *Pipistrellus nathusii* на природоохоронних та урбанізованих територіях заходу України. Оцінено важливість використання кажанів як біологічних індикаторів забруднення важкими металами та вказано на доцільність використання у моніторингових екологічних дослідженнях рукокрилих методу визначення вмісту важких металів у шерсті як неінвазивного та високоінформативного.

Ключові слова: Плюмбум; Хром; Цинк; Купрум; рукокрилі; шерсть; моніторинг.

Вступ. Дослідження впливу важких металів на кажанів проводяться з 70-х років минулого сторіччя (Zukal et al., 2015). Сьогодні існують дані щодо токсикології важких металів у кажанів, проте виявити глобальні тенденції такого впливу досі неможливо передусім внаслідок географічної нерівномірності виконаних досліджень. Відмінності у показниках вмісту важких металів в організмі кажанів залежать від обставин, серед яких важливими є їхні фонові рівні, що значно ускладнює порівняння результатів, отриманих у географічно віддалених районах.

Водночас досі існує потреба у дослідженнях впливу важких металів на популяції кажанів, незважаючи на те, що кажани визнані групою потенційних біоіндикаторів (Jones et al., 2009). Існує ряд еколого-біологічних особливостей рукокрилих, які роблять їх зручною групою для здійснення моніторингу забруднень навколишнього середовища, включаючи важкі метали. Передусім кажани живуть достатньо довго, тривалість їхнього життя значно більша, ніж у ссавців таких же розмірів, і становить у середньому 5–6 років. Таке довголіття робить їх чутливими до негативних впливів важких металів внаслідок біоаккумуляції та може призводити до передачі потомству з молоком великих концентрованих доз ліпофільних забруднювачів.

Окрім цього, обмін речовин у комахоїдних кажанів такий швидкий, що вони змушені споживати впродовж однієї ночі значну кількість здобичі (Kurta et al., 1989), що значно збільшує кількість забруднювальних речовин в організмі.

Аналіз літературних джерел. Комахоїдні види рукокрилих займають відносно високі трофічні рівні, і це збільшує їхню здатність накопичувати забруднення навколишнього середовища та проявляти наслідки токсичного забруднення. Також кажани часто заселяють міські, промислові та сільськогосподарські ландшафти (Bartonicka & Zukal, 2003; Park, 2015; Russo & Ancillotto, 2015), співіснуючи з людьми та наражаючись на підвищений рівень небезпеки. Синантропність дала змогу кажанам поширитися у регіони, позбавлені природних сховищ, їм необхідних (Russo & Ancillotto, 2015). Водночас загроза забруднення важкими металами внаслідок близькості до людської діяльності зростає у рази. Унаслідок активного накопичення кажанами через харчовий ланцюг важких металів на забруднених територіях відбувається тривалий вплив підвищених рівнів токсикантів, що може призвести до патології або смерті.

Як показали дослідження (Speakman & Thomas, 2003), важкі метали мають здатність акумулюватися в жирі та, ймовірно, проявляти свій негативний вплив, коли жири-

Інформація про авторів:

Савицька Ольга Миколаївна, канд. біол. наук, доцент, кафедра екології біологічного факультету. Email: o-savytka@ukr.net

Думич Оксана Яківна, канд. біол. наук, доцент, кафедра екології біологічного факультету. Email: oks_dum@ukr.net

Данилик Руслана Миколаївна, канд. біол. наук, доцент, кафедра ландшафтної архітектури та садово-паркового господарства та урбоекології. Email: druslana@ukr.net

Цитування за ДСТУ: Савицька О. М., Думич О. Я., Данилик Р. М. Важкі метали в організмі кажанів як складова їх індикаційного потенціалу. Науковий вісник НЛТУ України. 2019, т. 29, № 9. С. 70–75.

Citation APA: Savytska, O. M., Dumych, O. Ya., & Danylyk, R. M. (2019). Heavy metals in the bats bodies as a component of their indicative potential. *Scientific Bulletin of UNFU*, 29(9), 70–75. <https://doi.org/10.36930/40290912>

ві запаси кажанів виснажуються упродовж гібернації, міграції або лактації.

Часто об'єктами харчування кажанів є різноманітні навколотовні комахи, через що прибережні біотопи є привабливими місцями полювання для комахоїдних рукокрилих (Korine et al., 2015). Забруднення водних систем важкими металами та іншими промисловими відходами не лише впливають на якість води, але й акумулюються угрупованнями безхребетних, які з часом стають кормом для кажанів (Van De Sijpe et al., 2004).

