

**Sylwia Dziemian-Zwolak**

Wydział Biologii  
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza

Rozprawa doktorska

**Czynniki kształtujące liczebność populacji jeża wschodniego**

***Erinaceus roumanicus* Barrett-Hamilton, 1900**

**w środowisku zurbanizowanym**

Promotor

**Prof. UAM dr hab. Barbara Piłacińska**

Poznań 2016

Recenzenci:

**Prof. dr hab. Joanna Gliwicz**

Pracownia Ekologii i Bioróżnorodności

Muzeum i Instytut Zoologii Polskiej Akademii Nauk w Warszawie

**Dr hab. Jerzy Romanowski**

Wydział Biologii i Nauk o Środowisku

Zakład Biologii Środowiskowej

Uniwersytet Kardynała Stefana Wyszyńskiego w Warszawie

## Spis treści

WSTĘP .....	1
1. CELE I HIPOTEZY .....	11
2. OBIEKT BADAŃ: jeż wschodni – <i>Erinaceus roumanicus</i> Barrett-Hamilton, 1900 .....	15
2.1. Miejsce w systematyce ssaków .....	15
2.2. Występowanie .....	17
2.3. Odmienność <i>E. europaeus</i> i <i>E. roumanicus</i> .....	18
3. TEREN BADAŃ .....	23
3.1. Powierzchnie badawcze .....	24
3.2. Osiedle Jana III Sobieskiego (SOB) .....	25
3.3. Osiedle Bonin i Winiary (BON) .....	25
3.4. Osiedle Tysiąclecia (TYS) .....	26
3.5. Kiekrz (KIE) .....	26
3.6. Kicin (KIC) .....	27
4. METODY BADAŃ ZASTOSOWANE W PRACY .....	28
4.1. Określenie stopnia urbanizacji powierzchni badawczych .....	28
4.2. Odłowy metodą CMR .....	34
4.3. Liczebność i przeżywalność .....	37
4.4. Śmiertelność na drogach .....	42
4.5. Wskaźniki demograficzne .....	42
4.5.1. Struktura płci .....	42
4.5.2. Rozrodczość .....	42
4.6. Masa ciała .....	43
4.7. Wskaźnik kondycji .....	43
4.8. Zbieranie pasożytów .....	44
4.9. Metody określania zasobów pokarmu naturalnego .....	45
4.9.1. Oszacowanie zagęszczenia dżdżownic .....	45
4.9.2. Oszacowanie dostępności bezkręgowców naziemnych .....	46
4.10. Określanie dostępności pokarmu pochodzenia antropogenicznego .....	47
4.11. Metody molekularne .....	48
4.11.1. Izolacja DNA .....	48

4.11.2. Amplifikacja sekwencji COI.....	48
4.11.3. Elektroforeza DNA w żelach agarozowych.....	49
4.11.4. Sekwencjonowanie DNA.....	49
4.12. Metody statystyczne.....	49
4.12.1. Struktura płci.....	50
4.12.2. Porównanie masy ciała i kondycji.....	50
4.12.3. Porównanie abundancji ektopasożytów.....	50
4.12.4. Porównanie zagęszczenia i liczebności bezkręgowców.....	51
5. WYNIKI.....	52
5.1. Stopień urbanizacji poszczególnych powierzchni badawczych.....	52
5.2. Przynależność gatunkowa chwytanych osobników.....	54
5.3. Liczebność i przeżywalność jeży.....	55
5.3.1. Liczba osobników i złowień.....	55
5.3.2. Oszacowana liczebność jeży.....	57
5.3.3. Oszacowana przeżywalność ( <i>S</i> ) ( <i>apparent survival</i> ).....	60
5.4. Śmiertelność drogowa.....	60
5.5. Struktura płci.....	61
5.6. Rozrodczość.....	62
5.7. Masa ciała i kondycja.....	63
5.7.1. Masa ciała dorosłych osobników.....	63
5.7.2. Wskaźnik kondycji.....	65
5.8. Infestacja ektopasożytami.....	66
5.9. Infestacja endopasożytami.....	68
5.10. Pokarm antropogeniczny.....	69
5.11. Pokarm naturalny.....	70
6. DYSKUSJA.....	74
6.1. Czy urbanizacja wpływa na liczebność populacji jeża wschodniego?.....	74
6.2. Czy liczebność populacji <i>E. roumanicus</i> jest odzwierciedleniem jakości siedliska? ....	77
6.3. Pokarm.....	87
6.3.1. Pokarm naturalny.....	87
6.3.1.1. Dżdżownice.....	88
6.3.1.2. Bezkręgowce naziemne.....	89
6.3.2. Pokarm antropogeniczny.....	91

6.4. Śmiertelność na drogach .....	94
7. PODSUMOWANIE .....	97
8. SPIS TABEL, RYCIN I FOTOGRAFII .....	100
STRESZCZENIE .....	103
ABSTRACT .....	104
BIBLIOGRAFIA .....	105
PODZIĘKOWANIA .....	123
ZAŁĄCZNIK .....	126

## WSTĘP

### Proces urbanizacji i jego konsekwencje.

Liczebność populacji ludzkiej w miastach rośnie szybciej niż liczba ludności świata. Obecnie około 48% ludzi żyje w miastach. Przewiduje się, że do roku 2030 liczba mieszkańców miast będzie wzrastać o około 1,8% rocznie, czyli prawie dwukrotnie szybciej niż tempo wzrostu całej populacji ludzkiej (World Urbanization Prospects 2003). Wraz ze wzrostem zaludnienia coraz większe powierzchnie obszarów naturalnych i półnaturalnych ulegają urbanizacji (Baker i Harris 2007). Urbanizacja jest definiowana jako przekształcanie naturalnych środowisk w tereny częściowo zabudowane, mocno pofragmentowane, z dużym udziałem krawędzi (Møller 2009). Znaczne powierzchnie zostają pozbawiane roślinności, zabetonowane i intensywnie zmodyfikowane w sposób, który przekracza zakres zmian związanych z tradycyjnym rolnictwem i innymi sposobami użytkowania terenu poza miastem (McKinney 2006). Zmiany dotyczące środowiska miejskiego są długoterminowe i z upływem czasu stają się coraz głębsze. Wyróżnia je małe prawdopodobieństwo powrotu do stanu wyjściowego i sukcesji wtórnej. Mimo iż tereny zurbanizowane stanowią „tylko” około 4% obszaru Ziemi, to ślad ekologiczny *ecological footprint* wywierany przez miasto rozciąga się daleko poza jego granice i powoduje zmiany środowiskowe niewspółmierne do rozmiarów jego powierzchni, zarówno w skali lokalnej, jak i globalnej (Grimm i in. 2008).

Budowa i rozwój miast są przyczyną nie tylko zmian w sposobie użytkowania gruntów, ale silnie wpływają na cykle obiegu pierwiastków, systemy wodne i bioróżnorodność. Koncentracja transportu i przemysłu powoduje, że miasta są głównym źródłem dwutlenku węgla i innych gazów cieplarnianych, wpływając na klimat całej planety. Najlepiej udokumentowanym przykładem zmian klimatycznych, mających swoje podłoże w rozbudowie miast, jest tzw. efekt miejskiej wyspy ciepła *urban heat island*, który powoduje, że temperatura powietrza i powierzchni gruntu w miastach jest wyższa (szczególnie nocą) niż na obszarach otaczających (Pickett i inni 2001). Zmiany stosunków wodnych, napływ zanieczyszczeń oraz uproszczenie geomorfologii rzek i innych cieków w obszarach miejskich powodują powstanie tzw. syndromu miejskiego potoku *urban stream syndrome* – czyli wód o małej

bioróżnorodności, wysokiej koncentracji nutrientów i podwyższonej produkcji pierwotnej (Grimm i in. 2008).

Wszystkie wymienione wyżej czynniki mają istotny wpływ na procesy ekologiczne zachodzące w obrębie miasta.

Mimo że miasta służą przede wszystkim ludziom i składają się głównie z terenów przekształconych, to jednak z reguły pozostają w nich płaty pokrytych roślinnością środowisk naturalnych i półnaturalnych, a także istnieją obszary zagospodarowane jako ogrody przydomowe, parki, skwery oraz zieleń osiedlowa. Tworzą one razem obszary zieleni miejskiej (Jones i Leather 2012). Zieleń miejska może przybrać różnorodne formy w zależności od jej umiejscowienia, zajmowanej powierzchni, charakteru roślinności i sposobu jej pielęgnacji (Winiarska 2000). Mogą ją stanowić tak różniące się obiekty jak np. trawniki osiedlowe – poddawane wielokrotnie czynnościom pielęgnacyjnym, ale też wydeptywane przez ludzi i zanieczyszczane odchodami psów, spontaniczna roślinność wzdłuż szlaków komunikacyjnych i duże parki o starych drzewostanach (Winiarska 2000). Obszary miejskie są zatem skomplikowaną mozaiką różnych form pokrycia i użytkowania terenu (Jones i Leather 2012).

Tereny zieleni miejskiej położone wewnątrz granic miast stają się siedliskiem wielu gatunków zwierząt. To specyficzne środowisko stawia osobniki różnych gatunków w obliczu nowych wyzwań, w szczególności stanowiących konsekwencję utraty naturalnych zasobów (naturalnego pokarmu czy kryjówek) oraz fragmentacji siedlisk i zwiększonego poziomu zakłóceń (np. wywołanych ruchem samochodowym i pieszym, hałasem, oświetleniem) (Lowry i in. 2013).

### **Miasto jako miejsce występowania dzikich zwierząt**

Specyficzność obszarów miejskich powoduje zmiany w zagęszczeniu i dynamice zamieszkujących je populacji zwierząt w porównaniu z populacjami tych samych gatunków z innych obszarów. Środowisko miejskie wywiera presję selekcyjną na populacje wielu gatunków zwierząt. Zdolność adaptacji do zmian antropogenicznych działających bezpośrednio (jak np. zabudowa dużych powierzchni, ruch kołowy, dokarmianie) oraz działających pośrednio, jak np. podwyższona temperatura, odmienna produktywność siedlisk, światło, hałas i zanieczyszczenia (Grimm i in. 2008), decyduje o zdolności populacji do życia w środowisku miejskim. Większość rodzimych

gatunków znika z obszarów miejskich i podmiejskich (to tak zwane *avoider species*), ale wiele innych lepiej lub gorzej prosperuje w zmienionych warunkach tego środowiska jako *adapter species*, czyli gatunki zaadaptowane do środowisk miejskich (McKinney 2006). Wynikiem netto są zubożałe gatunkowo zespoły ekologiczne, znane z prac poświęconych tematyce zwierząt w mieście (Dickman 1987; Clergeau i in. 2006). Mechanizmy populacyjne leżące u podstaw zmian zagęszczenia populacji zwierząt w środowiskach zurbanizowanych są jednak nadal słabo poznane (Shochat i in. 2006). Rodzime gatunki, które są w stanie egzystować w środowisku miejskim, mogą różnić się dynamiką liczebności populacji od tych gatunków, które z miast znikają. Populacje miejskie mogą też mieć inną dynamikę niż populacje tego samego gatunku żyjące w bardziej naturalnym siedlisku.

Zaskakująco mało jest wiadomo na temat demografii populacji gatunków rodzimych żyjących w mieście. Jedną z przyczyn takiego stanu mogło być skupienie uwagi badaczy głównie na obszarach naturalnych, a jeśli badano środowiska miejskie, to koncentrowano się na gatunkach obcych, kosmopolitycznych i inwazyjnych, które świetnie przystosowują się do zmienionych środowisk (przegląd w Rebele 1994). Badanie populacji gatunków rodzimych w miastach jest jednak niezbędne dla zrozumienia czynników, które umożliwiają im udaną kolonizację miast. Znajomość tych czynników pomoże przewidzieć wpływ ciągłego rozwoju miast i przedmieść na rodzime gatunki – chociaż populacje każdego z gatunków mają własną, unikalną drogę adaptacji do środowiska miejskiego. Czynniki biotyczne i abiotyczne determinujące zagęszczenie populacji każdego z gatunków są złożone i różnią się u poszczególnych gatunków zaadaptowanych do środowiska miejskiego (McKinney 2006).

Do dzisiaj, szczegółowe demograficzne badania były przeprowadzone na niewielu gatunkach. Obiektem badań demograficznych był szop pracz *Procyon lotor*, pospolity w miastach i przedmieściach Ameryki Północnej. Jego populacje miejskie osiągają wysokie zagęszczenia dzięki dostępnym w miastach bogatym zasobom antropogenicznego pokarmu złożonego z odpadków i resztek pożywienia wyrzucanych przez ludzi. W porównaniu z populacjami z terenów wiejskich szopy z miast charakteryzują się zwiększoną przeżywalnością i sukcesem reprodukcyjnym (Prange i in. 2003).

Niedawne badania dotyczyły miejskich populacji kruka z gatunku *Corvus branchyrhynchos* (Withey i Marzluff 2005), wiewiórki *Sciurus niger* (McCleery i in. 2008), świstaka *Marmota monax* (Lehrer i Schooley 2010), żółwia *Chelodina*

*longicollis* (Roe i in. 2011), nietoperza *Myotis lucifugus* (Coleman i Barclay 2011). W Europie, szczególnie badania gatunków przystosowujących się do życia w mieście nie są liczne. Na przykład Rutz (2008) opisał proces powstania miejskich populacji jastrzębia *Accipiter gentilis* i podjął próbę sprecyzowania czynników, które umożliwiły rozpoczęcie inwazji środowisk miejskich.

W Polsce, oprócz szeregu projektów dotyczących różnych gatunków ptaków występujących w miastach (np. sroki *Pica pica*, Jerzak i in. 2008; grzywacza *Columba palumbus*, Jędro i in. 2008; ptaków krukowatych Corvidae, Mazgajski i in. 2008; mazurka *Passer montanus*, Tomiałojć 2012) prowadzono pionierskie badania dotyczące ekologii populacji myszy polnej *Apodemus agrarius* żyjących w Warszawie (Andrzejewski i in. 1978; Babińska-Werka i in. 1981; Adamczewska-Andrzejewska i in. 1988; Gliwicz i in. 1994). Zagęszczenie populacji myszy polnej w środowisku miejskim było 1,5 razy większe niż populacji spoza miasta, a dodatkowo osobniki z populacji miejskich miały wyższą przeżywalność (Babińska-Werka i in. 1981). Masa ciała tych zwierząt nie różniła się pomiędzy miejscami o słabszym i silniejszym stopniu urbanizacji (Adamczewska-Andrzejewska i in. 1988). W miastach pojawiła się także mysz leśna *Apodemus flavicollis*, która może osiągać w nich wysokie zagęszczenie, przeprowadzać intensywny rozród i mieć wysoką przeżywalność zimową (Babińska-Werka i Malinowska 2008). Gliwicz i inni (1994) zaproponowali teoretyczną koncepcję zmian populacyjnych związanych z adaptacją do środowisk miejskich. Według jej autorów, populacje zwierząt zaadaptowane do życia w mieście charakteryzują się zwiększonym zagęszczeniem, zmniejszonymi terytoriami osobników, przedłużonym sezonem reprodukcyjnym, zmianami w diecie oraz ograniczoną migracją osobników.

### **Czynniki regulujące dynamikę populacji zwierząt w miastach**

Jednym z głównych zagadnień w ekologii populacji jest pytanie, co wpływa na liczebność zwierząt (Krebs 2002). Przez ostatnie dziesięciolecia rozpatrywano wiele potencjalnych czynników, wynikających zarówno z wewnętrznych cech populacji, jak organizacja socjalna, cechy genetyczne i fizjologiczne, jak i zewnątrzpopulacyjnych (pogoda, pokarm i inne zasoby, drapieżnictwo i pasożytnictwo) (np. Power 1992; Lurz i in. 2000; Pedersen i Grieves 2008; Prevedello i in. 2013). Znaczenie pokarmu i drapieżnictwa w regulacji liczebności zwierząt było źródłem wielu kontrowersji, ale obecnie ekolodzy zgadzają się, że oba czynniki mogą mieć istotny wpływ na liczebność

populacji, działając zarówno osobno, jak i jednocześnie (Predevello i in. 2013). Liczebność populacji zwierząt może być zatem regulowana poprzez czynniki „oddolne” (poprzez pokarm), czynniki „odgórne” (drapieżnictwo i pasożytnictwo), albo przez współdziałanie tych sił (Power 1992).

Liczebność populacji kręgowców jest limitowana przez pokarm. Eksperymentalne dodanie pokarmu zwykle skutkuje zwiększeniem zagęszczenia populacji (np. przez zwiększoną reprodukcję (Wiehn i Korpimäki 1997), wzrost przeżywalności i imigracji (Robb i in. 2008), ograniczenie emigracji (Piłacińska 2005), zwiększeniem masy ciała osobników (Andrzejewski i in. 1978) i zmniejszeniem areałów osobniczych (przeгляд w Boutin 1990).

Środowiska miejskie charakteryzują się specyficznymi zasobami pokarmu, dostępnymi dla gatunków oportunistycznych (Prange i in. 2004; Lehrer i Schooley 2010), a co najważniejsze, źródła te są stałe i odnawiane. Nawożenie i nawadnianie powodują silny wzrost roślinności z bardziej przewidywalną produkcją nasion i owoców w porównaniu z obszarami pozamiejskimi (Shochat i in. 2006). Mieszkańcy miast często dostarczają zwierzętom pokarmu w sposób bezpośredni (np. wystawiając karmniki dla ptaków lub miski z pokarmem dla kotów) lub pośredni (np. wyrzucając odpadki i resztki pokarmu). Dostępność pokarmu jest wskazywana jako przyczyna dużych zagęszczeń populacji niektórych zwierząt w warunkach miejskich (np. Lurz i in. 2000; Prange i in. 2004; Bozek i in. 2007).

Drapieżnictwo to jeden z głównych czynników zewnętrznych kształtujących liczebność populacji zwierząt w środowiskach naturalnych (Shochat i in. 2006). Wiele badań behawioralnych i dotyczących demografii zwierząt wykazało, że śmiertelność z powodu drapieżnictwa jest w mieście niższa niż w środowiskach niezurbanizowanych – implikując, że presja drapieżnicza w mieście jest mniejsza niż poza nim (Stoate i Szczur 2006; Chiron i Julliard 2007; McCleery i in. 2008). Inne badania pokazują natomiast, że zagęszczenie drapieżników w miastach bywa dużo większe niż na otaczających je obszarach półnaturalnych lub naturalnych – presja drapieżnicza może być zatem w miastach wzmożona w porównaniu do obszarów pozamiejskich (Prange i in. 2003; Thorington i Bowman 2003; Schmidt i in. 2007). Ponieważ badania dotyczące drapieżnictwa w miastach dają tak różnorodne rezultaty, zjawisko to określono mianem miejskiego paradoksu drapieżnictwa (Fischer i in. 2012). Większość badań wpływu drapieżnictwa na populacje w miastach dotyczyła populacji ptaków, zwłaszcza ptaków śpiewających (np. Stoate i Szczur 2006). Literatura dotycząca

populacji ssaków jest mniej liczna, ale generalną konkluzją z niej wynikająca jest to, że przeżywalność w populacjach badanych gatunków jest w miastach większa (McCleery i in. 2008) lub nie różni się pomiędzy środowiskami zurbanizowanymi i niezurbanizowanymi (Glass i in. 1989). Środowiska miejskie charakteryzują się zmienionym składem gatunkowym drapieżników, np. tzw. drapieżcy szczytowi są eliminowani ze środowisk miejskich, co czasem umożliwia wzrost liczebności populacji drapieżników z niższego szczebla piramidy troficznej *mesopredator release* (Prugh i in. 2009). Przykładem jest np. szop pracz (Prange i in. 2003) a także koty, których liczebność najczęściej wzrasta wraz ze wzrostem zagęszczenia populacji ludzkiej (Sims i in. 2008).

Kolizje drogowe mogą w nieco podobny sposób jak drapieżnictwo regulować liczebność populacji ssaków w środowisku miejskim. Obydwa procesy eliminują osobniki z populacji, zmniejszając średnią przeżywalność i działając „od góry”, niezależnie od zasobów pokarmowych. Istnieją jednak różnice pomiędzy tymi dwoma procesami, ponieważ śmiertelność na drogach eliminuje z populacji osobniki w sposób przypadkowy, natomiast drapieżniki częściej zabijają ofiary będące w słabej kondycji (Bujoczek i in. 2011). Eliminacja osobników osłabionych, chorych i starych, mających małe znaczenie reprodukcyjne, ma niewielki wpływ na dynamikę populacji (Mills 2012). Zatem wpływ śmiertelności drogowej na dynamikę populacji może być bardziej istotny niż wpływ drapieżnictwa – nawet wtedy, gdy eliminują podobny odsetek osobników z populacji. Poza tym, dynamika populacji ofiar i drapieżników jest zwykle sprzężona silniej (w przypadku drapieżników specjalistów) lub słabiej (w wypadku generalistów) (Mills 2012). Takiego związku nie ma w przypadku śmiertelności drogowej.

Innym czynnikiem, który może ograniczać liczebność populacji zwierzęcych „od góry”, jest pasożytnictwo. Jedną z konsekwencji życia w populacjach o dużym zagęszczeniu jest wyższe zapasożycenie (Anderson i May 1978; May i Anderson 1978; Arneberg i in. 1998). Relacje pasożyt-żywiciel są zazwyczaj trudniejsze do obserwacji i diagnozowania, dlatego ekologowie częściej skupiali swoją uwagę na bardziej spektakularnych interakcjach międzygatunkowych, takich jak drapieżnictwo czy konkurencja pokarmowa (Lack 1954; Hairston 1960; krytyka w Simberloff 1984). Jednak najnowsze badania mają wpływ na docenienie roli pasożytów w sieciach pokarmowych. Pasożyty mogą wpływać na zagęszczenia wielu populacji zwierząt, a w niektórych przypadkach je regulować (Tompkins i in. 2011). Pasożyty są

metabolicznie zależne od swoich gospodarzy i narażają ich na koszty energetyczne. Oprócz wpływ bezpośredniego, pasożyty pośrednio zwiększają wydatki energetyczne swoich gospodarzy poprzez aktywację ich systemu immunologicznego (Lochmiller i Deerenberg 2000). Obecność pasożytów może prowadzić do spadku kondycji gospodarza. Ponieważ osobniki wielu gatunków ssaków charakteryzują się mocnym powiązaniem pomiędzy kondycją ciała i sukcesem reprodukcyjnym (Risch i in. 1995), można się spodziewać silnego wpływu pasożytów na reprodukcję gospodarzy. W układzie pasożyty wewnętrzne-żywiciel takie efekty zostały rzeczywiście odnotowane zarówno w eksperymentach laboratoryjnych (Deter i in. 2007), jak i w wolno żyjących populacjach (Pedersen i Greives 2008; Vandegrift i in. 2008). Często wpływ na reprodukcję jest wystarczająco silny, aby przełożyć się na niższy wzrost populacji i zmniejszenie jej zagęszczenia (Pedersen i Greives 2008; Vandegrift i in. 2008). Badania przeprowadzone w ostatnich latach sugerują, że również ektopasożyty, takie jak pchły czy kleszcze, mogą mieć silny wpływ na swoich żywicieli. Ektopasożyty zwiększają wydatek energetyczny swoich żywicieli (Devevey i in. 2008; Kam i in. 2010), prawdopodobnie zmniejszając ilość energii dostępnej na reprodukcję i wzrost. Co więcej, infestacja wpływa na budżet czasowy osobników: silniej zapasożyczone poświęcają więcej energii na czyszczenie się *grooming* niż na żerowanie i czujność (Raveh i in. 2011). Takie efekty silnego zapasożyczenia mogą wpływać negatywnie na przeżywalność osobników, prowadząc do zmian na poziomie populacji.

Infestacja osobników jest zależna od środowiska życia (np. Thamm i in. 2009; Boyer i in. 2010). Urbanizacja, jako ekstremalna forma przekształcenia środowiska, może mieć silny wpływ na parametry infestacji. Gdy urbanizacja prowadzi do zwiększenia zagęszczeń żywicieli, można spodziewać się ułatwionej transmisji pasożytów, a w efekcie zwiększonej infestacji (Anderson i May 1978; May i Anderson 1978; Arneberg i in. 1998). Z drugiej strony, kiedy urbanizacja negatywnie wpływa na żywicieli pośrednich lub na wolno żyjące stadia rozwojowe pasożytów, prewalencja pasożytów może być zredukowana (Bradley i Altizer 2006). Taka sytuacja została opisana u kosa *Turdus merula*: w porównaniu z populacjami leśnymi, miejskie populacje tego gatunku charakteryzowały się silnym spadkiem poziomu infestacji pasożytami (Bentz i in. 2006; Geue i Partecke 2008). Ponieważ wiedza na temat wpływu urbanizacji na pasożyty była ograniczona, układy pasożyt-żywiciel w środowiskach miejskich stały się obszarem intensywnych badań (Bradley i Altizer 2006).

## Jeże w miastach

Dotychczas przeprowadzono stosunkowo dużo badań dotyczących demografii blisko spokrewnionego gatunku – jeża zachodniego *Erinaceus europaeus*. Badania ekologii jeży w miastach prowadzono głównie w Wielkiej Brytanii i krajach skandynawskich (Reeve 1994). Najczęściej były prowadzone na terenach otwartych, np. na polach golfowych (Reeve 1982), w parkach czy na osiedlach zabudowanych domami jednorodziennymi. Wśród podejmowanych zagadnień istnieją badania areałów osobniczych tych zwierząt w miastach (Rautio i in. 2013; Rautio 2014), diety (Obitel i Holisova 1981; Cassini i Krebs 1994; Rautio i in. 2015), przyczyn śmiertelności (Piłacińska i Piłacińska 2008; Rautio 2014; Rautio i in. 2015), barier migracyjnych (Rondinini i Doncaster 2002), użytkowania przestrzeni (Morris 1985; Doncaster i in. 2001; Dowding i in. 2010) i struktury genetycznej lokalnych populacji (Becher i Griffiths 1998). Istnieją także nieliczne badania czynników wpływających na zagęszczenie populacji tych zwierząt w środowisku rolniczym (Micol i in. 1994) i w środowisku miejskim w Wielkiej Brytanii (Doncaster 1994 – badania eksperymentalne, Hof i Bright 2009 – oparte na badaniach ankietowych) oraz Francji (Hubert i in. 2011). Inne podejmowane zagadnienia dotyczyły zapożyczenia miejskich populacji jeży zachodnich oraz roli tych zwierząt jako rezerwarów patogenów odkleszczowych (Egli 2004; Thamm i in. 2009; Gaglio i in. 2010; Marié i in. 2012).

Jeże zachodnie osiągają bardzo wysokie zagęszczenia w środowiskach miejskich (Micol i in. 1994; Egli 2004; Hubert i in. 2011). Jednym z czynników, który może powodować zwiększone zagęszczenie jeży w środowiskach miejskich są antropogeniczne źródła pokarmu. W środowisku miejskim dostępność pokarmu antropogenicznego jest zazwyczaj wysoka (Prange i in. 2004; Lehrer i Schooley 2010). Jeże chętnie korzystają z resztek pokarmu wyrzucanych na osiedlach mieszkaniowych i z pokarmu wystawianego dla kotów (Dziemian-Zwolak, obserwacje własne). Dostępność pokarmu antropogenicznego może korzystnie wpływać na reprodukcję jeży, ponieważ pozytywny efekt dodatkowego pokarmu na rozród został stwierdzony w eksperymentach przeprowadzonych na zwierzętach o podobnych rozmiarach ciała (przegląd w Boutin 1990). Co więcej, zwiększona masa ciała przed hibernacją w sposób bezpośredni pozytywnie wpływa na przeżywalność zimową osobników wielu gatunków ssaków (np. Ozgul i in. 2010), włączając w to jeże (Reeve 1994). Taki efekt może

zmienić dynamikę populacji hibernujących zwierząt, ponieważ prawdopodobieństwo udanej hibernacji jest jednym z kluczowych czynników wzrostu populacji (Karels i Boonstra 2000; Ozgul i in. 2010). Zwiększona ilość antropogenicznego pokarmu może mieć zatem pozytywny wpływ na liczebność jeży poprzez zwiększenie przeżywalności zimowej osobników. Te dwa efekty dostępności pokarmu antropogenicznego (zwiększona reprodukcja i zwiększona przeżywalność zimowa) nie muszą być wyłączne i mogą działać synergicznie.

Jeże, w związku z nocnym trybem życia, unikają drapieżników polujących za dnia (ptaków drapieżnych, krukowatych czy mew), a kolce chronią je przed większością drapieżnych ssaków, np. lisów (Doncaster 1994). Ssakiem skutecznym w polowaniu na jeże jest borsuk (*Meles meles*). Doncaster (1992) badając populacje jeży na obszarach pastwiskowo-leśnych wokół Oksfordu wykazał, że śmiertelność jeży i ich dyspersja silnie zależały od lokalnego zagęszczenia borsuków. Na Wyspach Brytyjskich borsuki zamieszkują silnie przekształcone środowiska, w których mogą osiągać znaczne zagęszczenia (Davison i in. 2008), ale w Polsce borsuki są raczej zwierzętami leśnymi (Kowalczyk i in. 2003), rzadko penetrującymi środowiska zurbanizowane. Stąd, drapieżnictwo nie wydaje się być istotnym czynnikiem kontrolującym zagęszczenia jeży w środowiskach miejskich.

Jeże są częstymi ofiarami drogowymi. Wykazano, że zagęszczenie przypadków kolizji drogowych, których skutkiem jest śmierć jeży, jest znacznie wyższe tam, gdzie drogi przecinają obszary zabudowane (Orłowski i Nowak 2004; 2006). Dlatego przypuszcza się, że śmiertelność drogowa może mieć silny wpływ na populacje jeży w środowiskach miejskich. Z drugiej strony, populacje małych zwierząt o dużej płodności, jakimi są jeże, mogą lepiej przetrwać większe nasilenie śmiertelności drogowej niż większe zwierzęta, rekompensując ją wyższym tempem rozrodu (Rytwiński i Farhig 2011).

Pomimo, że wiele badań zostało przeprowadzonych nad demografią jeża zachodniego *Erinaceus europaeus* (Doncaster 1994; Micol i in. 1994; Egli 2004) nie wiemy, czy dynamika ich populacji różni się pomiędzy środowiskami miejskimi i pozamiejskimi, lub czy te same czynniki ekologiczne kontrolują liczebność jeży zachodnich w miastach i poza nimi. Badania dotyczące miejskich populacji jeży mogą zwiększyć zrozumienie związanych z urbanizacją zmian w zagęszczeniu zwierząt i spowodować polepszenie wiedzy na temat procesów populacyjnych, które pozwalają niektórym rodzimym gatunkom na udaną kolonizację tych radykalnie zmienionych

środowisk. Co więcej, nie istnieją żadne badania dotyczące populacji jeży wschodnich w miastach ani na terenach pozamiejskich ani porównujące populacje obydwu spokrewnionych gatunków. Jeże doskonale nadają się na organizm modelowy w tego typu badaniach. Mogą być w łatwy sposób odławiane, oznakowywane i ponownie odławiane, umożliwiając szacowanie parametrów populacji używając metody CMR, czyli *catch-mark-release* (White i Burnham 1999). Mimo, że jeże to zwierzęta nocne, mogą być łatwo obserwowane podczas żerowania, co umożliwia bezpośrednio określenie ich diety (Doncaster 1994). W dodatku, ich zimowa hibernacja zawęża okres żerowania i reprodukcji do 6-7 miesięcy w roku, co w rezultacie daje jasny, wyraźny sezon do badań nad dynamiką populacji tego gatunku (Doncaster 1994). Są gospodarzami dla wielu ekto i endopasożytów i mogą być bardzo silnie zainfestowane. Dzięki łagodnej naturze jeży, ich ektopasożyty mogą być swobodnie zbierane z aktywnych osobników, co może zapobiec negatywnym skutkom usypiania tych zwierząt (np. Dziemian i in. 2010).

## 1. CELE I HIPOTEZY

Jeż wschodni jest przykładem rodzimego gatunku, którego populacje zasiedlają środowiska zurbanizowane. Zagęszczenie jeży na takich obszarach może wielokrotnie przekraczać zagęszczenia znane z naturalnych środowisk (np. lasów liściastych) (np. Micol i in. 1994; Egli 2004; Hubert i in. 2011). Jednak mechanizmy, które odpowiadają za wysoką liczebność tego gatunku w mieście, są słabo poznane.

Celem pracy było zbadanie czynników mogących wpływać na liczebność populacji jeża wschodniego w środowiskach różniących się stopniem urbanizacji, scharakteryzowanie struktury demograficznej populacji w środowiskach zurbanizowanych oraz określenie wpływu urbanizacji na jakość siedlisk tego gatunku.

**HIPOTEZA I:** Zależność pomiędzy stopniem urbanizacji i liczebnością jeży jest krzywoliniowa: urbanizacja wpływa pozytywnie na liczebność jeży, lecz zależność ta ulega odwróceniu na najbardziej zurbanizowanych obszarach.

**UZASADNIENIE:** Wzrost stopnia urbanizacji wiąże się ze wzrostem dostępności pokarmu antropogenicznego i kryjówek jeży, co pociąga za sobą zwiększenie liczebności populacji. Na najbardziej zurbanizowanych obszarach dostępność tych zasobów jednak maleje, co, jak można przypuszczać, ogranicza liczebność jeży. Do niniejszych badań nie można było, z powodu niedostępności znacznej części terenu i względów bezpieczeństwa, włączyć powierzchni położonych w ścisłym centrum miasta, gdzie negatywny wpływ urbanizacji na jeże powinien być najbardziej zauważalny. Pomimo to, przewidywano najniższą liczebność jeży na najbardziej zurbanizowanej, spośród wybranych jako miejsca badań powierzchni.

**HIPOTEZA II:** Liczebność jeży w badanych populacjach jest pozytywnie skorelowana z jakością siedlisk, na których populacje te występują.

**UZASADNIENIE:** Tradycyjnie zakładano, że wysokie zagęszczenia zwierząt zawsze świadczą o wysokiej jakości siedlisk, ale nowsze badania i koncepcje teoretyczne podały to założenie w wątpliwość (Van Horne 1983). Najważniejszymi z nich jest model populacji typu źródło-ujście (Pulliam 1988) i koncepcja pułapek ekologicznych (Gilroy i Sutherland 2007).

Obserwacje populacji trwających w siedliskach gorszej jakości, doprowadziły do powstania modelu źródło-ujście (Pulliam 1988). Model ten zakłada, że zwierzęta

aktywnie migrują i są w stanie rozpoznać siedliska lepszej (źródło) i gorszej (ujście) jakości. Choć zwierzęta preferują osiedlanie się na obszarach lepszej jakości, to gdy pojemność siedliska optymalnego zostanie wysycona, „nadwyżka” osobników osiedlać się może w siedliskach suboptymalnych. W ten sposób, stały dopływ osobników z populacji źródłowych przyczynia się do utrzymania populacji typu ujście w siedliskach gorszej jakości, których pojemność jest teoretycznie zerowa (tzn. nie mogłyby przetrwać bez ciągłej imigracji osobników).

Zdarza się, że siedliska gorszej jakości są omylnie rozpoznawane jako dobre i preferowane. Przyczyną tego mogą być zmiany w środowisku, np. wywołane działalnością człowieka, które powodują zanikanie związku cech używanych przez zwierzęta do oceny siedliska z jego rzeczywistą jakością. Zjawisko takie opisuje koncepcja pułapek ekologicznych (Girloy i Sutherland 2007).

Zarówno model źródło-ujście, jak i koncepcja pułapek ekologicznych uwzględniają zjawiska zaburzające związek pomiędzy zagęszczeniem populacji i jakością siedlisk. Zagęszczenie populacji nie powinno być zatem bezkrytycznie używane jako miara jakości siedliska – szczególnie w siedliskach tak drastycznie przekształconych przez człowieka, jak tereny miejskie.

Jeżeli siedliska o wysokiej liczebności populacji jeża wschodniego rzeczywiście reprezentują wysoką jakość, to spodziewano się, że wysoka liczebność związana być powinna również z poniżej wymienionymi parametrami.

1. Wysoka przeżywalność. Przeżywalność jest jednym z najważniejszych parametrów determinujących dynamikę populacji, wobec czego jest powszechnie używana do mierzenia jakości siedliska (Murray i Patterson 2006).
2. Wysokie wartości wskaźnika kondycji ciała. Kondycja ciała zwierzęcia jest odzwierciedleniem m.in. ilości i jakości pokarmu. W siedliskach o większych zasobach pokarmowych zwierzęta mogą być w lepszej kondycji (Díaz i Alonso 2003).
3. Niskie zapasożycenie. Osobniki żyjące w siedliskach o wysokiej jakości, dzięki lepszemu odżywieniu powinny być w lepszej kondycji i efektywniej bronić się przed pasożytami (Møller i in. 1998). W dodatku, jeśli wszystkie inne czynniki pozostają niezmiennicze, to siedlisko z większą liczbą stadiów inwazyjnych pasożytów może być gorszej jakości, niż to, na którym jest ich mniej (Bradley i Altizer 2006).

4. Wyższa proporcja samic. U zwierząt o poligamicznym systemie rozrodczym rozmieszczenie samic najczęściej wiąże się z rozmieszczeniem zasobów pokarmowych, a samców – przynajmniej w okresie rozrodczym – od rozmieszczenia samic (Lurz i in. 2000). Samice jeży po okresie kojarzeń (kwiecień-maj) poszukują miejsc na założenie gniazda, w którym urodzą młode, a samce najczęściej migrują. W związku z tym niska proporcja samic na danej powierzchni powinna oznaczać, że obecna na niej populacja nie jest osiadła, bo samice nie decydują się na założenie tutaj gniazd oraz wyprowadzenie młodych (Graser i in. 2012).

Alternatywnie, wymienione parametry nie będą różnicować populacji o różnej liczebności. Przewiduje to koncepcja *ideal free distribution*: jeżeli zwierzęta są w stanie prawidłowo ocenić jakość siedlisk oraz bez przeszkód osiedlać się w preferowanych miejscach, to proces wybiórczości siedliskowej doprowadzi do wyrównania średniego dostosowania zwierząt w różnych siedliskach (Fretwell 1972). Wskaźniki takie jak przeżywalność, rozrodczość czy kondycja będą wówczas podobne w poszczególnych siedliskach, a najlepszą miarą jakości siedliska stanie się właśnie zagęszczenie populacji: wysokie w dobrych siedliskach i niskie w gorszych.

Kolejną możliwością jest stwierdzenie niższej przeżywalności i kondycji oraz wyższego zapasowycenia i niskiej proporcji samic w populacjach o dużym zagęszczeniu. Wyniki takie będą sugerować funkcjonowanie powierzchni w roli pałapek ekologicznych lub istnienie populacji typu „ujście”.