Однак, особливості біології кажанів, такі як здатність переміщатися на далекі відстані під час фуражування (декілька кілометрів щоночі) та усамітнений нічний спосіб життя, обмежують їх біоіндикаційний потенціал. Адже внаслідок цього знижується точність визначення місць специфічних забруднень та ускладнюється встановлення причинно-наслідкової залежності між токсикантами та смертністю кажанів.

Отож, значне поширення рукокрилих у світі, висока видова представленість та ціла низка еколого-біологічних характеристик, таких як значна тривалість життя, високий трофічний рівень, інтенсивний метаболізм тощо, свідчать про їх значний біоіндикаційний потенціал та доцільність використання у моніторингових дослідженнях.

На міжнародному рівні потенційне застосування летючих мишей, як: біоіндикаторів, висвітлювалось у напрацюваннях EUROBATS (Угода про збереження населення європейських кажанів) та BatLife Europe (європейське партнерство національних організацій зі збереження летючих мишей). Проте для кращого використання потенціалу летючих мишей, як біоіндикаторів, потрібні додаткові дослідження в цій галузі.

Багато видів кажанів є рідкісними або перебувають під загрозою зникнення. Усі європейські види кажанів охороняються Бернською конвенцією і перелічені в додатках до Директиви Європейської Ради 92/43/ЄЕС. Охорона різноманіття кажанів передбачає з-поміж іншого й оцінку їх потенційних загроз, зокрема моніторинг токсичного впливу на них важких металів. Проте їх високий природоохоронний статус значно обмежує можливість отримання повного спектра необхідних токсикологічних даних через заборону використання у загальноприйнятих програмах моніторингу забруднень довкілля, адже не передбачає прямого вилучення особин для здійснення токсикологічних досліджень з метою оцінювання впливу на них забруднень різної природи, зокрема і важких металів.

Рівень вмісту важких металів в організмі кажанів донедавна традиційно визначали за допомогою аналізу внутрішніх органів, а саме у зразках чотирьох типів – печінці, нирках, м'язах та гуано (Talmage & Walton, 1991). Такий підхід передбачав навмисне чи ненавмисне знищення тварин і не міг претендувати на широке використання через природоохоронний статус рукокрилих у світі.

Останнім часом для моніторингу впливу важких металів на рукокрилих дедалі частіше використовують нелетальні методи відбору проб, які не є загрозою життю цих тварин з високим охоронним статусом. Одним із таких нелетальних методів оцінювання впливу важких металів на кажанів є аналіз зразків їх шерсті. У корені волосся важкі метали потрапляють з кров'яного русла, після чого акумулюються у самому волоссі (Verboom &

Huitema, 1997). Отже, рівень вмісту важких металів у волоссі може відображати їхню концентрацію у внутрішніх органах, а саме волоссю може бути цілком задовільною структурою для оцінювання впливу металів на тварин.

Сьогодні у світі відомо публікації, які стосуються дослідження концентрації важких металів у шерсті кажанів (Hickey et al., 2001; Zukal et al., 2015; Flache et al., 2015). Оцінювання загроз для кажанів у цих працях ґрунтувалася на концентраціях металів у навколишньому середовищі (наприклад ґрунті), харчовому раціоні кажанів, кількості спожитої їжі та дальності харчових перельотів. Пряме визначення рівнів вмісту металів у шерсті кажанів є важливим доповненням таких оцінок.

Дослідження впливу важких металів на рукокрилих як традиційними токсикологічними методами, так і неінвазивними в Україні досі не проводились. Розпочаті дослідження потребують продовження задля формування відсутньої сьогодні в Україні бази даних щодо токсикології і біоіндикації кажанів.

Об'єкт дослідження – важкі метали в організмі кажанів.

Предмет дослідження – методи і засоби визначення важких металів в організмі кажанів, які дають змогу встановити складові їх індикаційного потенціалу.

Метою роботи було оцінити вміст важких металів в організмі кажанів на певних територіях заходу України за допомогою неінвазивних методів досліджень задля оцінювання біоіндикаційного потенціалу рукокрилих в екологічних моніторингових дослідженнях.

Для досягнення зазначеної мети потрібно виконати такі основні завдання дослідження:

- отримати попередні дані щодо вмісту важких металів в організмі п'яти видів кажанів на заході України;
- встановити концентрації металів у шерсті кажанів на території Шацького НПП та Львова;
- провести моніторинг важких металів в організмі кажанів;
- з'ясувати можливість використання зразків шерсті для визначення концентрацій важких металів в організмі кажанів.

Наукова новизна дослідження полягає в розробленні методу, який дає змогу за зразками шерсті визначити концентрацію важких металів в організмі кажанів, що є інформативним, нелетальним і тому доцільним у екологічних моніторингових дослідженнях цієї вразливої групи тварин із високим природоохоронним статусом.

Практична значущість результатів полягає в тому, що концентрації металів у шерсті кажанів на території Шацького НПП та Львова демонструють певну ієрархічну послідовність – $Zn > Cu > Pb$ чи $Zn > Pb > Cu$, що залежить від екологічних і біологічних особливостей виду.

Матеріал і методи дослідження. Матеріалом для дослідження були зразки шерсті п'яти видів рукокрилих – пергача пізнього (*Eptesicus serotinus*, $n = 7$), нічниця водяної (*Myotis daubentonii*, $n = 2$), вуханя звичайного (*Plecotus auritus*, $n = 1$), нетопирів білосмугового (*Pipistrellus kuhlii*, $n = 1$) та лісового (*Pipistrellus nathusii*, $n = 2$), які були відібрані впродовж 2013–2014 рр. з червня по жовтень на території Шацького національного природного парку (поблизу озера Пісочне) та в околицях Львова (Медова печера).

Шерсть зістригали зі спинно-потиличної частини тіла кажанів (1–5 мг) та зберігали у стерильному пакеті за кімнатної температури.

виводкові колонії. Полює над водоймами на дрібних комах, переважно двокрилих та лускокрилих. Місця гібернації – печери, підвали, льохи.

Нетопир лісовий – *Pipistrellus nathusii* (Keyserling et Blasius, 1839) – заселяє розріджені листяні та мішані ліси поблизу водойм, населені пункти. Фуражує у різних біотопах, надаючи перевагу зарослим очеретом прибережним зонам водойм, узліссям, вологим лукам. Літні /колонії формує в дуплах та щілинах у стовбурах листяних і хвойних дерев, дуплянках для птахів, під дахами будинків, у щілинах стін. Мігрант, на території України не зимує.

Нетопир середземноморський – *Pipistrellus kuhli* (Kuhl, 1819) – синантропний вид, трапляється переважно на відкритих місцевостях та на урбанізованих територіях. Оселяється в безлісних місцевостях. Полює навколо вуличних ліхтарів, у садах, над водоймами зазвичай на дрібних комах, переважно двокрилих та метеликів. Поселяється в будівлях. Гібернує у житлах людей.

Вухань звичайний – *Plecotus auritus* (Linnaeus, 1758) – осілий, євритопний вид, населяє ліси, трапляється в помешканнях людей. Полює у світлих листяних лісах, парках, садах, на узліссях, навколо поодиноких дерев. Оселяється в дуплах і щілинах дерев, за відхиленою корою, у будинках, штучних гніздівлях для птахів. Виводкові колонії часто облаштовує на горищах, у дуплах. Гібернує у різноманітних підземних укріпленнях.

Кажан пізній – *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774) – оселяється переважно в населених пунктах і поблизу них, де є звичайним видом. Фуражує на узліссях і узбережжях водойм, поблизу дерев, ліхтарів, алей. Полює переважно на жуків, метеликів, двокрилих і перетинчастокрилих. Літні сховища облаштовує в щілинах, на горищах будинків. Виводкові колонії формує в будівлях. Гібернує у різноманітних підземних порожнинах.

Усі види кажанів занесені до Червоної книги України, охороняються Бернською конвенцією та Директивою про збереження рідкісних середовищ, видів флори і фауни на території Європи. Це унеможливило отримання великого масиву зразків шерсті.

Концентрації важких металів Pb, Cu, Cr та Zn у проаналізованих зразках шерсті кажанів навели у табл. 2. Відзначили коливання показників у значному діапазоні. У всіх видів кажанів найвищі концентрації зауважили для цинку (163,78–599,96 мг/кг), найнижчі – для свинцю (0–75,86 мг/кг) та міді (11,47–148,99 мг/кг). Концентрація свинцю у шерсті *M. daubentonii* і *P. nathusii* була достовірно нижчою, ніж у інших кажанів, що свідчить про віддаленість фуражних і біотопних преференцій цих видів від антропогенного впливу. Відомо багато даних про зв'язок високого рівня концентрацій Pb у ґрунтах, рослинності та комах із викидами транспорту і промисловості (Scanlon, 1987; Wei, Yang, 2010).