HIPOTEZA III: Wraz ze wzrostem urbanizacji wzrasta dostępność pokarmu antropogenicznego, natomiast maleje dostępność naturalnego pokarmu jeży.

UZASADNIENIE: Ważnym czynnikiem zmian w jakości siedlisk wywołanych przez urbanizację są zmiany w zasobach pokarmowych. W porównaniu z innymi środowiskami, miasta posiadają zasobne i stałe źródła pokarmu. Powodem tego jest heterogeniczność obszarów miejskich, obecność odpadków ludzkiego pożywienia oraz celowe dokarmianie zwierząt przez ludzi. Także uprawa miejskich przydomowych ogrodów sprzyja bioróżnorodności (Baker i Harris 2007). Zasoby pokarmu w środowiskach miejskich są jednak rozmieszczone płatowo i nieregularnie. Poza tym, duży udział powierzchni zabetonowanych, zabiegi

porządkowe praktykowane w gospodarowaniu miejską zielenią (np. częste koszenie trawników i wygrabianie liści) i zanieczyszczenie gleby oraz powietrza powodują, że na najsilniej zurbanizowanych obszarach, liczebność populacji bezkręgowców stanowiących pokarm jeży może być niewielka (Croci i in. 2008). Rozmieszczenie zasobów może przyczynić się do występowania krzywoliniowej zależności pomiędzy stopniem urbanizacji oraz liczebnością jeży (zob. Hipoteza 1).

**HIPOTEZA IV:** Stosunek łącznej długości dróg do wielkości badanej powierzchni jest negatywnie skorelowany z przeżywalnością jeży.

**UZASADNIENIE:** Większa łączna długość dróg w obrębie powierzchni badawczych prowokuje większą śmiertelność jeży z powodu zwiększonego prawdopodobieństwa śmierci tych zwierząt w kolizjach samochodami.

## 2. OBIEKT BADAŃ: jeż wschodni – *Erinaceus roumanicus*

Barrett-Hamilton, 1900

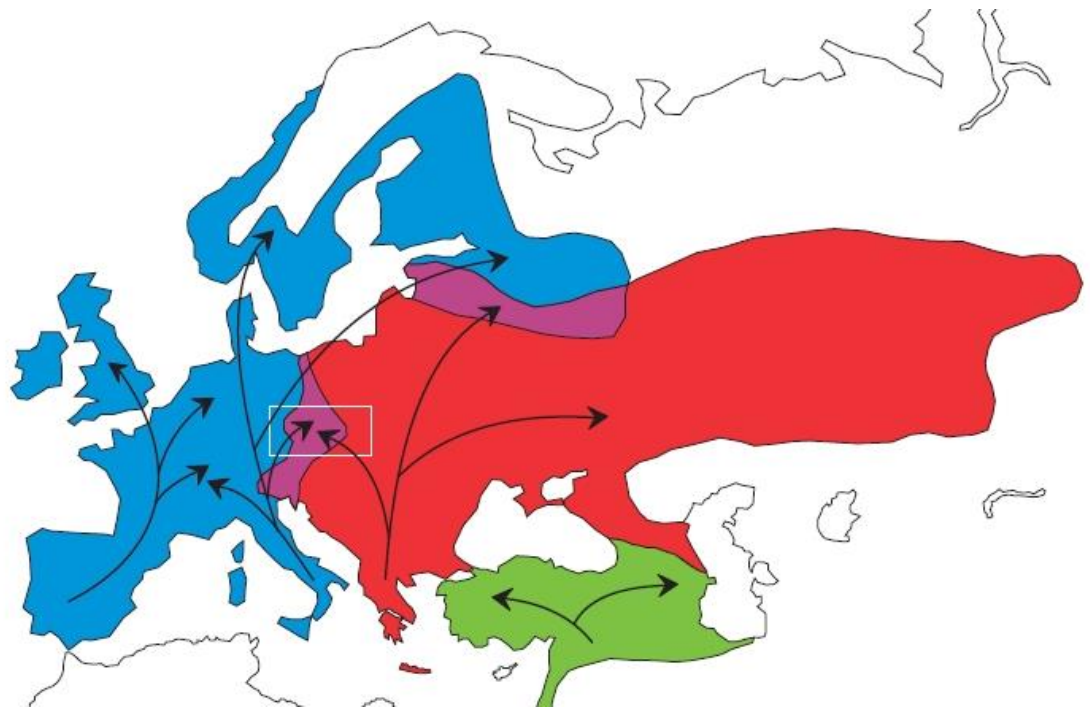
### 2.1. Miejsce w systematyce ssaków

Rodzaj *Erinaceus* Linnaeus, 1758 należy do rzędu Erinaceomorpha Gregory, 1910; do rodziny Erinaceidae G. Fischer, 1814; do podrodziny Erinaceinae G. Fischer, 1814 (Wilson i Reeder 2005). Jeże wcześniej zaliczane były do rzędu Insectivora lub Lipotyphla, lecz konsekwencją uznania tych taksonów jako parafiletyczne był ich podział na nowe rzędy. Badania genetyczne (Emerson i in. 1999; Mouchaty i in. 2000; Liu i in. 2001; Nikaido i in. 2001) wykazały, że Soricomorpha i Erinaceomorpha (zaliczane uprzednio do Insectivora) zajmują odległe pozycje w drzewie filogenetycznym. Nazwa Erinaceomorpha Gregory, 1910 była wcześniej stosowana w literaturze paleontologicznej. MacPhee and Novacek (1993) użyli tej nazwy w obecnym rozumieniu.

Jeż wschodni *Erinaceus roumanicus* Barrett-Hamilton, 1900 jest jednym z czterech obecnie wyróżnianych gatunków należących do rodzaju *Erinaceus* Linnaeus, 1758. Historia wyróżnienia *Erinaceus roumanicus* jako odrębnego gatunku jest dość zawila. Odmienność jeża wschodniego od jeża zachodniego (*Erinaceus europaeus* Linnaeus, 1758) została zauważona przez Martin'a, który opisał go jako nowy gatunek *Erinaceus concolor* (Martin 1838). Gatunek ten został umieszczony przez Gerrita S. Millera w jego katalogu ssaków zachodniej Europy (Miller 1912). W międzyczasie z terenu Rumunii opisany został gatunek *Erinaceus roumanicus*, Barrett-Hamilton, 1900 uznany później za podgatunek *E. concolor roumanicus*, Barrett-Hamilton, 1900. Pomimo to, w kolejnych dziesięcioleciach większość europejskich naukowców kontynuowała traktowanie obydwu gatunków jeży jako jeden (cytowania w Kryštufek 2002). Gdy wykazano, że zasięgi tych dwóch form w środkowej Europie częściowo na siebie nachodzą, jeż wschodni ponownie został podniesiony do rangi gatunku, jako *Erinaceus concolor* Martin, 1838 (Kratochvil 1966). Zasadność tego podziału została potwierdzona analizą kariotypów (Kral 1967). Dalsze badania dotyczące allozymów (Filippucci i Lapini 1987; Filippucci i Simson 1996; Suchentrunk i in. 1998) i mitochondrialnego DNA (Santucci i in. 1998; Seddon i in. 2001; 2002; Bannikova i in. 2003) wykazały głęboką dywergencję wewnątrz gatunku znanego jako *E. concolor*

i doprowadziły do wyróżnienia dwóch odrębnych gatunków o parapatrycznym zasięgu: *Erinaceus roumanicus* na północy i *Erinaceus concolor* na południu dotychczasowego zasięgu (ryc. 1). Rozdział ten został także potwierdzony danymi morfologicznymi (Holz 1978; Kryštufek 2002).

Polska nazwa „jeż wschodni” wcześniej była odnoszona do taksonu *Erinaceus concolor*, w obrębie którego wyróżniano szereg podgatunków, a nazwa opisanego z terenu Rumunii gatunku *Erinaceus roumanicus* Barrett-Hamilton, 1900 traktowana była jako jego synonim (Pucek 1984). Po wspomnianym wyżej udowodnieniu odrębności gatunkowej dwóch form, polską nazwę „jeż wschodni” zaproponowano dla gatunku *E. roumanicus*, natomiast *E. concolor* został nazwany jeżem anatolijskim (Cichocki i in. 2015).



Ryc. 1. Rozmieszczenie trzech gatunków jeży we wschodniej Palearktyce *Erinaceus europaeus* (niebieski), *E. roumanicus* (czerwony) i *E. concolor* (zielony) (wg Bolfíková i Hulva 2012). Obszary współwystępowania zaznaczone są kolorem fioletowym. Strzałki wskazują trasy kolonizacji z refugiów po ostatnim zlodowaceniu (według Hewitt 2000; Sommer 2007).



### 2.3. Odmienność *E. europaeus* i *E. roumanicus*

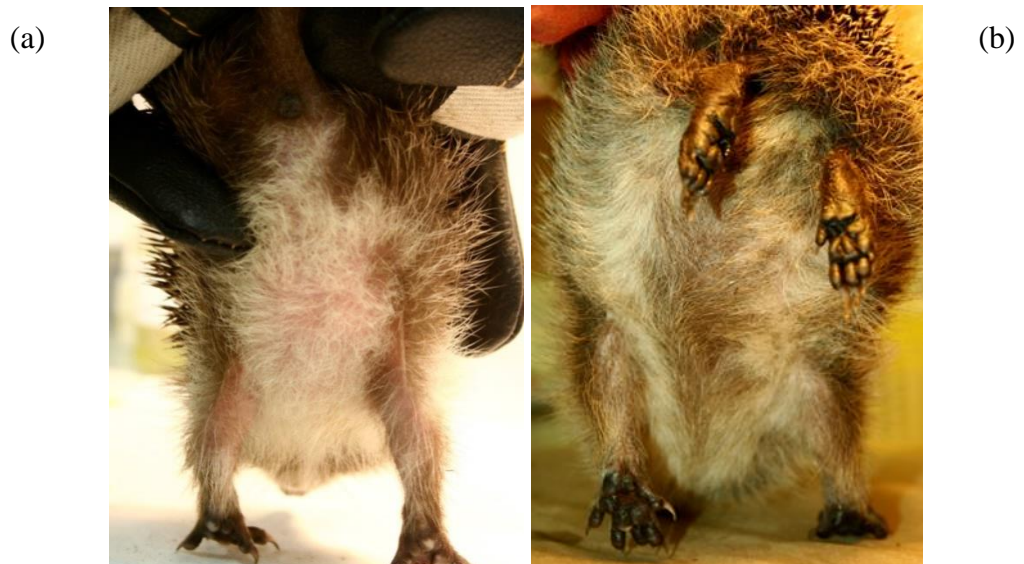
Uważa się, że *E. roumanicus* i *E. europaeus* mają podobne wymagania ekologiczne (Lapini 1999), jednak brakuje badań porównawczych. Niewiele jest badań dotyczących jeża wschodniego *E. roumanicus*. Istnieją nieliczne porównania dotyczące *E. europaeus* i *E. concolor* (sprzed podziału tego ostatniego na dwa gatunki) (Kral 1967; Hrabě 1975; Škouldín 1981). W literaturze można spotkać dyskusję dotyczącą wrażliwości osobników obydwu gatunków na temperaturę, jednak konkluzje autorów się różnią. Kratochvil (1975) w Czechosłowacji wykazał krótszy okres hibernacji i większą odporność na niskie temperatury jeży wschodnich. Odwrotne wyniki uzyskali Holz i Niethammer (1990), sugerując większą odporność osobników *E. europaeus*. Kratochvil (1975) pisał także o możliwości izolacji reprodukcyjnej między obydwoma gatunkami, spowodowanej różnicą w terminie wychodzenia z hibernacji (osobniki *E. concolor* budzą się wcześniej niż osobniki *E. europaeus*).

Istnieją porównania morfologii czaszki osobników obydwu gatunków. Zauważono różnicę międzygatunkową przejawiającą się zróżnicowaniem wielkości tzw. indeksu szczękowego, wykrytą przez Hertera (1934). Indeks szczękowy to stosunek długości szczęki (mierzonej pomiędzy wyrostkiem nosowym *processus nasalis* kości międzyszczękowej a końcem wyrostka przedniego *processus frontalis* kości szczękowej) do wysokości szczęki (mierzonej pomiędzy wyrostkiem nosowym kości międzyszczękowej a zewnętrznym brzegiem zębodołu P<sup>1</sup>). Osobniki *E. roumanicus* mają wyższe wartości indeksu szczękowego ( $1,25 \pm 0,1$ ) niż osobniki *E. europaeus* ( $0,79 \pm 0,11$ ) (Ruprecht 1972). Użyteczność tego indeksu do odróżniania gatunków jeży była jednak wielokrotnie krytykowana (np. Kryštufek 2002). Lepszym wskaźnikiem przynależności gatunkowej martwych okazów jeży jest pomiar indeksu mandibularnego i szczegółowa analiza cech morfologicznych żuchwy (Wolff 1976). Różnice te, opracowane w celu rozróżnienia okazów *E. europaeus* i *E. concolor* (sprzed podziału tego ostatniego na dwa gatunki), pozostają aktualne, ponieważ badania przeprowadzono na okazach należących do podgatunku *E. concolor roumanicus*, będącego synonimem aktualnie uznawanego taksonu *E. roumanicus roumanicus*. Uważa się, że na obszarach sympatrycznego występowania obydwu gatunków, osobniki do nich należące są bardziej rozbieżne w wyglądzie i łatwo rozróżnialne (Brown i Wilson 1956). Różnice w ekologii pomiędzy gatunkami są podkreślone w strefie ich współwystępowania,

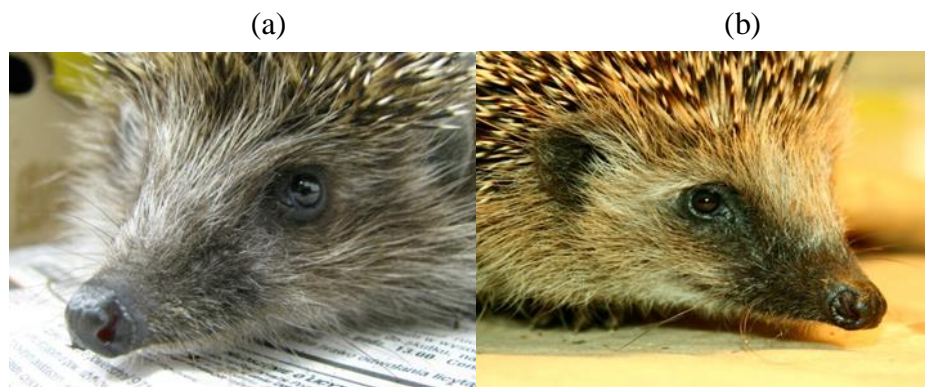
a zupełnie zanikają lub są dużo słabiej widoczne na obszarach zamieszkałych tylko przez jeden z tych gatunków.

Osobniki obydwu gatunków z populacji występujących na terenie Poznania z reguły są rozróżnialne na podstawie wyglądu zewnętrznego. Brzuszna strona ciała osobników *E. europaeus* ma barwę dość jednolitą, od beżowo-szarej do szaro-brązowej, z na ogół słabo widoczną, niewielką, rozmytą plamą ciemniejszej sierści przy granicy klatki piersiowej i brzucha. Osobniki *E. roumanicus* z reguły posiadają na spodzie ciała zróżnicowanej wielkości pole porośnięte sierścią w kolorze białym lub brudnobiałym, u ciemnych osobników silnie kontrastującą z resztą ubarwienia a słabo zauważalną u bardzo jasno ubarwionych (fot. 1). Występuje znaczna zmienność ubarwienia osobników *E. roumanicus*, począwszy od bardzo ciemnych (fot. 3a), aż do jasnych, o jasnej barwie skóry i nozdrzy (fot. 3b). Zdarzają się także trudne do rozpoznania na podstawie cech morfologicznych osobniki albinotyczne (fot. 4).

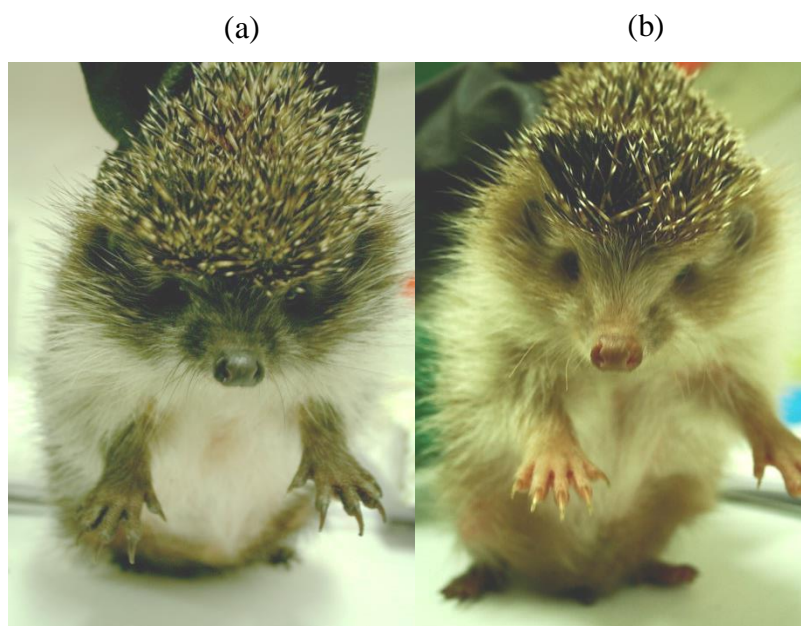
Inne cechy, pozwalające rozróżnić osobniki obydwu gatunków, to ubarwienie części twarzowej (ciemna otoczka wokół oczu u *E. europaeus*, która łączy się z ciemną nasadą nozdrzy na kształt litery V) (fot. 2) i usytuowanie granicy pomiędzy pokrywą z igieł a sierścią na bokach ciała (u jeża zachodniego położona jest wyżej) (obserwacje własne).



Fot. 1. Brzuszna strona ciała złowionych w Poznaniu osobników jeży: (a) *E. roumanicus* z dużą plamą białej sierści i (b) *E. europaeus* z niewielką i mało wyraźną plamą ciemniejszej sierści, otoczoną jaśniejszymi włosami (fot. S. Dziemian-Zwolak).



Fot. 2. Wygląd pyska dwóch osobników jeży złowionych w Poznaniu:  
(a) *E. roumanicus* i (b) *E. europaeus* (fot. S. Dziemian-Zwolak).



Fot. 3. Przykład zróżnicowanego umaszczenia osobników *E. roumanicus* złowionych w Poznaniu: (a) osobnik o ciemnym umaszczeniu skóry i sierści z wyraźnie kontrastującą jasną plamą sierści na stronie brzusznej; (b) osobnik o jasnej sierści i skórze (fot. S. Dziemian-Zwolak).



Fot. 4. Albinotyczny okaz jeża *Erinaceus* sp. (Księża Góra w województwie śląskim).  
(fot. A. Szczepańczyk, Piekarskie Stowarzyszenie Przyrodników)

Nie ma wielu udokumentowanych danych dotyczących możliwości hybrydyzacji obydwu gatunków. Potencjalne mieszańce zostały opisane na podstawie okazów pozyskanych na obszarze współwystępowania obydwu gatunków w Centralnej Europie, posiadających przypisywane im „pośrednie” cechy morfologiczne, uniemożliwiające jednoznaczne określenie przynależności gatunkowej (Ruprecht 1973; Kratochvil 1975). Hybrydy zostały uzyskane eksperymentalnie w hodowli laboratoryjnej (Poduschka i Poduschka 1983). W tym eksperymencie hybrydy pokolenia F2 zostały uzyskane poprzez krzyżówkę wsteczną hybryd F1 i *E. concolor roumanicus*, podczas gdy krzyżowanie hybryd F2 z *E. europaeus* nie dawało rezultatów (płody ulegały samoistnej aborcji). W 2009 roku ukazało się doniesienie Bogdanov i innych, w którym autorzy opisują odnalezienie jednego osobnika będącego hybrydą dwóch gatunków jeży. Pod względem jądrowego DNA tego osobnika zaliczono do gatunku *E. roumanicus*, ale sekwencja cytochromu b jego mitochondrialnego DNA wskazywała na przynależność do *E. europaeus*. Pomiarzy czaszki tego osobnika były także pośrednie. W innej pracy, w której poruszano problem hybrydyzacji, nie znaleziono na nią dowodu (Bolfiková i Hulva 2012).

W literaturze istnieje wiele prac dotyczących ekologii i biologii jeża zachodniego *E. europaeus* (np. Reeve 1994; Huijser i Bergers 2000; Rondinini i in. 2001 i wiele innych). Mniej prac poświęcono jeżom należącym do gatunku *E. concolor roumanicus* (sprzed jego podziału na dwa kolejne gatunki). Jako że gatunek *E. roumanicus* został niedawno oddzielony od *E. concolor*, prace opisujące jego

ekologię i biologię są bardzo nieliczne. Kryštufek i inni (2009) opisali natomiast zróżnicowanie rozmiarów ciała jeży z tego gatunku w zależności od szerokości geograficznej. Istnieje kilka prac dotyczących pasożytów tego gatunku jeża (np. Dziemian i in. 2010; Földvári i in. 2011; Skuballa i in. 2012; Dumitrache i in. 2013; Dziemian i in. 2014). Bolfíková i Hulva (2012), na podstawie analizy mitochondrialnego i jądrowego DNA, sugerują niedawny wzrost liczebności populacji *E. roumanicus*, a także, w porównaniu do *E. europaeus*, mniejsze różnice zdolności do dyspersji pomiędzy osobnikami różnej płci i większy przepływ genów.

### 3. TEREN BADAŃ

Poznań, stolica Wielkopolski, zaliczany jest do miast mocno przekształconych, ponieważ około 50% jego obszaru stanowią tereny zabudowane. W 2011 roku miasto zamieszkiwało ponad 550 tys. osób, a gęstość zaludnienia wynosiła 2,1 tys. mieszkańców na km<sup>2</sup> (Raport o stanie miasta, 2012). Dla zwierząt adaptujących się do życia w środowiskach zurbanizowanych istotnym czynnikiem jest ilość, a także wzajemne położenie obszarów zielonych w obrębie miasta (Snep i in. 2006). Powierzchnia Poznania wynosi 262 km<sup>2</sup>, z czego 26% stanowią obszary zielone. Największy udział w powierzchni terenów zieleni mają lasy i zieleń miejska. Poznań posiada 270 wydzielonych obiektów zieleni, w tym 42 parki i 117 zieleńców komunalnych o łącznej powierzchni 432 ha a także tereny zieleni osiedlowej. Ogólnodostępne tereny zieleni to również 304 ha trawników, 365 ha zieleni ulicznej, 22 cmentarze, 3 parki naukowo-badawcze i 2 ogrody zoologiczne. W obszarze miasta znajduje się także ok. 90 rodzinnych ogrodów działkowych. Jeśli do obszaru Poznania doliczy się także powierzchnię gruntów ornych (6900 ha), to udział terenów zielonych wzrasta do 52% powierzchni miasta (Raport o stanie miasta 2012).

Zieleń w Poznaniu ułożona jest w systemie klinowo-pierścieniowym, wykorzystującym naturalne doliny rzeczne (Bogdanki, Warty, Cybiny), opartym na konfiguracji terenu i dawnym zespole fortyfikacji. Głównym celem istnienia klinów jest ochrona wód i przewietrzenie miasta. Kliny zieleni o charakterze parkowo-leśnym (gołęciński, cybiński, dębiński i naramowicki) na peryferiach łączą się z lasami komunalnymi, w śródmieściu łączą się z pierścieniami zieleni okalającymi centrum będącym pozostałością fortyfikacji z XIX w. – pierścieniem pofortecznym wewnętrznym (Ring Stubben) i zewnętrznym pierścieniem, w którego skład wchodzi 18 fortów. Każdy z klinów tworzy swoisty korytarz ekologiczny, który umożliwia osobnikom niektórych gatunków w miarę bezpieczne przemieszczanie, a także z powodu połączenia z otaczającymi miasto lasami, umożliwia przedostanie się z peryferii do centrum miasta i na odwrót. Obecnie niestety pojawia się zagrożenie zachowania ciągłości klinów, które przejawia się na wprowadzaniu na nie zabudowy, szczególnie elementów liniowych (dróg, linii wysokiego napięcia), a także budynków.



### **3.2. Osiedle Jana III Sobieskiego (SOB) – 54 ha**

Osiedle zlokalizowane jest na północy Poznania i wraz z Osiedlem Marysieńki jest jednostką administracyjną miasta. Od północy graniczy z osiedlem Morasko-Radojewo, a od południa, wschodu i zachodu z Piątkowem. Granicą powierzchni badawczej od północy, wschodu i zachodu była ulica Stróżyńskiego, a od południa ulica Szymanowskiego (ryc. 4). Cały obszar powierzchni badawczej zajmował 54 ha. Na tym obszarze dominuje zabudowa w postaci wielokondygnacyjnych bloków mieszkalnych. Niższe budynki to szkoły, kościół i szereg sklepów. Tereny zielone stanowią głównie trawniki wokół bloków mieszkalnych i niewielki park w północnej części osiedla. Nie występują tam fragmenty porośnięte roślinnością spontaniczną, cała zieleń jest zagospodarowana i intensywnie pielęgnowana (trawniki są regularnie koszone i grabione, a krzewy i drzewa przycinane). W czasie trwania odłowów nie odnotowano żadnych istotnych zmian w sposobie użytkowania obszaru powierzchni.

### **3.3. Osiedle Bonin i Winiary (BON) – 60 ha**

Osiedle Winiary jest jednostką administracyjną miasta Poznania położoną w północno-zachodniej części miasta. Od północy graniczy z osiedlami Piątkowo i Podolany, a od zachodu z osiedlem Sołacz. Powierzchnię badawczą BON stanowiły dwa obszary położone w obrębie Osiedla Winiary nazwane umownie: Bonin (nazwa od ulicy Bonin) oraz Winiary (nazwa obszaru mniejszego niż Osiedle Winiary, zgodna ze starym podziałem administracyjnym), oddzielone doliną strumienia Wierzbak, będącego lewym dopływem rzeki Bogdanki. „Bonin” stanowi południową część powierzchni badawczej, a „Winiary” północną. Obszar powierzchni BON sąsiaduje z zachodnim klinem zieleni. Jej granicami były ulice: Aleje Solidarności od północy, Witosa od zachodu, Szydłowska od południa, Piątkowska od wschodu (ryc. 5). Ulica Witosa na całej długości osiedla odgrodzona jest od niego ekranem akustycznym. Na obszarze „Winiary” znajdują się wyłącznie bloki mieszkalne (4 i 10 piętrowe), zaś na obszarze „Bonin” oprócz bloków znajdują się domy jednorodzinne. Wschodnią część powierzchni badawczej, przecina trasa tramwaju, biegnąca z południa na północ. Na powierzchni nie ma budynków przemysłowych. Tereny zielone powierzchni BON to przede wszystkim trawniki wokół bloków mieszkalnych, a także spontaniczna roślinność wzdłuż doliny strumienia Wierzbak. W południowo-wschodniej części powierzchni badawczej znajduje się Rodzinny Ogród Działkowy im. gen. Jana Henryka

Dąbrowskiego o powierzchni 5 ha, a w centrum grupa starych ogródków działkowych o łącznej powierzchni 1 ha. W czasie trwania badań, na powierzchni badawczej nie odnotowano istotnych zmian w sposobie użytkowania terenu. Jedynie pod koniec okresu odłowów, we wrześniu 2012 roku, odgrodzono część trawników w południowo-wschodniej części powierzchni, co uniemożliwiło wstęp i przeszukanie tego obszaru. Cały obszar powierzchni badawczej BON zajmował 60 ha.

### **3.4. Osiedle Tysiąclecia (TYS) – 48 ha**

Osiedle to jest częścią dzielnicy Chartowo położonej na wschodzie Poznania. Graniczy z osiedlami Lecha, Czecha i Rusa. Powierzchnię badawczą ograniczały ulice: Arcybiskupa Baraniaka od północy, Chartowo od wschodu, Piaśnicka od południa i Inflancka od zachodu. Cały obszar powierzchni badawczej zajmował 48 ha. Zabudowę stanowią wielokondygnacyjne bloki mieszkalne i kilka domów jednorodzinnych w zachodniej części osiedla. Na południu, pomiędzy parkiem a ulicą Piaśnicką przebiega linia tramwajowa. Terene zielone to przede wszystkim park w części południowej z użytkiem ekologicznym „Traszki Ratajskie”, w części północnej fragment maltańskiego klina zieleni zalesiony sosną, oraz rozległe i liczne trawniki okalające bloki mieszkalne (ryc. 6). Na powierzchni badawczej nie ma zabudowy przemysłowej, ale od strony zachodniej sąsiaduje ona z ogrodzonym terenem firmy Malta Trading porośniętym gęsto krzewami i drzewami. Przez park przepływa strumyk, okresowo wysychający, pozostałość skanalizowanej rzeki Piaśnicy, który uchodzi do małego stawu na terenie firmy Malta Trading.

W czasie trwania odłowów na osiedlu zaczęto budowę nowego bloku mieszkalnego, jednak została ona wstrzymana wskutek protestów mieszkańców. Pozostały ogrodzenia i rozkopana ziemia na miejscu rozległego trawnika między blokami. W przedostatnim roku badań (2012) rozpoczęła się modernizacja linii tramwajowej, co wiązało się ze zmianami południowej części powierzchni i zamknięciem ulicy Chartowo.

### **3.5. Kiekrz (KIE) – 48 ha**

Kiekrz jest miejscowością położoną w północno-zachodniej części Poznania w pobliżu trzech jezior: Wielkiego Jeziora Kierskiego, Małego Jeziora Kierskiego i Jeziora Strzeszyńskiego. Od południa ogranicza go Wielkie Jezioro Kierskie.

Podzielony jest na dwie części: jedna jest osiedlem włączonym administracyjnie do miasta Poznania, a druga wsią o tej samej nazwie. Całkowita powierzchnia miejscowości, obejmująca osiedla mieszkaniowe i pola uprawne wynosi 10,25 km<sup>2</sup>. Powierzchnię badawczą KIE stanowił obszar o wielkości 48 ha ograniczony ulicami: Podjazdową od północy, Wilków Morskich od wschodu i południa, Bojerową od zachodu. Od wschodu i zachodu powierzchnia badawcza graniczyła z polami uprawnymi i nieużytkami, od południa z jeziorem Kierskim, a od północy z zabudową mieszkaniową pozostałej części Kiekrza (ryc. 7). W miesiącach letnich, z powodu dużej liczby turystów, ruch samochodowy w Kiekrzu jest znaczny, szczególnie na ulicach Chojnickiej i Podjazdowej. Zabudowa Kiekrza to przede wszystkim domy jednorodzinne, sklepy, ośrodki sportowe i żeglarskie, a od niedawna także pawilony handlowe w centrum miejscowości. Północno-wschodnia część Kiekrza jest Obszarem Specjalnej Ochrony „Dolina Samicy” oraz Pawłowicko-Soboockim obszarem chronionego krajobrazu.

W czasie trwania badań nie odnotowano istotnych zmian sposobu użytkowania całego obszaru powierzchni badawczej KIE, chociaż zmiany mogły być wprowadzone na terenie poszczególnych posesji i ogrodów przydomowych.

### **3.6. Kicin (KIC) – 63 ha**

Wieś Kicin jest położona w powiecie poznańskim, w gminie Czerwonak, na północny-wschód od granic Poznania. Od zachodu i północy graniczy z południowym skrajem parku krajobrazowego „Puszcza Zielonka”, a od południowego zachodu ograniczona jest lasem komunalnym miasta Poznania. Większość obszaru pokrywają pola uprawne. Przez wieś przebiega główna ulica Poznańska prowadząca z Poznania do Wierzonki. Ulica ta oraz łącząca się z nią ulica Szkolna, charakteryzują się intensywnym ruchem samochodowym. Zabudowę Kicina stanowią domy jednorodzinne oraz nieliczne rolnicze budynki gospodarcze. W centrum wsi znajduje się duży staw (ryc. 8), który wraz z otaczającym go parkiem zajmuje obszar około 2 ha. W pobliżu Kicina znajdują się obszary chronionego krajobrazu: około 1,3 km na wschód „Rolnicze krajobrazy Kliny-Mielno”, a 4 km na północ „Łąki Annowskie”. Pod koniec 2011 roku na ulicy Poznańskiej w Kicinie rozpoczęto budowę kanalizacji sanitarnej, w związku z czym część drogi została wyłączona z ruchu, a także trwały prace związane z odtworzeniem nawierzchni. Obszar objęty badaniami zajmował powierzchnię 63 ha.

## 4. METODY BADAŃ ZASTOSOWANE W PRACY

### 4.1. Określenie stopnia urbanizacji powierzchni badawczych

Po uzyskaniu podkładów w postaci aktualnej ortofotomapy (2012 rok) z dokładnością do 0,1 piksela (Licencja nr WF.7211.778.2014\_PL\_CL1) z Centralnego Ośrodka Danych Geodezyjnych i Kartograficznych, stworzono mapę wektorową powierzchni badawczych, a także otaczających je obszarów w 500 metrowym buforze. Obszar wokół powierzchni jest to tzw. macierz: jej kompozycja może mieć znaczenie dla dynamiki populacji różnych gatunków zamieszkujących tereny zurbanizowane (Parker i Nilon 2012). Do obliczenia pola powierzchni oraz udziału obszarów zabudowanych i zielonych użyto następującego podziału obiektów: obszary zabudowane to powierzchnie budynków, dróg asfaltowych i żwirowych, boiska betonowe, linie tramwajowe, parkingi i chodniki; obszary zielone to powierzchnie trawników, parków, zieleni przydrożnej, nieużytków i pól uprawnych oraz lasów. Dane dotyczące zagęszczenia ludności na poszczególnych powierzchniach uzyskano przy użyciu mapy miejskiej GEOPOZ z dokładnością do 0,5 km, a dla miejscowości Kicin z danych Urzędu Gminy Czerwonak dla 2013 roku. Całkowitą długość dróg w obrębie powierzchni badawczych, a także w otaczającej macierzy, uzyskano z warstwy ROADS z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych CODGiK.

Do zmierzenia stopnia urbanizacji poszczególnych powierzchni badawczych użyto wskaźnika  $PEOP/\%URB$  (Hahs i McDonnell 2006). Wskaźnik ten jest stosunkiem zagęszczenia ludności na danych obszarze (PEOP) do proporcji terenów zabudowanych (%URB). Opisuje różnorodność zagęszczenia ludzi na obszarach o zbliżonym udziale powierzchni zabudowanych, np. pozwala odróżnić od siebie powierzchnie o wysokim udziale terenów zabudowanych i dużym zagęszczeniu ludzi (np. osiedla mieszkaniowe z zabudową w postaci wysokokondygnacyjnych bloków) od obszarów z podobnym stopniem zabudowy, ale z małym zagęszczeniem ludzi (np. tereny fabryczne). W przypadku powierzchni badawczych użytych w tej pracy, wskaźnik ten pozwolił na zakwalifikowanie poszczególnych powierzchni do odpowiedniego miejsca w gradiencie urbanizacji: od najbardziej do najmniej zurbanizowanych.

# Osiedle Jana III Sobieskiego

1:5 000

## Legenda

-  zielen
-  budynki
-  parkingi
-  inne
-  boiska
-  drogi
-  chodniki



Ryc. 4. Mapa powierzchni badawczej SOB (Osiedle Jana III Sobieskiego).

# Osiedle Bonin i Winiary

1:5 000

## Legenda

-  linia tramwajowa
-  zieleń
-  budynki
-  parkingi
-  inne
-  boiska
-  piasek, żwir
-  drogi
-  chodniki



Ryc. 5. Mapa powierzchni badawczej BON (Osiedle Bonin i Winiary).

# Osiedle Tysiąclecia

1:6 000

## Legenda

-  linia tramwajowa
-  zielen
-  budynki
-  parkingi
-  inne
-  boiska
-  piasek, żwir
-  drogi
-  chodniki



Ryc. 6. Mapa powierzchni badawczej TYS (Osiedle Tysiąclecia).

# Kiekrz

1:6 000

## Legenda

-  zieleń
-  budynki
-  piasek, żwir
-  drogi
-  chodniki



Ryc. 7. Mapa powierzchni badawczej KIE (Kiekrz).

# Kicin

1:8 000

## Legenda

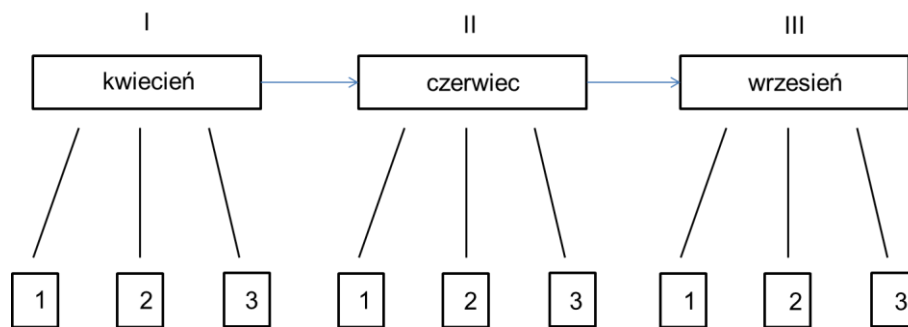
-  zieleń
-  budynki
-  parkingi
-  inne
-  boiska
-  piasek, żwir
-  drogi
-  chodniki



Ryc. 8. Mapa powierzchni badawczej KIC (Kicin).

## 4.2. Odłowy metodą CMR

Odłowy jeży z zastosowaniem metody CMR (*catch-mark-release*, czyli: złap, oznakuj, wypuść) prowadzono w latach 2011-2013 corocznie w trzech sesjach: kwietniowej, czerwcowej i wrześniowej. Każda z tych sesji składała się z trzech kolejnych nocy odłowów na każdej z powierzchni (tylko raz, w kwietniu 2011 r. na wszystkich powierzchniach odłowy trwały przez 4 kolejne noce). Sesje odłowów (cenzusy) stanowiły pierwszorzędowe okresy odłowów, a poszczególne noce były drugorzędowymi okresami odłowów (ryc. 9). Z powodów logistycznych – konieczność osobistego nadzoru i kierowania pracą wolontariuszy – powierzchnie nie były sprawdzane jednocześnie, lecz sekwencyjnie. Aby przerwy pomiędzy sesjami były podobne na każdej powierzchni, odłowy zawsze rozpoczynano na powierzchni BON, a kończono na powierzchni KIC.



Ryc. 9. Schemat prowadzenia odłowów na powierzchniach badawczych.