Табл. 2. Концентрації металів (мг/кг) у зразках шерсті кажанів *Myotis daubentonii*, *Eptesicus serotinus*, *Pipistrellus nathusii*, *Pipistrellus kuhli* та *Plecotus auritus* на території Шацького НПП та Львова (2013-2014 рр.)

№ з/п	Вид	Стать	Дата відбору	Місце відбору	Pb	Cr	Zn	Cu	Порядок концентрацій
	<i>M. daubentonii</i>	♂	02.06.2014 р.	Пісочне	19,76	55,33	163,77	148,99	Zn > Cu > Cr > Pb
	<i>M. daubentonii</i>	♀	02.06.2014 р.	Пісочне	0,00	272,63	288,47	81,27	Zn > Cr > Cu > Pb
	<i>Pip. nathusii</i>	♀	08.06.2014 р.	Пісочне	10,65	55,43	223,69	43,94	Zn > Cr > Cu > Pb
	<i>Pip. nathusii</i>	♂	15.07.2014 р.	Пісочне	10,27	0,00	182,67	20,14	Zn > Cu > Pb > Cr
	<i>Pip. kuhlii</i>	♂	09.06.2014 р.	Пісочне	40,03	61,29	129,85	70,10	Zn > Cu > Cr > Pb
	<i>Pl. auritus</i>	♂	19.07.2014 р.	Пісочне	56,98	166,45	264,10	41,91	Zn > Cr > Pb > Cu
	<i>Ept. serotinus</i>	♀	13.07.2014 р.	Пісочне	24,28	145,10	207,87	12,88	Zn > Cr > Pb > Cu
	<i>Ept. serotinus</i>	♂	15.07.2014 р.	Пісочне	75,86	870,23	252,55	26,10	Cr > Zn > Pb > Cu
	<i>Ept. serotinus</i>	♂	19.07.2014 р.	Пісочне	37,37	34,53	202,51	11,47	Zn > Pb > Cr > Cu
	<i>Ept. serotinus</i>	♂	07.10.2013 р.	Львів	15,06	53,28	342,78	33,62	Zn > Cr > Cu > Pb
	<i>Ept. serotinus</i>	♂	07.10.2013 р.	Львів	20,53	79,55	599,96	53,08	Zn > Cr > Cu > Pb
	<i>Ept. serotinus</i>	♀	08.09.2014 р.	Львів	38,23	126,23	311,83	103,03	Zn > Cr > Cu > Pb
	<i>Ept. serotinus</i>	♂	08.09.2014 р.	Львів	42,26	119,57	463,95	29,09	Zn > Cr > Pb > Cu

Табл. 3. Концентрації металів (мг/кг) у м'язах *Eptesicus serotinus* на території м. Рівного та м. Львова (2014 р.)

№ з/п	Місце відбору	Стать	Pb	Cr	Zn	Cu	Порядок концентрацій
	Рівне	♂	1,61	1,75	12,70	2,51	Zn > Cu > Cr > Pb
	Рівне	♂	2,13	3,35	8,26	2,41	Zn > Cr > Cu > Pb
	Львів	♂	1,44	38,35	78,08	41,64	Zn > Cu > Cr > Pb
	Львів	♂	4,16	6,97	360,53	20,77	Zn > Cu > Cr > Pb

На території Львова концентрація Pb у шерсті *Ept. serotinus* у різні роки відрізнялась і була достовірно вищою ($P=0,02$) у 2014 р.

Концентрації Zn та Cu у зразках шерсті *Ept. serotinus* на урбанізованій території у Львові були достовірно вищими, порівняно з Шацьким НПП ($P = 0,05$), а їхні середні значення становили відповідно 429,63 і 54,71 мг/кг у Львові та 220,97 і 16,82 мг/кг у ШНПП. У кажанів линька відбувається у липні-серпні, і зразки

шерсті, відібрані незадовго перед нею, ймовірно, містять більшу кількість металів, ніж відібрані під час або відразу після линьки. У цьому дослідженні зразки шерсті відбирали у кажанів у ШНПП у червні-липні, а у Львові – у вересні-жовтні, тобто після линьки. Отже, можна припускати, що різниця у виявлених закономірностях до линьки тварин була значнішою.

Концентрації цинку, міді та свинцю у шерсті *M. daubentonii*, *P. nathusii* та *P. kuhlii* в порядку зменшення аб-

солотних показників демонструють ієрархічну послідовність $Zn > Cu > Pb$. На відміну від цього, для *Pl. auritus* та *Ept. serotinus* на території Шацького НПП така послідовність має вигляд $Zn > Pb > Cu$. На території Львова послідовність концентрацій металів у шерсті *Ept. serotinus* у трьох випадках із чотирьох виглядала як $Zn > Cu > Pb$.