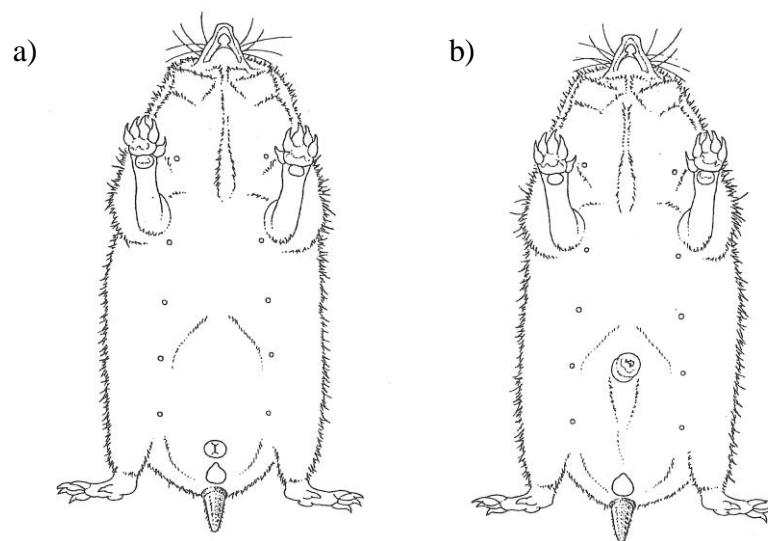
I, II i III – pierwszorzędowe okresy odłowów (miesiące);

1,2,3 – drugorzędowe okresy odłowów (kolejne noce)

Powierzchnie były przeszukiwane przez uczestniczących w badaniach wolontariuszy (najczęściej byli nimi studenci z Wydziału Biologii UAM) wyposażonych w latarki emitujące silne światło. Na każdej z powierzchni wyznaczono stałe transekty, obejmujące większość dostępnych obszarów (nie penetrowano np. prywatnych posesji otaczających domy jednorodzinne). Powierzchnia była sprawdzana poczynając zawsze od tego samego punktu i w tym samym kierunku: zgodnym z ruchem wskazówek zegara na powierzchniach SOB, TYS, KIC, KIE, lub kierunku przeciwnym, na powierzchni BON. Jeden raz w trakcie cenzusu odwracano kierunek sprawdzania, by zmniejszyć możliwość pominięcia niektórych osobników. Odłowy trwały od 4 do 6 godzin, zależnie od pory roku. Obejmowały szczyt aktywności jeży,

przypadający w godzinach nocnych: od około 21:00 do 24:00 (Kristoffersson 1964). Rozpoczynano je wraz z zapadnięciem zmroku, czyli około godziny 20:00 w miesiącach kwietniu i wrześniu, natomiast w czerwcu około godziny 22:00. Poszukiwania kończono około godziny 2:00 po północy.

Każdego napotkanego osobnika oznaczano do gatunku i określano jego płeć. Czynności te wykonywała zawsze ta sama osoba – autorka pracy. Gatunek określano na podstawie cech morfologicznych opisanych w rozdziale „Obiekt badań”. Dodatkowo pobierano od niektórych złowionych po raz pierwszy osobników materiał do badań genetycznych, tzn. włosy ościste z cebulką włosową. Trafność oznaczania osobników do gatunku na podstawie morfologii zweryfikowano wykonując analizy molekularne sekwencji COI mitochondrialnego DNA na próbie 34 osobników, co do których pojawiły się jakiegokolwiek wątpliwości dotyczące prawidłowości oznaczenia gatunku na podstawie cech morfologicznych. Płeć określano na podstawie usytuowania zewnętrznych narządów płciowych (ryc. 10).



Ryc. 10. Położenie zewnętrznych narządów płciowych u (a) samic i (b) samców jeży z rodzaju *Erinaceus* (Reeve 1994).

Złowione osobniki ważono z dokładnością do 1 g za pomocą wagi elektronicznej (model CL-2000) oraz mierzono długość ich tylnej lewej stopy: od piąty do szczytu opuszki najdłuższego, trzeciego palca (fot. 5), z dokładnością do 0,01 mm.

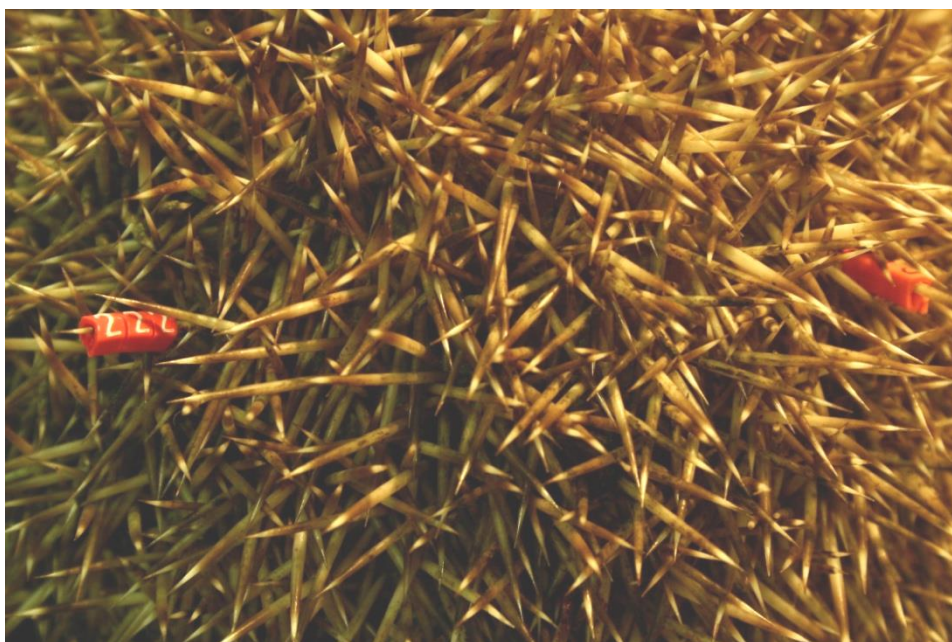
Procedura indywidualnego znakowania osobników jeży została w szczególności opracowana przez autorkę.

Każdego osobnika znakowano przez przyklejenie, w tylnej stronie ciała, kolorowych plastikowych rurek nasuniętych na igły i zaopatrzonych w numery (fot. 6). Po lewej stronie ciała jeża, w dwóch, nieco od siebie oddalonych miejscach (zabezpieczenie na wypadek zgubienia jednej z oznakowanych igieł) umieszczano cyfry odpowiadające dziesiątkom, a po prawej tylnej stronie ciała, również w dwóch miejscach, cyfry odpowiadające jednostkom (fot. 6). Od roku 2012 pod skórę prawego tylnego uda osobników pierwszy raz złowionych aplikowano dodatkowo mikroczip z indywidualnym numerem (Chip ISO 11784/11785, wymiary 2×12 mm). Miejsce pierwszego spotkania danego osobnika podczas każdej nocy zaznaczano na mapie przy pomocy urządzenia GPS (Garmin GPSMAP 62).

Procedury stosowane podczas odłowów jeży, opisane we wniosku do Lokalnej Komisji Etycznej w Poznaniu, zostały przez nią zaakceptowane (uchwała nr 17/2010 z dnia 22.01.2010), podobnie jak późniejszy wniosek o pozyskanie dodatkowej liczby zwierząt (uchwała nr 46/2012 z dnia 7.09.2012). Ponieważ obydwie gatunki jeży podlegały w okresie badań ścisłej ochronie gatunkowej uzyskano również zgodę Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska (dnia 22.06.2010) na prowadzenie badań.



Fot. 5. Pomiar długości prawej tylnej stopy schwytanego osobnika *E. roumanicus* (fot. Magdalena Bartczak).



Fot. 6. Igły osobnika *E. roumanicus* oznakowanego numerem 23. Cyfry z lewej strony oznaczają dziesiątki, z prawej – jednostki. Numery przyklejano w podwójnych układach, aby umożliwić identyfikację osobnika, który utracił jedną z oznakowanych igieł (fot. S. Dziemian-Zwolak).

#### 4.3. Liczebność i przeżywalność

W celu oszacowania liczebności i przeżywalności osobników jeża wschodniego na trzech powierzchniach miejskich (BON, SOB i TYS) użyto modeli *robust design* (Pollock 1982) typu *Huggins closed captures* (Huggins 1989) w programie MARK 7.2 (White i Burnham 1999). Na pozostałych dwóch powierzchniach (KIE i KIC) złowień było zbyt mało, by oszacować te parametry.

Modele *robust design* łączą ze sobą zalety modeli populacji zamkniętych i otwartych (Mills 2012). Modele populacji zamkniętych pozwalają łatwo modelować zjawiska takie jak różnice w prawdopodobieństwie złowienia pomiędzy osobnikami lub w czasie, ale mogą być stosowane tylko w krótkim okresie, podczas którego populacja nie wzbogaca się o nowe osobniki, ani ich nie traci. Pozwalają one na oszacowanie prawdopodobieństwa złowienia ( $p$ ), prawdopodobieństwa ponownego złowienia ( $c$ ) i liczebności ( $\hat{N}$ ) dla każdej sesji odłowów. Modele populacji otwartych pozwalają na szacowanie dodatkowych parametrów, takich jak prawdopodobieństwo przeżycia ( $S$ ), prawdopodobieństwo czasowej emigracji ( $Y''$ ) i pozostania poza powierzchnią

badawczą ( $Y'$ ), ale szacowania liczebności ( $\hat{N}$ ) są w nich mniej dokładne, gdy prawdopodobieństwo złowienia zmienia się w czasie lub różni pomiędzy osobnikami. Modele *robust design* pozwalają na precyzyjne szacowanie liczebności (tak jak modele populacji zamkniętych), jak i dodatkowych parametrów (jak modele populacji otwartych).

Modele *robust design* przyjmują dwa zasadnicze założenia. Po pierwsze, populacja jest biologicznie i geograficznie zamknięta w ciągu pierwszorzędowych okresów odłowów, tzn. nie przybywa osobników na skutek imigracji ani narodzin, a także ich nie ubywa na skutek emigracji i śmierci. Pozwala to na oszacowanie liczebności populacji  $\hat{N}$  i prawdopodobieństwa złowienia  $p$  dla danego okresu. Po drugie, populacja jest otwarta pomiędzy pierwszorzędowymi okresami odłowów (miesiącami), co pozwala na oszacowanie przeżywalności  $S$  (w sensie *apparent survival*, co można przetłumaczyć jako „pozorną przeżywalność”, ponieważ osobniki, które zniknęły z terenu badań, mogły zarówno zginąć, jak i wyemigrować).

Dla wszystkich poniżej wymienionych modeli założono, że prawdopodobieństwo złowienia ( $p$ ) i prawdopodobieństwo ponownego złowienia ( $c$ ) są sobie równe (tzn.  $p = c$ ). Z powodu bardzo dużej liczby możliwych modeli (trzy lata  $\times$  trzy sesje odłowów rocznie  $\times$  trzy noce  $\times$  trzy powierzchnie  $\times$  do pięciu parametrów (nie uwzględniając różnic międzyosobniczych, np. pomiędzy samcami i samicami jeży), budowanie struktury poszczególnych modeli prowadzono w kilku etapach:

- 1) W pierwszym etapie parametry populacji szacowano dla każdego roku osobno, z użyciem 16 modeli przedstawionych w tabeli 1. W modelach tych wprowadzono przedziały czasowe pomiędzy sesjami odłowów w danym roku (tab. 2), aby obliczyć miesięczną przeżywalność. Pomimo że modele, które zawierały prawdopodobieństwo czasowej emigracji ( $Y''$ ) i prawdopodobieństwo pozostania poza powierzchnią badawczą ( $Y'$ ) miały najlepsze dopasowanie (mierzone punktami AIC: zob. niżej), zdecydowano się na ustawienie tych parametrów na 0 ( $Y''$  i  $Y'$  równe 0), gdyż tylko wówczas możliwe było oszacowanie parametrów ważnych dla testowanych hipotez (przeżywalności). Identyczne rozwiązanie zastosowali np. Zwolak i Foresman (2008) oraz Brunner i in. (2013).
- 2) W modelach sprawdzano, czy każdy z parametrów został oszacowany (nieszacowalne parametry mają błąd standardowy równy lub bliski 0).

W niektórych modelach (na powierzchni SOB w 2011 r. i BON w 2013 r.) przeżywalność  $S$  nie została oszacowana, dlatego te modele zmodyfikowano. Modyfikacja polegała na zastąpieniu tego modelu dwoma kolejnymi, o tych samych parametrach, ale z włączeniem poprzednio nieoszacowanego parametru z danej powierzchni do odpowiadającego mu parametru na jednej z dwóch pozostałych powierzchni. Zgodnie z tym, oszacowano przeżywalność na powierzchniach BON i SOB (model B) lub na BON i TYS (model A) jako jeden parametr ( $S_{BON} = S_{SOB}$  lub  $S_{BON} = S_{TYS}$ ).

- 3) Do selekcji modeli najbardziej prawdopodobnych użyto kryterium informacyjnego Akaike (Akaike's Information Criterion, AIC). Za dobrze dopasowane modele uznano te, które miały deltaAIC poniżej 2. Wybrano ten punkt odcięcia, ponieważ modele z deltaAIC poniżej 2 uważane są za posiadające silne wsparcie w danych empirycznych (Burnham i Anderson 2004). Było pięć takich modeli dla roku 2011, dwa dla roku 2012 i cztery dla 2013.
- 4) Upewniono się, że najlepsze modele są reprezentatywne dla całego zbioru modeli: użyto funkcji uśredniania *model averaging* i porównano uśrednione wyniki najlepszych modeli z uśrednionymi wynikami wszystkich modeli dla danego roku.
- 5) Na podstawie struktury najlepszych modeli z poszczególnych lat, skonstruowano 160 modeli dla połączonych danych ze wszystkich lat, by oszacować miesięczną przeżywalność zimową. Parametry nowych modeli zostały ustawione zgodnie z parametrami najlepszych modeli liczonych dla wszystkich lat osobno, np. dla roku 2011 najlepszym modelem okazał się model 11A, dla 2012 – model 2, a dla 2013 – model 3, więc nowy model dla wszystkich lat razem stanowił kombinację parametrów zgodną z wyżej wymienionymi modelami, pomnożoną przez cztery kombinacje dla przeżywalności zimowej (1.– przeżywalność stała, 2. – różna dla powierzchni badawczych, 3.– różna pomiędzy latami, 4.– różna pomiędzy latami i powierzchniami badawczymi). Tak więc, ostateczną liczbą kombinacji pięciu modeli dla roku 2011, dwóch modeli dla roku 2012, czterech modeli dla 2013 i czterech modeli przeżywalności zimowej stanowiło 160 wyjściowych modeli dla wszystkich lat razem (tab. 2a w ZAŁĄCZNIKU). W modelach tych wprowadzono przedziały czasowe

pomiędzy sesjami odłowów w danym roku, a także pomiędzy ostatnią sesją danego roku a kolejną sesją następnego (tab. 2), tak by obliczyć miesięczną przeżywalność.

- 6) Dla wszystkich 160 modeli użyto funkcji uśredniania modeli *model averaging*. Podczas uśredniania, modele są ważone na podstawie ich dopasowania do danych (tzn. im lepszy model, tym silniejszy wpływ na oszacowanie parametru). Metoda ta ogranicza ryzyko płynące z polegania na pojedynczym modelu (Burnham i Anderson 2004). Wszystkie oszacowane parametry zostały zaprezentowane z ich błędem standardowym (SE).

Przeciętne zagęszczenie lokalnych populacji z trzech powierzchni miejskich, których liczebność oszacowano za pomocą wyżej wymienionych metod, obliczono dzieląc liczbę osobników przez wielkość powierzchni (wyrażoną w hektarach). Różnica wielkości powierzchni badawczych była niewielka. Dlatego niezależnie od tego, czy posługiwano się terminem „liczebność” populacji czy też wyliczonym średnim „zagęszczeniem” populacji na poszczególnych powierzchniach, wyniki porównań nie różniły się istotnie (ryc. 11 i ryc. 12).

Granice powierzchni badawczych po części zostały wyznaczone arbitralnie i nie zawsze stanowiły bariery migracyjnej. Nie obejmowały też obszarów jednolitych siedliskowo i rozmieszczenie osobników nie było na nich równomierne. Dlatego ewentualne rozbieżności wyników wygenerowane zamiennym używaniem terminu „liczebność populacji” i „zagęszczenie populacji” nie rzutowały na uzyskane wyniki w sposób bardziej istotny od innych niedoskonałości wynikających z prowadzenia badań w heterogenicznej przestrzeni miejskiej.

Niejednorodność środowiska miejskiego uniemożliwia ekstrapolację liczebności (lub przeciętnego zagęszczenia) populacji, określonej empirycznie dla stosunkowo niewielkich powierzchni badawczych, na większe obszary, w celu np. odpowiedzenia na popularne pytanie w rodzaju: „Ile jeży żyje w Poznaniu?”.

Tabela 1. Modele użyte do szacowania liczebności populacji jeża wschodniego (p – prawdopodobieństwo złowienia, c – prawdopodobieństwo ponownego złowienia, S – przeżywalność) dla danych dla poszczególnych lat badań.

Nr. modelu	[p],[c]	[S]
1	stałe	stałe
2	miesiąc	stałe
3	powierzchnia	stałe
4	miesiąc*powierzchnia	stałe
5	stałe	miesiąc
6	miesiąc	miesiąc
7	powierzchnia	miesiąc
8	miesiąc*powierzchnia	miesiąc
9	stałe	powierzchnia
10	miesiąc	powierzchnia
11	powierzchnia	powierzchnia
12	miesiąc*powierzchnia	powierzchnia
13	stałe	powierzchnia*miesiąc
14	miesiąc	powierzchnia*miesiąc
15	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc
16	miesiąc*powierzchnia	powierzchnia*miesiąc

Tabela 2. Przerwy (w liczbie dni) pomiędzy poszczególnymi sesjami odłowów (cenzusami) na 3 powierzchniach badawczych w Poznaniu w latach 2011-2013.

	2011	2012	2013
kwiecień – czerwiec	67	62	60
czerwiec – wrzesień	96	84	82
wrzesień – kwiecień	208	207	-

#### **4.4. Śmiertelność na drogach**

Śmiertelność spowodowaną kolizjami jeży z pojazdami oceniano licząc martwe okazy podczas kontroli dróg otaczających i przebiegających przez wszystkie powierzchnie badawcze. Drogi były sprawdzane w czasie trwania każdej sesji odłowów na danej powierzchni. Regularne kontrole odbywały się od początku kwietnia do połowy września 2013 roku, nad ranem (w godzinach 4:00 – 8:00), 1-3 razy w miesiącu (6.04, 18.04, 7.05, 21.05, 3.06, 10.06, 17.06, 9.07, 5.08, 18.08, 31.08, 9.09). Dwie osoby przemieszczały się samochodem z prędkością 30 km/h wzdłuż dróg otaczających powierzchnie badawcze. Podczas każdej inspekcji sprawdzane były obydwie pobocza oraz środek jezdni. Wszystkie powierzchnie badawcze były kontrolowane w jednym terminie. Notowano brak lub obecność martwych okazów jeży i, gdy stan zwłok na to pozwalał, ich przynależność gatunkową i płeć oraz numer, jeżeli były oznakowane.

#### **4.5. Wskaźniki demograficzne**

##### **4.5.1. Struktura płci**

Strukturę płci populacji *E. roumanicus* określano w poszczególnych cenzusach proporcją liczby samic do ogólnej liczby osobników, odłowionych w danym miesiącu.

##### **4.5.2. Rozrodczość**

Rozrodczość określano stosunkiem liczby samic ciężarnych i karmiących do całkowitej liczby samic odłowionych w danym miesiącu. Samicę zaliczano do ciężarnych, jeśli posiadała zaokrąglone i napięte podbrzusze i jednocześnie można było u niej wyczuć powiększone sutki. Samicę zaliczano do karmiących, jeśli nie posiadała zaokrąglonego i napiętego podbrzusza a sutki były powiększone i wydłużone (nosiły ślady karmienia). Masa ciała była także pomocnym wskaźnikiem – u ciężarnych samic, szczególnie w czerwcu, znacznie przewyższała ona masę ciała samic nie noszących oznak ciąży. Opisana metoda umożliwia stwierdzenie tylko zaawansowanej ciąży, co mogło wpłynąć na niedoszacowanie liczby ciężarnych samic. Podobnie, sekwencyjne sprawdzanie powierzchni badawczych (zawsze w tej samej kolejności) mogło spowodować, że na powierzchniach sprawdzanych we wcześniejszych dniach danego miesiąca ciąża niektórych samic, z powodu małego jej zaawansowania, nie została rozpoznana. Z powodu tych trudności, wyniki dotyczące rozrodczości populacji jeża

wschodniego na poszczególnych powierzchniach należy traktować jako wskaźnik intensywności rozrodu, a nie jego dokładną miarę.

#### **4.6. Masa ciała**

Porównywano masę ciała, badając jej sezonową zmienność, tylko dorosłych osobników. Młode stanowiły największy odsetek populacji jesienią, zatem niska wartość ich masy ciała zaniżyłaby wartości średniej masy ciała osobników z badanych populacji *E. roumanicus*, określanej dla tej pory roku. Do osobników dorosłych zaliczono te, które przynajmniej raz prezimowały (a więc wszystkie odłowione w kwietniu i te, których masa ciała przekraczała 500 g). Do analiz nie włączono samic w zauważalnej ciąży.

W celu obliczenia procentowych strat masy ciała osobników podczas hibernacji, użyto historii odłowów i pomiarów tych samców i samic ze wszystkich powierzchni, dla których posiadano dane o ich masie ciała z września danego roku i z kwietnia roku następnego. Takie informacje zdołano pozyskać tylko dla jeży z powierzchni miejskich (BON – 13 osobników, SOB – 5 osobników, TYS – 8 osobników). Dane te zostały przeanalizowane łącznie, bez rozdzielania na dwa sezony zimowe.

#### **4.7. Wskaźnik kondycji**

Wskaźniki kondycji to morfologiczne, biochemiczne lub fizjologiczne miary wskazujące na stan zdrowia czy „jakość” danego osobnika. Z założenia powinny one mieć związek z prawdziwą kondycją ciała, rozumianą jako kapitał energii zakumulowanej w ciele zwierzęcia w wyniku odżywiania się (Green 2001). Dobra kondycja, to stan ciała osobnika, w którym posiada on dodatni bilans zasobów energii. Zwierzęta, które ważą więcej, niż przewidywano na podstawie ich liniowego pomiaru, mogą posiadać więcej tych tkanek, których metabolizm dostarcza energii (np. tłuszczu) niż te, które są lżejsze niż przewidywana dla nich masa ciała. Dobrze dobrany wskaźnik kondycji dla osobników danego gatunku powinien więc być ściśle skorelowany z całkowitymi rezerwami tłuszczu w ciele (Schulte-Hostedde i in. 2005).

Wskaźnik kondycji ciała osobników jeży (z wyłączeniem ciężarnych samic) obliczano używając tzw. skalowanego wskaźnika masy *scaled mass index* (Peig i Green 2009), który bazuje na liniowych pomiarach ciała. Skalowany wskaźnik masy

standaryzuje masę ciała osobnika do określonej wartości liniowego pomiaru ciała, używając wykładnika bSMA według wzoru:

$$\bar{M}_i = M_i \left[ \frac{L_0}{L_i} \right]^{bSMA}$$

gdzie  $M_i$  i  $L_i$  to masa ciała i liniowa długość ciała osobnika  $i$ ;  $bSMA$  – wykładnik skalowania, który jest stosunkiem współczynnika nachylenia osi regresji OLS do współczynnika korelacji Pearsona  $r$ ;  $L_0$  – średnia wartość liniowego wymiaru ciała w populacji,  $\bar{M}_i$  to przewidywana masa ciała osobnika  $i$ , gdy liniowy wymiar ciała jest wystandaryzowany do  $L_0$  (Peig i Green 2009). Jako liniowy wymiar ciała jeży uwzględniono długość ich tylnej prawej stopy. Skalowany wskaźnik masy umożliwia dokonanie porównania pomiędzy różnymi populacjami tego samego gatunku zwierzęcia, niezależnie od różnic w strukturze wiekowej i płciowej, ponieważ standaryzuje on wszystkie osobniki do tej samej fazy rozwoju i usuwa efekty ontogenetycznego wzrostu (Peig i Green 2010).

W celu wyliczenia wskaźnika kondycji jeży, wartości masy ciała (w gramach) i długości tylnej prawej stopy (w mm) zostały poddane transformacji przez zlogarytmowanie. Następnie wyliczono współczynnik nachylenia osi regresji OLS i podstawiono go do powyższego wzoru. Średnia długość prawej stopy ( $L_0$ ) dla badanych populacji *E. roumanicus* wynosiła 38,22 mm, a wykładnik skalowania bSMA miał wartość 5,19.

#### 4.8. Zbieranie pasożytów

Ektopasożyty (pchły i kleszcze) zbierano ze złowionych osobników w latach 2009-2012. Odławiane jeże były przewożone w pojemnikach transportowych (wymiar 33×20×14 cm) do pomieszczenia laboratoryjnego. W latach 2009-2010 odłowy odbywały się 2 razy w tygodniu. Napotkane osobniki były natychmiast przewożone w celu pozyskania pasożytów. W latach 2011-2012, kiedy prowadzono odłowy metodą CMR, jeże zabierano z powierzchni tylko ostatniej nocy każdego cenzusu. W laboratorium jeże umieszczano w większych pojemnikach (46×37×25 cm) i pozostawiano do rana, zaopatrując w wodę i pożywienie (dobrej jakości pokarm dla kociąt). Następnego dnia, każdego osobnika wykładano na białą, plastikową kuwetę,

a następnie jego sierść i skórę dokładnie przeglądano, w celu zebrania pasożytów. Inspekcja pojedynczego osobnika trwała od 10 minut do 2 godzin, w zależności od zachowania zwierzęcia i stopnia jego zapasożycenia. Kleszcze i pchły usuwano pęsetą i umieszczano w oddzielnych fiolkach z 70% alkoholem etylowym skażonym propanolem. Sprawdzano także pojemniki, w których transportowano i przechowywano jeże, by wyłapać z nich pchły i kleszcze, które się odczepiły podczas transportu lub nocy. Każdy jeż był wypuszczony na wolność wieczorem, dokładnie w miejscu jego schwytania. Wyjątkiem były karmiące samice, które oczyszczano z pasożytów i wypuszczano na wolność podczas tej nocy, w której je schwytano.

Dane dotyczące endopasożytów pozyskano na podstawie analizy próbek odchodów. Odchody uzyskiwano od osobników przywiezionych do laboratorium lub podczas odłowów w terenie. Próbkę o masie 1 g poddawano flotacji w roztworze sacharozy (roztwór Sheathera) i wirowano. Wyizolowane jaja umieszczano na szkiełkach i identyfikowano do rodzaju lub gatunku pasożyta. Ekstrakcji jaj pasożytów i ich oznaczania dokonał dr Wojciech Jarosz z Zakładu Biologii i Ochrony Środowiska Akademii Wychowania Fizycznego w Poznaniu.

Procedury związane z pobieraniem pasożytów wykonywano zgodnie z pozwoleniem Lokalnej Komisji Etycznej (uchwała nr 17/2010 z dnia 22.01.2010), uzupełnionym późniejszą odpowiedzią na wniosek o wykorzystanie dodatkowej liczby zwierząt (uchwała nr 46/2012 z dnia 7.09.2012) a także za zgodą Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska, z dnia 22.06.2010.

#### **4.9. Metody określania zasobów pokarmu naturalnego**

##### **4.9.1. Oszacowanie zagęszczenia dżdżownic za pomocą prób glebowych**

Próby glebowe pobierano w latach 2012-2013 trzy razy w roku podczas drugiej nocy odłowów. Próby pobierano z 12 do 15 poletek wyznaczonych na każdej z powierzchni. Poletko do pobrania próby wyznaczano kładąc na powierzchni gleby metalowy kwadrat o wymiarach 20×20 cm. Glebę z pola wyznaczonego kwadratem wybierano do głębokości 20 cm. Pobrane próby glebowe zamykano w szczelnych plastikowych workach i numerowano. Koordynaty miejsca ich pobrania zaznaczano na mapie, przy pomocy urządzenia GPS.

Odpowiednie pozwolenia na pobieranie prób uzyskano od kierowników administracji osiedli mieszkaniowych, na których znajdowały się powierzchnie

badawcze. Wiązało się to, niestety, z pewnym ograniczeniem miejsc, z których można było pobierać próby (np. niedostępne były centralne fragmenty trawników wokół bloków mieszkalnych). Na powierzchniach podmiejskich (KIE i KIC) próby pobierano w dostępnych miejscach na powierzchni badawczej, położonych poza ogrodzonymi posesjami mieszkańców, w miejscach porośniętych spontaniczną roślinnością, na trawnikach i nieużytkach.

Następnego dnia po pobraniu, próby ważono z dokładnością do 1 g. Po podzieleniu na mniejsze porcje, glebę wysypano do płaskiej kuwety i ręcznie przeszukiwano. Znalezione dżdżownice liczono. Liczbę znalezionych w próbie dżdżownic przeliczono na 1000 g gleby.

#### **4.9.2. Oszacowanie dostępności bezkręgowców naziemnych za pomocą odłowów w pułapki Barbera**

W celu oszacowania liczebności bezkręgowców naziemnych używano pułapek Barbera. W latach 2012-2013 w każdym miesiącu odłowów jeży, na każdej powierzchni badawczej umieszczano 12-15 pułapek. Ich lokalizację zaznaczano na mapie za pomocą urządzenia GPS, nadając im indywidualne numery. Ponieważ powierzchnie badawcze znajdowały się na osiedlach mieszkaniowych, pułapki umieszczano w miejscach mało widocznych dla ludzi, np. na trawnikach w pobliżu krzewów, w wysokiej trawie (ograniczenia narzucone przez kierownictwo osiedli mieszkaniowych). Pułapki były także maskowane roślinnością, by zmniejszyć wykrywalność przez mieszkańców. Każdego miesiąca i roku pułapki umieszczano w miejscach możliwie najbliższych poprzedniej lokalizacji.

Pułapka składała się z plastikowego kubka o pojemności 500 ml wypełnionego do 1/3 wysokości mieszaniną wody i detergentu z solą (nie użyto glikolu ze względu na bezpieczeństwo ludzi i zwierząt domowych). Pułapki wkopywano w glebę podczas drugiej nocy odłowów na każdej z powierzchni i pozostawiano na 5 kolejnych nocy. Po tym czasie zawartość pułapek wylewano na sito i odsączano zawartość. Następnie, po przepłukaniu czystą wodą, zawartość każdej z pułapek umieszczano w osobnych pojemnikach z alkoholem etylowym o stężeniu 70%.

Zebrane próby przeglądano w laboratorium i znalezione bezkręgowce dzielono na 5 grup: owady, pajęczaki, skorupiaki, mięczaki i wije. Dorosłe okazy owadów oznaczano za pomocą klucza (Pławilszczikow 1972) do rodzaju lub rodziny, a w niektórych

przypadkach do gatunku. Larwy owadów zaliczano do ogólnej grupy „larwy”. Okazów z pozostałych grup nie oznaczano. Każdy okaz spośród złowionych bezkręgowców mierzono, używając kartki papieru milimetrowego podłożonego pod szalkę Petriego, kwalifikując go do jednej z następujących grup wielkości: <5 mm, 5,1-10 mm, 10,1-15,0 mm, 15,1-20 mm, 20,1-25 mm i >25 mm. Do dalszych analiz wykorzystano tylko okazy większe niż 5 mm, ponieważ jeże rzadko zjadają mniejsze bezkręgowce (Reeve 1994). Wyznaczenie takiej granicy pozwoliło uniknąć włączenia do dalszych analiz mrówek, które wpadały do pułapek licznie. Jeże nie zjadają mrówek, natomiast trafiają one do ich pokarmu przypadkowo (Yalden 1976; Reeve 1994).

#### **4.10. Określanie dostępności pokarmu pochodzenia antropogenicznego**

Do pokarmu pochodzenia antropogenicznego zaliczano: pokarm wykładany w miskach dla zwierząt (głównie pokarm dla kotów), odpadki ludzkiego pożywienia wyrzucane przez mieszkańców osiedli na trawniki przy blokach (kawalki chleba, resztki ciast, mięsa i owoców), a także odpadki organiczne pozostawione przy śmietnikach na powierzchni ziemi. Na każdej powierzchni miejskiej (BON, SOB i TYS), w każdej porze roku podczas sesji odłowów liczono wystawiane przez mieszkańców miski z pokarmem oraz określano liczbę miejsc, w których zostały wyrzucone odpadki, na trawniki dostępne dla jeży. Na powierzchniach KIE i KIC nie znaleziono takich miejsc poza posesjami mieszkańców. Ponieważ nie było możliwości wchodzenia na tereny prywatnych posesji, nie można było oszacować dostępności pokarmu wykładanego dla zwierząt na tych powierzchniach badawczych. Dlatego w kwietniu 2012 roku przeprowadzono badania ankietowe wśród mieszkańców tych dwóch obszarów badawczych. Dzięki uprzejmości dyrektorów szkół – Szkoły Podstawowej im. Augusta Cieszkowskiego w Kicinie i Szkoły Podstawowej nr 28 im. Kornela Makuszyńskiego w Poznaniu – rozprawdzono 100 ankiet wśród uczniów mieszkających w Kiekrzu i 120 ankiet wśród uczniów mieszkających w Kicinie. Pytania, na które odpowiadali rodzice uczniów, dotyczyły m.in. tego, czy na posesjach regularnie wystawiane są miski z pokarmem dla zwierząt, czy są one pozostawiane na noc, czy na posesję mają ciągły dostęp zwierzęta domowe (psy i koty), a także, czy mieszkańcy widują regularnie jeże. Dodatkowe pytania sprawdzały atrakcyjność obszarów dla jeży (pokrycie roślinnością działki, obecność lub brak podmurówki ogrodzenia, stosowane środki ochrony roślin, obecność kompostownika, altan itp.).

#### **4.11. Metody molekularne**

W celu sprawdzenia poprawności oznaczenia przynależności gatunkowej osobników odłowionych w terenie, dokonywanego na podstawie ich cech morfologicznych, przeprowadzono analizę molekularnej sekwencji COI mitochondrialnego DNA. Materiał badawczy stanowiły włosy ościste, razem z cebulką włosową, pobrane od 34 osobników trudnych do oznaczenia na podstawie ich ubarwienia. Analizy zostały wykonywane przez autorkę w laboratorium Wydziałowej Pracowni Technik Molekularnych Wydziału Biologii UAM dzięki uprzejmości i pomocy Pani prof. dr hab. Mirosławy Dabert oraz Pani mgr Urszuli Sobczyńskiej.

##### **4.11.1. Izolacja DNA**

Włosy z cebulkami włosowymi, od momentu pobrania do wykonania analiz, były przechowywane w alkoholu etylowym o stężeniu 96%. Całkowity genomowy DNA był wyekstrahowany z wykorzystaniem zestawu do izolacji DNA firmy Qiagen. Przed przystąpieniem do izolacji do próbki 1,5 ml zawierającej 180  $\mu$ l buforu ATL oraz 20  $\mu$ l proteinazy K, dodawano cebulki włosowe. Po zworteksowaniu i zwirowaniu zawartości, próbki inkubowano w temperaturze 56°C z wytrząsaniem (600 rpm) przez 24 h (co kilkanaście godzin próby worteksowano i wirowano). Po zakończonej inkubacji, do lizatu dodawano 200  $\mu$ l buforu lizującego AL, całość worteksowano i pozostawiano w temp. 70°C na 10 min. Następnie do preparatu dodawano 200  $\mu$ l 96% alkoholu etylowego, worteksowano i całość nakładano na kolumnkę. Kolumnkę wirowano przy 10 tys. rpm przez 1 min., po czym przesącz usuwano. Na kolumnkę nakładano 500  $\mu$ l buforu do przemywania AW1, całość wirowano przy 10 tys. rpm przez 1 min. i usuwano przesącz. Następnie na kolumnkę podawano 500  $\mu$ l buforu przemywającego AW2 i powtarzano czynności z poprzedniego etapu. Złoże kolumnki suszono poprzez wirowanie przy 14,5 tys. rpm przez 1 min. DNA eluowano buforem TrisHCl pH 8 (10 mM). Elucję przeprowadzono stosując 100  $\mu$ l buforu.

##### **4.11.2. Amplifikacja sekwencji COI**

Seqwencja była amplifikowana z wykorzystaniem pary starterów BCDF01 i BCDR04. Reakcję PCR przeprowadzono w objętości 10  $\mu$ l, stosując do amplifikacji zestaw Type it Multiplex PCR Master Mix, 0,5  $\mu$ M starterów oraz matrycę w postaci

genomowego DNA w ilości 1-4  $\mu$ l na próbę. Amplifikację prowadzono w termocyklerze, stosując program BCD-Type.

#### **4.11.3. Elektroforeza DNA w żelach agarozowych**

Wizualizację DNA po izolacji z materiału zwierzęcego, po każdej amplifikacji metodą PCR, prowadzono w 1% żelu agarozowym, zawierającym bromek etydyny (500  $\mu$ g/ml), w buforze TAE (1x) przykładając napięcie ok. 90 V, w celu rozdzielenia produktów amplifikacji po reakcji PCR. Przed nałożeniem próbki na żel agarozowy mieszano ją z 5  $\mu$ l barwnika obciążającego 6xSB.

#### **4.11.4. Sekwencjonowanie DNA**

Produkty amplifikacji przed sekwencjonowaniem rozcieńczano, dodając 10  $\mu$ l wody do każdej próby. Sekwencjonowanie produktów amplifikacji sekwencji COI prowadzono w objętości 6  $\mu$ l, podając 50 pmoli startera BCDF01 oraz 1  $\mu$ l matrycy (rozcieńczony wodą produkt PCR). Sekwencje edytowano z wykorzystaniem programu komputerowego Chromas Lite 2.01, który ponadto umożliwiał przekonwertowanie sekwencji do odpowiedniego formatu danych (np. fasta). Szczegółową analizę i przyrównanie sekwencji wykonywano w programie GeneDoc Version 2.7.000.

#### **4.12. Metody statystyczne**

Do analiz statystycznych zastosowano uogólnione mieszane modele liniowe (*generalized linear mixed models*, GLMMs) używając pakietu „lme4” w programie R (R Development Core Team 2012). W poszczególnych modelach wprowadzano efekty stałe *fixed effects* i efekty losowe *random effects*, które wyszczególniono poniżej.

W przypadku analizy struktury płci, analizy zagęszczenia dżdżownic w glebie i analizy utraty masy ciała u jeży podczas zimy użyto uogólnionych modeli liniowych (*generalized linear models*, GLM).

#### 4.12.1. Struktura płci

Do policzenia różnic proporcji płci w populacjach *E. roumanicus*, pomiędzy porami roku i powierzchniami, zebrane dane zakodowano binarnie (0- samce, 1-samice) i użyto modeli z rozkładem dwumianowym (binominalnym). Do modelu jako zmienne objaśniające wprowadzono: powierzchnię, miesiąc, rok oraz interakcję powierzchni i miesiąca.