Значення вмісту концентрацій хрому виявились для усіх кажанів найбільш варіативними і змінювались від 0 до 870,23 мг/кг.

Вміст металів був визначений у м'язах особин *Ept. serotinus*, які загинули через нещасні випадки у Львові та Рівному у 2014 р. (табл. 3). Концентрація Pb у пробах була низькою і коливалась у межах 1,44–4,16 мг/кг. Значно нижчим у м'язах був також вміст хрому та цинку, порівняно зі вмістом цих металів у шерсті кажанів. Він відповідно коливався у межах 1,75–38,35 та 8,26–360,53 мг/кг. Очевидно, що акумуляція важких металів відбувається передусім у структурах, від яких організм може періодично звільнятися, як від шерсті під час линьки.

Значення концентрацій цинку, міді та хрому у м'язах *Ept. serotinus* у Львові були достовірно вищими, ніж у Рівному ($P = 0,01$; $0,003$ та $0,03$ відповідно). Можна припустити, що, окрім різниці у фонових показниках елементів на цих територіях, на вміст важких металів впливає також різний рівень антропогенного навантаження.

У відібраних пробах нічних комах основну частку (97 %) становили представники ряду Diptera – мошки, комарі, хірономіди. Окрім них, у незначній кількості були присутні також представники Lepidoptera, Hymenoptera, Coleoptera і Trichoptera. Найвищі значення концентрації були визначені для цинку. Вони виявились вищими, ніж у *M. daubentonii*, і зіставними зі значеннями у *Ept. serotinus*, проте достовірних залежностей не встановлено. Найменші значення у пробах комах були зафіксовані для Плюмбуму. Послідовність концентрацій металів у пробах виглядала як $Zn > Cu > Cr > Pb$.

Висновки. Отримано попередні дані щодо вмісту важких металів в організмі п'яти видів кажанів – *Myotis daubentonii*, *Eptesicus serotinus*, *Pipistrellus nathusii*, *Pipistrellus kuhli* та *Plecotus auritus*, – на заході України.

Встановлено, що концентрації металів у шерсті кажанів на території Шацького НПП та Львова демонструють певну ієрархічну послідовність – $Zn > Cu > Pb$ чи $Zn > Pb > Cu$, що залежить від екологічних і біологічних особливостей виду. Значення концентрацій Cr виявились для усіх кажанів найбільш варіативними і змінювались у широких межах.

Можна стверджувати, що моніторинг важких металів в організмі кажанів доцільно використовувати як важливу й інформативну складову їх індикаційного потенціалу.

З'ясовано, що використання зразків шерсті для визначення концентрацій важких металів в організмі кажанів є інформативним, нелетальним і тому доцільним у екологічних моніторингових дослідженнях цієї вразливої групи тварин із високим природоохоронним статусом.