#### 4.12.2. Porównanie masy ciała i kondycji

W analizie średniej masy ciała dorosłych jeży a także wartości wskaźnika kondycji ( $\bar{M}_i$ ) efektami stałymi były: rok, miesiąc, powierzchnia i płeć osobnika, a losowym – osobnik, ponieważ niektóre osobniki były odławiane i mierzone w różnych miesiącach i latach badań. Użyto normalnego rozkładu błędów.

Dane dotyczące utraty masy ciała podczas zimy zostały przeanalizowane uogólnionym modelem liniowym (z normalnym rozkładem błędów), gdyż dodanie osobnika jako zmiennej losowej nie wpływało na wyniki (tzn. wariancja efektu losowego osobnika została oszacowana na 0). Zmienną objaśnianą była procentowa zmiana masy ciała pomiędzy ostatnim dniem odłowów jesienią i pierwszym – wiosną. Zmiennymi objaśniającymi były powierzchnia oraz dzień odłowów. Wiosną jeże szybko przybierają na wadze, a poszczególne osobniki zostały odłowione w różnym czasie, dlatego konieczne było kontrolowanie tych różnic. Dni były liczone od pierwszego złowienia osobnika wiosną (dzień "0").

#### 4.12.3. Porównanie abundancji ektopasożytów

Analizowano zapasożycenie przedstawicielami dwóch gatunków kleszczy: *Ixodes ricinus* i *I. hexagonus* i specyficznego dla jeży gatunku pchły – *Archeopsylla erinacei*. Dla każdego gatunku pasożyta oszacowano abundancję tzn. średnią liczbę okazów pasożyta przypadającą na jednego osobnika gospodarza (Bush i in. 1997). Użyto modeli z rozkładem błędów Poissona i funkcją log-link. Do modelu wprowadzono efekty stałe: interakcję pory roku i gatunku pasożyta [pory roku pogrupowane jako wiosna (kwiecień, maj), lato (lipiec, sierpień) i jesień (wrzesień, październik)], rok badań, płeć osobnika jeża oraz interakcję powierzchni badawczej i gatunku pasożyta (3

powierzchnie: BON, SOB, TYS). Efektem losowym był unikalny identyfikator dla każdej obserwacji, tzn. dla każdego gatunku pasożyta na każdym osobniku jeża (ta procedura jest identyczna jak użycie modelu z rozkładem błędów Poissona z naddyspersją: Zwolak i in. 2013). Ogólnym celem analizy było porównanie, pomiędzy powierzchniami badawczymi, abundancji poszczególnych gatunków pasożytów na osobnikach jeża wschodniego, z jednoczesną kontrolą zmiennych takich jak płeć i pora roku. Zbyt mała liczba danych z powierzchni badawczej KIE (6 osobników *E. roumanicus*) nie pozwoliła na dołączenie ich do modelu.

#### **4.12.4. Porównanie zagęszczenia i liczebności bezkręgowców**

##### **a) Dżdżownice z prób glebowych**

Średnie zagęszczenie dżdżownic w 1000 gramach gleby zostało przeanalizowane modelem zawierającym zmienne objaśniające: miesiąc, powierzchnię i rok oraz interakcję roku i powierzchni badawczej. Użyto normalnego rozkładu błędów.

##### **b) Bekręgowce naziemne z pułapek Barbera**

Do porównania średnich liczebności bezkręgowców naziemnych odłowionych na powierzchniach badawczych użyto danych dotyczących liczebności tylko tych okazów, które mierzyły ponad 5 mm długości. Zastosowano uogólnione mieszane modele liniowe z rozkładem błędów Poissona. Do modelu wprowadzono zmienne stałe: miesiąc, rok i powierzchnię oraz efekt losowy – unikalny identyfikator dla każdej obserwacji (procedura ta pozwoliła na lepsze dopasowanie modelu w przypadku naddyspersji).

## 5. WYNIKI

### 5.1. Stopień urbanizacji poszczególnych powierzchni badawczych

Udział terenów zielonych i zabudowanych pozwolił podzielić powierzchnie badawcze na dwie wyraźne grupy: SOB, BON i TYS są to powierzchnie miejskie, o wysokiej proporcji obszarów zabudowanych (powyżej 30%). Spośród tych powierzchni, SOB i BON posiadały podobny udział terenów zabudowanych, a TYS okazało się najslabiej zurbanizowane, z ponad 60% udziałem obszarów zielonych. KIE i KIC to powierzchnie podmiejskie, o małym udziale obszarów zabudowanych (poniżej 30%) (tab. 3).

Spośród powierzchni miejskich, powierzchnią o największym zagęszczeniu ludności i największej długości dróg była SOB. Wskaźnik PEOP/%URB był tu najwyższy, niższy na BON, a najniższy na TYS (tab. 5). W związku z tym, mimo podobnego udziału obszarów zabudowanych jak w pozostałych powierzchniach miejskich i największej odległości od centrum miasta uznano, że powierzchnia SOB jest najsilniej zurbanizowanym obszarem, natomiast TYS – najslabiej. W tabeli 3. powierzchnie badawcze ułożono zgodnie ze zmniejszającym się stopniem urbanizacji.

Obszary otaczające poszczególne powierzchnie badawcze w buforze 500 m (macierz) okazały się do siebie podobne. Macierz powierzchni miejskich była w mniejszym stopniu pokryta obszarami zabudowanymi niż same powierzchnie badawcze (tab. 4). Podobnie jak w przypadku samych powierzchni, ich macierz wyraźnie można podzielić na obszary miejskie, gdzie udział terenów zabudowanych wahał się w granicach 40% (otoczenie SOB, BON i TYS) i obszary podmiejskie, o dużo niższym (< 20%) udziale obszarów zabudowanych (otoczenie KIE i KIC).

Tabela 3. Charakterystyka powierzchni badawczych.

Pow. badawcza	Odl. od centrum <sup>1</sup> [km]	Całkowity obszar <sup>2</sup> [ha]	Powierzchnia terenów [ha] <sup>3</sup>		Udział terenów [%]		Zagęszczenie ludności <sup>6</sup> [liczba/km <sup>2</sup> ]	Długość dróg <sup>7</sup> [m]
			zielonych <sup>4</sup>	zabudowanych <sup>5</sup>	zielonych	zabudowanych		
SOB	6	54	27	28	49	51	14860	21532
BON	2	60	29	31	48	52	12860	13095
TYS	3	48	31	17	65	35	7932	13724
KIE	13	48	35	13	73	27	820	8362
KIC	9	63	51	13	80	20	167	6598

(<sup>1</sup> mierzona w linii prostej od centrum Starego Rynku Poznania do najbliższej kąta powierzchni badawczej; <sup>2</sup> oznacza obszar powierzchni przeszukiwanej na potrzebę badań; <sup>3</sup> powierzchnia została obliczona w programie ArcMap 10; <sup>4</sup> wszystkie trawniki, parki, lasy, nieużytki w obrębie przeszukiwanego terenu; <sup>5</sup> wszystkie budynki oraz trasy komunikacyjne z betonu lub pokryte asfaltem; <sup>6</sup> zagęszczenie ludności na powierzchniach uzyskano na podstawie mapy miejskiej GEOPOZ z dokładnością do 0,5 km, dla miejscowości Kicin z danych Urzędu Gminy Czerwonak; <sup>7</sup> uzyskana na podstawie warstwy ROADS z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych.

Tabela 4. Charakterystyka macierzy (obszarów otaczających powierzchnie badawcze w buforze 500 m).

Pow. badawcza	Całkowity obszar [ha]	Powierzchnia terenów [ha]		Udział terenów [%]		Długość dróg [m]
		zielonych	zabudowanych	zielonych	zurbanizowanych	
SOB	235	133	102	57	44	42664
BON	238	138	100	58	42	47140
TYS	211	117	94	55	45	39798
KIE	181	152	29	84	16	11907
KIC	321	304	17	95	5	12516

Tabela 5. Wartość wskaźnika urbanizacji PEOP/%URB dla wszystkich powierzchni badawczych.

	PEOP/%URB
SOB	291,4
BON	247,3
TYS	226,6
KIE	30,4
KIC	8,4

## 5.2. Przynależność gatunkowa chwytanych osobników

Materiał pobrany od 34 osobników, co do których pojawiały się jakiegokolwiek wątpliwości czy identyfikacja ich gatunku, dokonana na podstawie cech morfologicznych, jest prawidłowa, przebadano opisanymi wcześniej metodami molekularnymi. Osobniki te zostały złowione na czterech z pięciu powierzchni badawczych (BON, SOB, TYS i KIE). Spośród 34 jeży oznaczonych za pomocą dwóch metod, 29 należało do gatunku *Erinaceus roumanicus*, a 5 do gatunku *E. europaeus*. We wszystkich przypadkach wyniki badań molekularnych potwierdziły wcześniejszą identyfikację gatunku, dokonaną na podstawie cech morfologicznych (tab. 6).

Tabela 6. Przynależność gatunkowa osobników z czterech powierzchni badawczych, oceniona na podstawie oznaczeń dwiema metodami: „morfologiczną” i „molekularną”.

Powierzchnia badawcza	płeć	n	gatunek
BON	F	11	<i>E.roumanicus</i>
	M	7	<i>E.roumanicus</i>
SOB	F	1	<i>E.roumanicus</i>
	M	1	<i>E.roumanicus</i>
	F	1	<i>E.europaeus</i>
	M	3	<i>E.europaeus</i>
TYS	F	4	<i>E.roumanicus</i>
	M	5	<i>E.roumanicus</i>
KIE	M	1	<i>E.europaeus</i>
Razem		34	

### 5.3. Liczebność i przeżywalność jeży

#### 5.3.1. Liczba osobników i złowień

W ciągu wszystkich lat badań schwytano i oznakowano 377 osobników jeży z gatunku *E. roumanicus* (883 złowienia), z czego 180 osobników odłowiono na powierzchni BON, 113 na TYS, 60 na SOB i 24 na KIE. W miejscowości Kicin (KIC) żaden osobnik jeża wschodniego nie został stwierdzony. Jednocześnie, w trakcie całego okresu badań, na wszystkich powierzchniach łącznie, odłowiono 53 osobniki jeża zachodniego (ujawnione podczas 101 złowień). Najwięcej jeży zachodnich wykryto na powierzchni SOB (42 osobniki) oraz KIE (4 osobniki). Na pozostałych powierzchniach odłowiono pojedyncze osobniki tego gatunku (BON – 3, TYS – 1, KIC – 1).

Liczbę osobników obydwu gatunków jeża, odłowionych podczas poszczególnych sesji na każdej z powierzchni badawczych, przedstawiono w tabelach 7 i 8. Najwięcej złowień *E. roumanicus* odnotowano na powierzchni BON, a najmniej w Kiekrzu (KIE) a w Kicinie (KIC) nie było ich wcale (tab. 7). Jeże z gatunku *E. europaeus* znajdowano regularnie na powierzchni SOB, a na pozostałych sporadycznie (tab. 8). Na powierzchni KIC tylko jeden raz, we wrześniu 2012 r., odłowiono osobnika *E. europaeus*. Liczba osobników poszczególnych płci zmieniała się w zależności od sezonu w danym roku. Zazwyczaj najczęściej samców odławiano wiosną, a najmniej latem.

Tabela 7. Liczba samic i samców *E. roumanicus* stwierdzonych na powierzchniach podczas kolejnych cenzusów na podstawie kalendarza złowień.

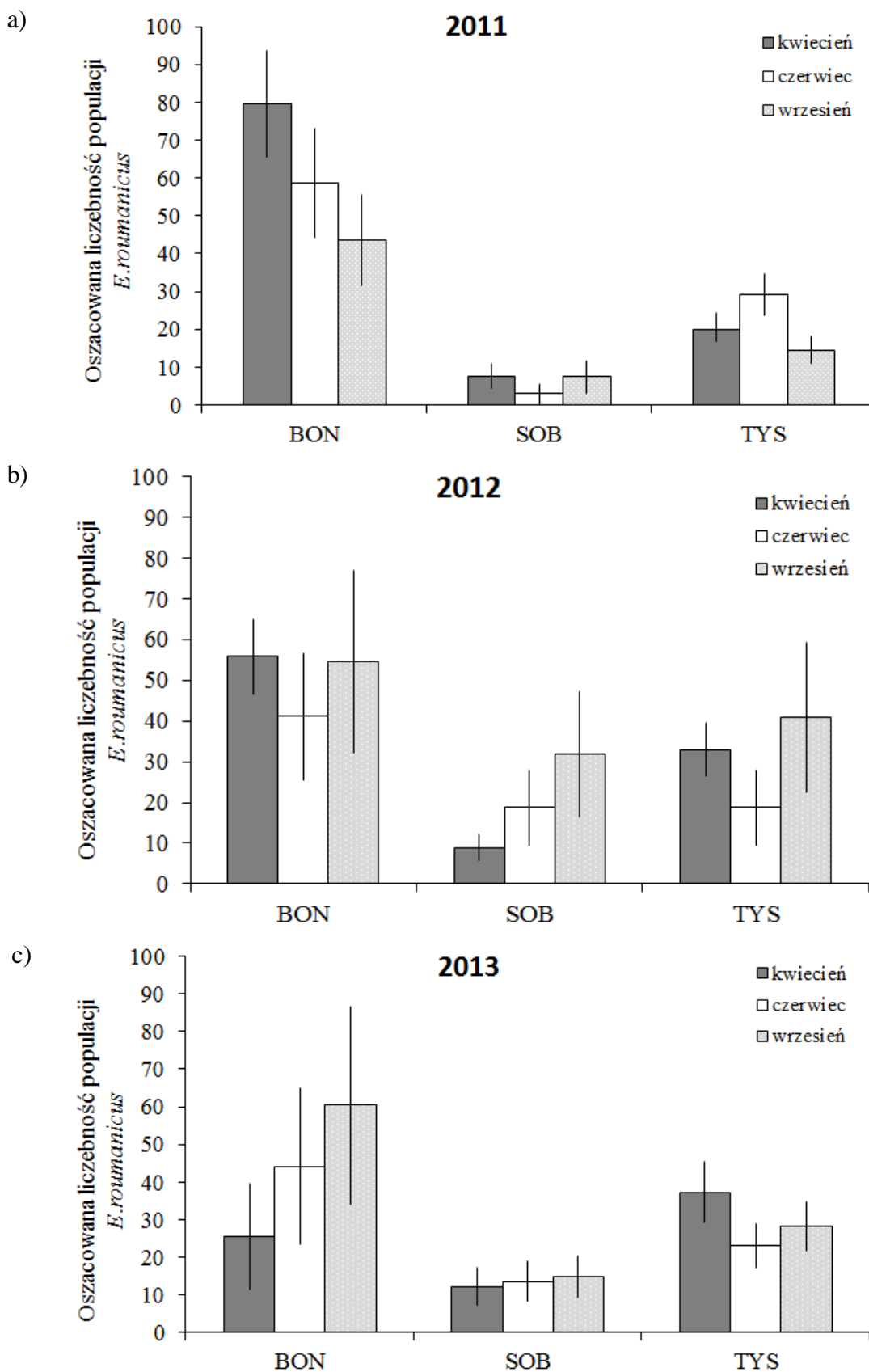
	2011							2012							2013						
	kwiecień		czerwiec		wrzesień		Σ	kwiecień		czerwiec		wrzesień		Σ	kwiecień		czerwiec		wrzesień		Σ
	F	M	F	M	F	M	2011	F	M	F	M	F	M	2012	F	M	F	M	F	M	2013
BON	14	41	23	13	9	18	118	15	33	15	9	17	7	96	0	14	13	10	17	11	65
SOB	5	5	2	0	1	5	18	4	3	7	5	9	3	31	7	2	5	5	4	6	29
TYS	8	10	15	9	4	8	54	11	13	6	2	12	6	50	16	15	12	6	12	10	71
KIE	-	-	-	-	1	0	1	2	8	1	2	3	0	16	0	0	5	2	1	0	8
KIC	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Razem	27	56	40	22	15	31	<b>191</b>	32	57	29	18	41	16	<b>193</b>	23	31	35	23	34	27	<b>173</b>

Tabela 8. Liczba samic i samców *E. europaeus* stwierdzonych na powierzchniach podczas kolejnych cenzusów na podstawie kalendarza złowień.

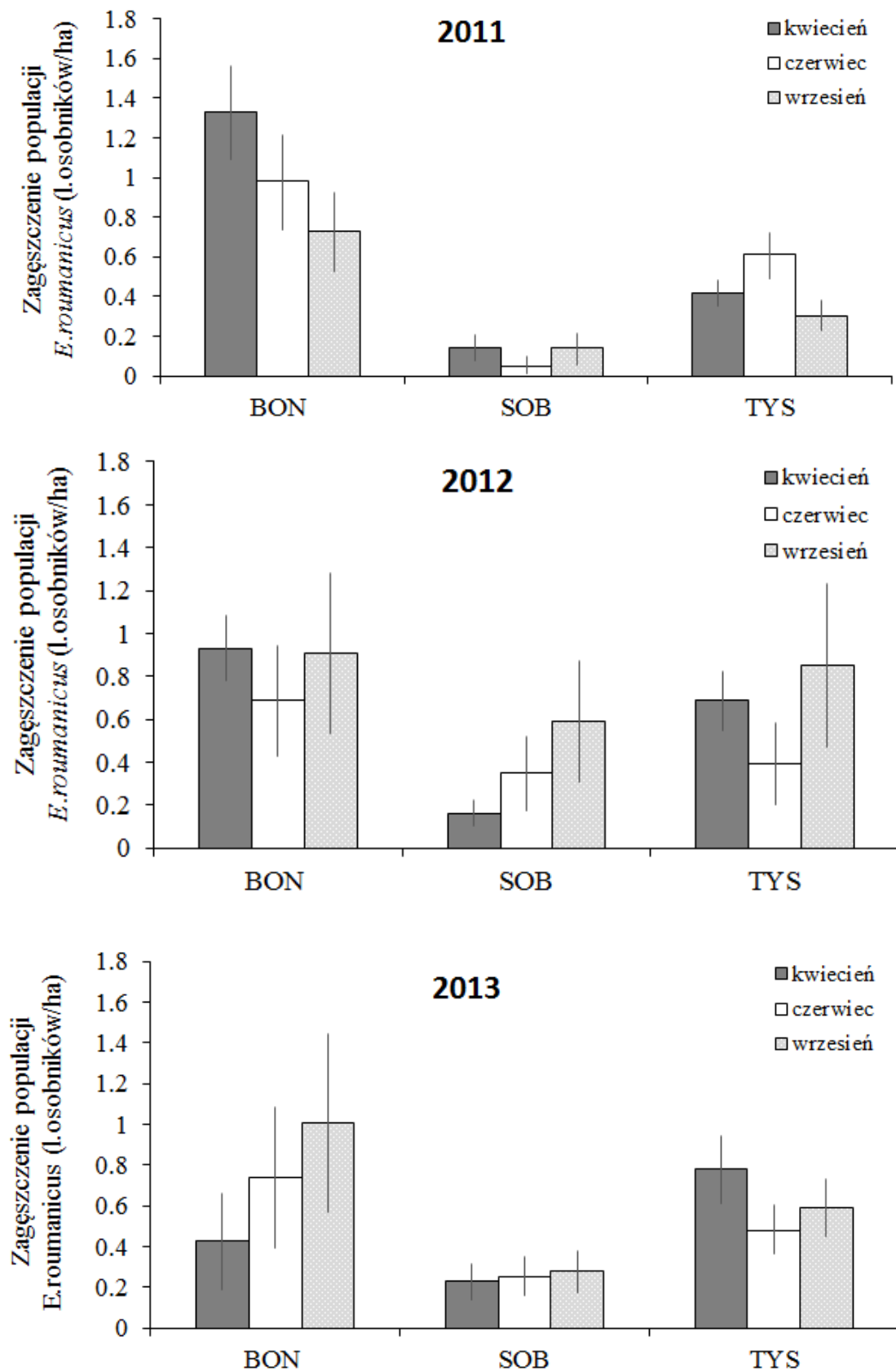
	2011							2012							2013						
	kwiecień		czerwiec		wrzesień		Σ	kwiecień		czerwiec		wrzesień		Σ	kwiecień		czerwiec		wrzesień		Σ
	F	M	F	M	F	M	2011	F	M	F	M	F	M	2012	F	M	F	M	F	M	2013
BON	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	3
SOB	3	1	1	2	3	2	12	2	0	2	2	4	4	14	1	1	3	3	14	9	31
TYS	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
KIE	-	-	-	-	1	0	1	0	1	0	1	0	0	2	0	0	0	1	0	0	1
KIC	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Razem	3	1	1	2	4	2	<b>13</b>	2	2	2	3	5	4	<b>18</b>	1	1	3	5	16	9	<b>35</b>

### 5.3.2. Oszacowana liczebność jeży

Zastosowane modele pozwoliły oszacować liczebność populacji *E. roumanicus* tylko na trzech powierzchniach miejskich (BON, SOB i TYS). Według wyników modeli, prawdopodobieństwo złowienia ( $p$ ) w poszczególnych sesjach wahało się od 17,2% do 43,9%, przy czym za te wahania raczej odpowiadały różnice pomiędzy latami, niż między powierzchniami. Spośród trzech powierzchni miejskich, najliczniejsza populacja jeża wschodniego występowała na powierzchni BON, a najmniej liczna na SOB (ryc. 11 a, b, c). Hierarchia ta nie zmieniła się po obliczeniu zagęszczenia populacji ( $\hat{N}$ /ha) (ryc. 12). Ponieważ powierzchnia SOB cechuje się najwyższym wskaźnikiem urbanizacji (tab. 3), wyniki te są zgodne z hipotezą pierwszą, że liczebność populacji jeża wschodniego jest najniższa w najsilniej zurbanizowanych obszarach. Na każdej z powierzchni liczebność osobników w kolejnych latach badań była podobna. Zmiany liczebności populacji w ciągu sezonu (od wiosny do jesieni) były nieregularne i nie wykazywały jednoznacznego trendu w poszczególnych latach, w trakcie całego okresu badań. Największą liczebność stwierdzono w kwietniu 2011 roku na powierzchni BON (oszacowano ją na około 80 osobników; czyli zagęszczenie wynosiło 1,33 os/ha), a najmniejszą na powierzchni SOB w czerwcu tego samego roku (oszacowaną na około 3 osobniki; zagęszczenie 0,05 os/ha) – ryc. 11 i ryc. 12.