References

- Bartonicka, T., & Zukal, J. (2003). Flight activity and habitat use of four bat species in a small town revealed by bat detectors. *Folia Zoologica*, 52(2), 155–166.
- Bashta, A.-T., Bigun, V. K., Biletska, M. G., Kilochytskogo, P. Y. (Ed.), et al. (2016). *Shatske poozerja. Tvarynnij svit*. Lutsk: Vezha-Druk, (pp. 547–560). [In Ukrainian].
- Beyersmann, D., & Hartwig, A. (2008). Carcinogenic metal compounds: recent insight into molecular and cellular mechanisms. *Archives of Toxicology*, 82(8), 493–512. <https://doi.org/10.1007/s00204-008-0313-y>
- Fateev, A. I., & Pashchenko, Y. V. (2003). Fonovij vmist mikroelementiv u gruntach Ukrainy. Kharkiv: Instytut gruntoznnavstva ta agrochimii im. O. N. Sokolovskogo. [In Ukrainian].
- Flache, L., Becker, N. I., Kierdorf, U., Czarniecki, S., Düring, R.-A., & Encarnação, J. A. (2015). Hair samples as monitoring units for assessing metal exposure of bats: a new tool for risk assessment. *Mammalian Biology*, 80(3), 178–181. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.01.007>
- Hickey, M. B. C., Fenton, M. B., MacDonald, K. C., & Soulliere, C. (2001). Trace elements in the fur of bats (Chiroptera: Vespertilionidae) from Ontario and Quebec, Canada. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 66(6), 699–706. <https://doi.org/10.1007/s001280065>
- Jones, G., Jacobs, D. S., Kunz, T. H., Willig, M. R., & Racey, P. A. (2009). Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*, 8(1–2), 93–115. <https://doi.org/10.3354/esr00182>
- Korine, C., Adams, A., Shamir, U., & Gross, A. (2015). Effect of water quality on species richness and activity of desert-dwelling bats. *Mammalian Biology*, 80(3), 185–190. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.03.009>
- Kurta, A., Bell, G. P., Nagy, K. A., & Kunz, T. H. (1989). Energetics of pregnancy and lactation in free-ranging little brown bats (*Myotis lucifugus*). *Physiological zoology*, 62(3), 804–818. <https://doi.org/10.1086/physzool.62.3.30157928>
- Laskowski, R., Niklinska, M., & Maryanski, M. (1995). The Dynamics of Chemical Elements in Forest Litter. *Ecology*, 76(5), 1393–1406. <https://doi.org/10.2307/1938143>
- Park, K. (2015). Mitigating the impacts of agriculture on biodiversity: bats and their potential role as bioindicators. *Mammalian Biology*, 80(3), 191–204. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.004>
- Scanlon, P. F. (1987). Heavy metals in small mammals in roadside environments: implications for food chains. *Science of the Total Environment*, 59, 317–323. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(87\)90454-2](https://doi.org/10.1016/0048-9697(87)90454-2)
- Speakman, J. R., & Thomas, D. W. (2003). Physiological ecology and energetics of bats. In T. H. Kunz, M. B. Fenton. (Eds). *Bat Ecology*. University of Chicago Press, Chicago, (pp. 430–492).
- Van De Sijpe M., Vandendriessche, B., Voet, P., Vandenbergh, J., Duyck, J., Naeyaert, E. Manhaeve, M., & Martens, E. (2004). Summer distribution of the pond bat *Myotis Dasycneme* (Chiroptera, Vespertilionidae) in the west of Flanders (Belgium) with regard to water quality. *Mammalia*, 68(4), 377–386. <https://doi.org/10.1515/mamm.2004.037>
- Wei, B., & Yang, L. (2010). A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal*, 94(2), 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.09.014>
- Zukal, J., Pikula, J., & Bandouchova, H. (2015). Bats as bioindicators of heavy metal pollution: history and prospect. *Mammalian Biology*, 80(3), 220–227. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.01.001>

HEAVY METALS IN the BATS BODIES AS A COMPONENT OF THEIR INDICATIVE POTENTIAL

Modern climate change and environmental degradation have become planetary. The impact of these factors on complex biological systems must be monitored using bioindicator taxa, including bats. Bioindicative potential of bats is assessed, a prerequisite of which are their widespread distribution in the world, high specialization, availability of study of population trends, and effects of short- and long-term impacts. An effective use of this potential can be fulfilled through the formation of a global monitoring network of bat populations. These populations are declining due to the negative impact of a number of factors, including heavy metals in the world. The content of heavy metals (Pb, Cr, Zn and Cu) is determined and the patterns of their quantitative representation in the wool of five bat species in nature conservation and urban areas of the west of Ukraine are characterized. These species are as follows: *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774), *Myotis daubentonii* (Kuhl, 18170), *Plecotus auritus* (Linnaeus, 1758), *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1819) and *Pipistrellus nathusii* (Keyserling et Blasius, 1839). The results of study of all bat species observed have shown the highest concentrations for zinc, the lowest – for lead and copper. The concentration of lead in the wool of *M. daubentonii* and *P. nathusii* was significantly lower than in other bat bodied indicating the remoteness of the feed and biotopic preferences of these species from anthropogenic influence. The study has revealed that the concentrations of metals in bat wool on the territory of Shatsky National Park and in Lviv show a certain hierarchical sequence – $Zn > Cu > Pb$ or $Zn > Pb > Cu$, depending on the ecological and biological features of the species. The values of Cr were found to be the most variable for all bats and varied widely. The metal content was determined in the muscles of *Ept serotinus*, which died in an accident in Lviv and Rivne in 2014. The content of chromium and zinc in muscle was much lower compared to the content of these metals in the bats' wool. The work evaluates the importance of the use of bats as biological indicators of heavy metal contamination and points the expediency of using in bat species environmental monitoring the method of determining the content of heavy metals in wool as non-invasive and highly informative.

Keywords: heavy metal content; bat; wool; bioindication.