Ryc. 11. Liczebność populacji jeża wschodniego (wraz z 95% przedziałem ufności) na powierzchniach miejskich, w trzech sezonach, w latach: (a) 2011, (b) 2012 i (c) 2013 oszacowana przy użyciu modeli *robust design* w programie MARK.



Ryc. 12. Zagęszczenie populacji jeża wschodniego na powierzchniach miejskich, w trzech sezonach, w latach 2011-2013.

### 5.3.3. Oszacowana przeżywalność (*S*) (*apparent survival*)

Zastosowane modele pozwoliły oszacować miesięczną przeżywalność osobników *E. roumanicus* na trzech powierzchniach miejskich. Nie znaleziono dowodu na to, by parametr ten różnił się pomiędzy powierzchniami badawczymi: według najlepiej dopasowanych modeli przeżywalność zależała tylko od pory roku. W latach 2011 i 2012 miesięczna przeżywalność była nieznacznie większa w okresie pomiędzy czerwcem a wrześniem, niż pomiędzy kwietniem i czerwcem, ale różnice te nie wystąpiły w roku 2013. Miesięczna przeżywalność w zimie (okres hibernacji) okazała się wyższa niż w lecie (okres aktywności) (tab. 9). Przeżywalność zimowa okazała się nieznacznie wyższa w sezonie 2011/2012, niż w 2012/2013.

Tabela 9. Miesięczna przeżywalność ( $\pm$ SE) w populacjach *E. roumanicus* na trzech powierzchniach badawczych w latach 2011-2013.

	2011		miesiące zimowe	2012		miesiące zimowe	2013	
	kwiecień- czerwiec	czerwiec- wrzesień		kwiecień- czerwiec	czerwiec- wrzesień		kwiecień- czerwiec	czerwiec- wrzesień
BON	0,84 $\pm$ 0,04	0,87 $\pm$ 0,03	0,97 $\pm$ 0,01	0,79 $\pm$ 0,05	0,89 $\pm$ 0,06	0,93 $\pm$ 0,03	0,72 $\pm$ 0,05	0,72 $\pm$ 0,05
SOB	0,84 $\pm$ 0,04	0,87 $\pm$ 0,03	0,94 $\pm$ 0,04	0,79 $\pm$ 0,05	0,89 $\pm$ 0,06	0,91 $\pm$ 0,03	0,70 $\pm$ 0,05	0,70 $\pm$ 0,05
TYS	0,84 $\pm$ 0,04	0,86 $\pm$ 0,03	0,97 $\pm$ 0,01	0,79 $\pm$ 0,05	0,89 $\pm$ 0,06	0,94 $\pm$ 0,02	0,69 $\pm$ 0,04	0,69 $\pm$ 0,04

### 5.4. Śmiertelność drogowa

W latach 2011-2013 na obszarze badań znaleziono 19 martwych okazów jeży. Wszystkie należały do gatunku *E. roumanicus*. Spośród nich na drogach zginęło 17 osobników, jeden został uwięziony i zginął w głębokiej studziencie okna piwnicznego przy bloku mieszkalnym, a jeden zginął najprawdopodobniej wskutek pogryzienia przez psa. Na drogach najwięcej (14) okazów znaleziono wokół i na powierzchni BON, szczątki dwóch znaleziono na drogach wokół SOB, a jednego na drogach wokół TYS. Nie znaleziono martwych okazów jeży na drogach przebiegających wewnątrz lub otaczających powierzchnie KIE i KIC (tab. 10). Najwięcej szczątków martwych jeży odnaleziono w 2011 roku (12 okazów), w 2012 trzy okazy, a w 2013 cztery. Nie

wykazano jakiegokolwiek związku z długością dróg wokół i w obrębie powierzchni badawczych. Najwięcej jeży zginęło na powierzchni BON, choć łączna długość dróg na jej obszarze była mniejsza niż na SOB (tab. 10).

Tabela 10. Liczba martwych okazów *E. roumanicus* i długość kontrolowanych dróg wokół oraz wewnątrz powierzchni badawczych w latach 2011-2013.

Powierzchnia	dł. dróg [km]	liczba okazów
SOB	21,5	2
TYS	13,7	1
BON	13,1	14
KIE	8,3	0
KIC	6,6	0

### 5.5. Struktura płci

Proporcje płci wśród osobników stwierdzanych na powierzchniach w poszczególnych cenzusach zmieniały się sezonowo (tab. 11). Istotnie mniej samic udawało się odnaleźć w miesiącu kwietniu, najwięcej zaś w czerwcu i wrześniu każdego roku (istotny efekt „miesiąc” w tab. 12). Udział samic w populacji był podobny na różnych powierzchniach badawczych, jednak podczas odłowów kwietniowych okazał się bardzo niski na powierzchni BON (interakcja „powierzchnia\*miesiąc” – tab. 12). W 2011 roku proporcja samic w populacji była niższa niż w pozostałych latach badań (znaczący efekt „rok” – tab. 12).

Tabela 11. Udział samic wśród osobników *E. roumanicus* stwierdzonych na czterech powierzchniach w latach 2011-2013.

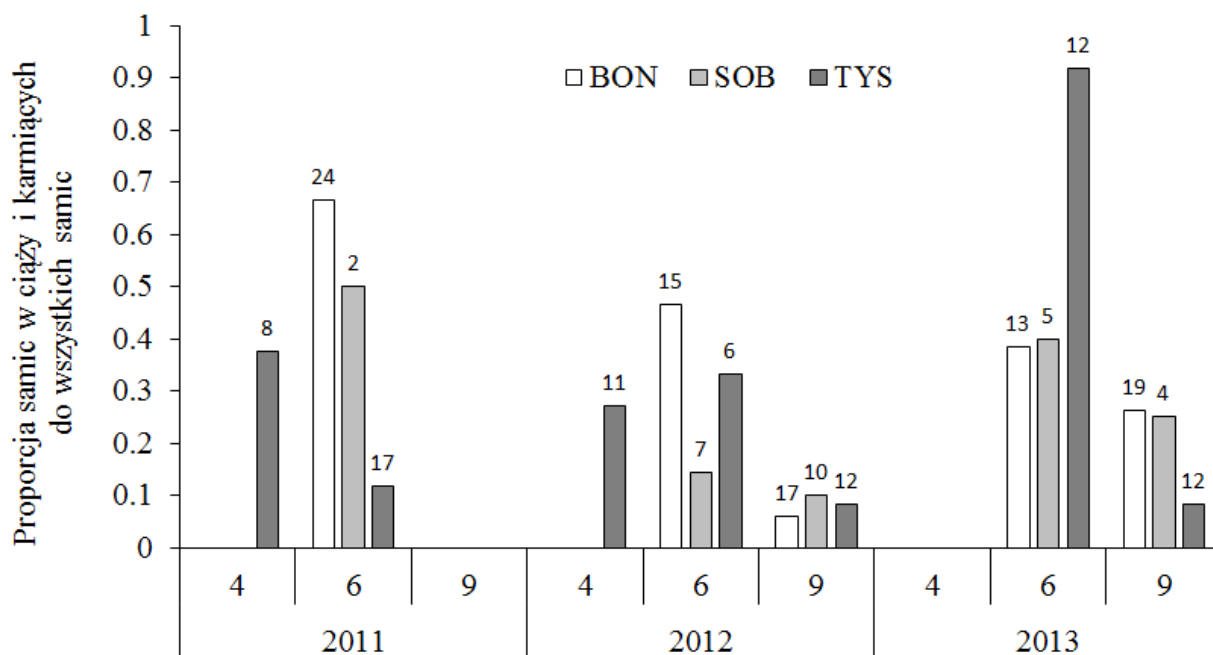
Powierzchnia	kwiecień		czerwiec		wrzesień		SUMA	
	N	udział samic	N	udział samic	N	udział samic	N	udział samic
BON	120	0,25	83	0,61	80	0,54	283	<b>0,44</b>
SOB	22	0,55	24	0,58	27	0,52	73	<b>0,55</b>
TYS	70	0,47	51	0,67	52	0,54	173	<b>0,55</b>
KIE	10	0,20	10	0,60	5	1,0	25	<b>0,52</b>
RAZEM	222	0,35	168	0,63	164	0,55	554	<b>0,49</b>

Tabela 12. Wyniki testu wskaźnika prawdopodobieństwa udziału samic jeży wśród osobników odłowionych na trzech powierzchniach miejskich w Poznaniu w latach 2011-2013.

Zmienna	$\chi^2$	Df	wartość P
powierzchnia	6,1	3	0,107
miesiąc	34,4	2	<0,001
rok	6,6	2	0,036
powierzchnia * miesiąc	17,5	6	0,008

### 5.6. Rozrodczość

Na wszystkich miejskich powierzchniach badawczych stwierdzano ciężarne i karmiące samice. Z powodu sekwencyjnego sprawdzania powierzchni badawczych, stosunek ciężarnych i karmiących samic do wszystkich odłowionych w danym miesiącu samic (wskaźnik rozrodczości) fluktuował w zależności od roku badań i powierzchni (ryc. 13). Na przykład, w kwietniu 2011 i 2012 samice ciężarne znaleziono wyłącznie na powierzchni TYS, która była sprawdzana w ostatniej kolejności spośród powierzchni miejskich. Na wcześniej kontrolowanych powierzchniach BON i SOB samice mogły być już w ciąży, ale była ona słabo widoczna i mogły zostać zakwalifikowane jako nieciężarne. We wrześniu na wartość wskaźnika składają się wyłącznie samice karmiące (nie stwierdzono samic w ciąży w tym okresie). Wartości wskaźnika rozrodczości pokazują, że w populacjach jeża wschodniego na powierzchniach miejskich występuje intensywne rozmnażanie (ryc. 13).

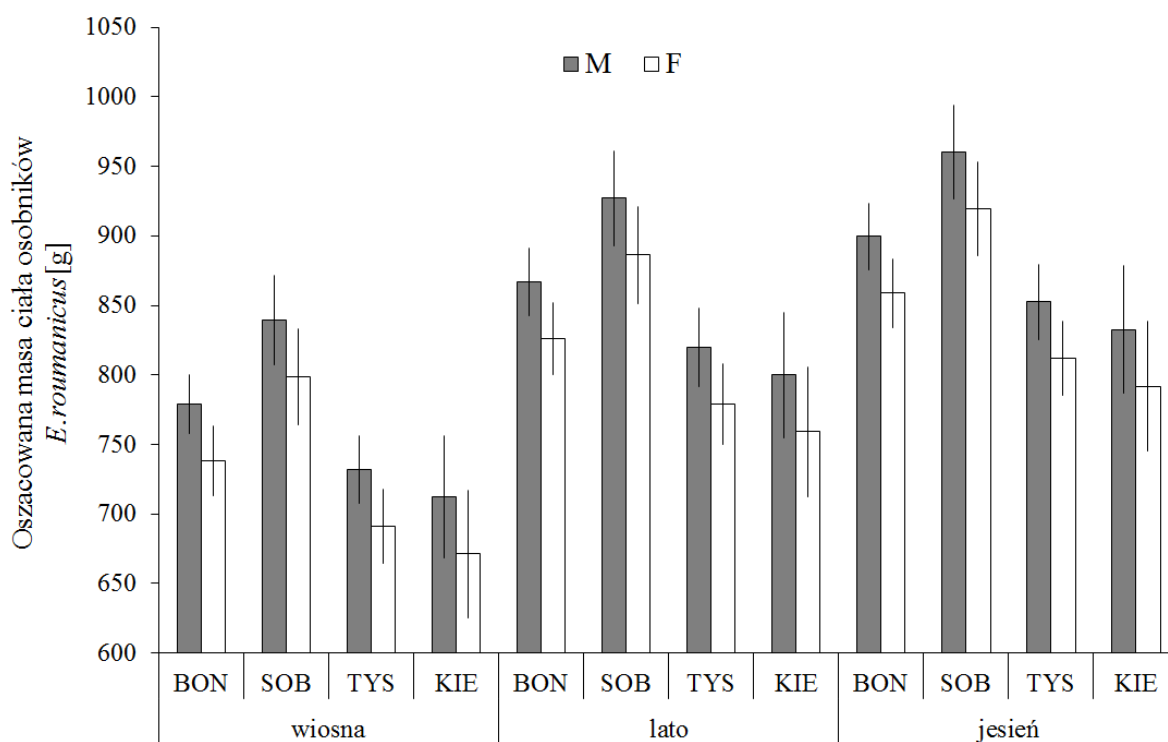


Ryc. 13. Wskaźnik rozrodczości jeży *E. roumanicus* na trzech miejskich powierzchniach badawczych w latach 2011-2013 w Poznaniu (liczba nad słupkiem oznacza liczbę wszystkich samic stwierdzonych na powierzchni w danym miesiącu).

## 5.7. Masa ciała i kondycja

### 5.7.1. Masa ciała dorosłych osobników

Jeże były cięższe w roku 2012 niż w pozostałych latach badań (znaczący efekt „rok” – tab. 13). Masa ciała dorosłych osobników *E. roumanicus* zwiększała się od wiosny do jesieni (istotny efekt „miesiąc” – tab. 13). Najcięższe osobniki spotykano na powierzchni SOB (ryc. 14), a najlżejsze w Kiekrzu (KIE) (marginalnie istotny efekt „powierzchnia” – tab. 13). Samce były cięższe od samic (istotny efekt „płeć” – tab. 13).

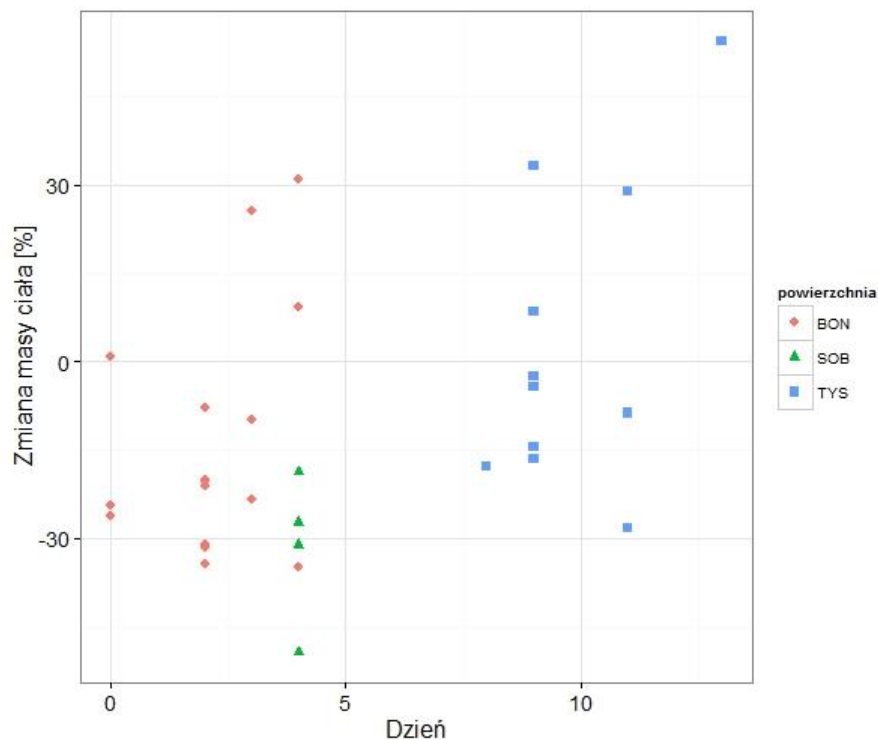


Ryc. 14. Średnia masa ciała ( $\pm$  błąd standardowy) oszacowana dla dorosłych samców i samic *E. roumanicus* z czterech powierzchni badawczych w latach 2011-2013.

Tabela 13. Wyniki testu wskaźnika prawdopodobieństwa średniej masy ciała dorosłych osobników *E. roumanicus*, na podstawie danych z czterech powierzchni badawczych w Poznaniu w latach 2011-2013.

Zmienna	$\chi^2$	Df	wartość P
rok	16,2	2	<0,001
powierzchnia	8,6	3	0,035
miesiąc	84,6	2	<0,001
płeć	7,5	1	0,006

Data pierwszego złowienia po zimie miała istotny statystycznie wpływ na zmierzoną wielkość zimowej utraty masy ciała u danego osobnika ( $\chi^2=5,91$ ,  $df = 2$ ,  $P = 0.023$ ). Gdy efekt daty odłowów był kontrolowany statystycznie, zimowa utrata masy ciała została oszacowana jako 62,9% (SE = 29.1%) na powierzchni TYS, 57,8% (SE = 15.3%) na SOB oraz 27,9% (SE = 8.1%) na BON (ryc. 15). Różnice te były na granicy istotności statystycznej ( $\chi^2= 5.91$ ,  $df=1$ ,  $P=0.052$ ).

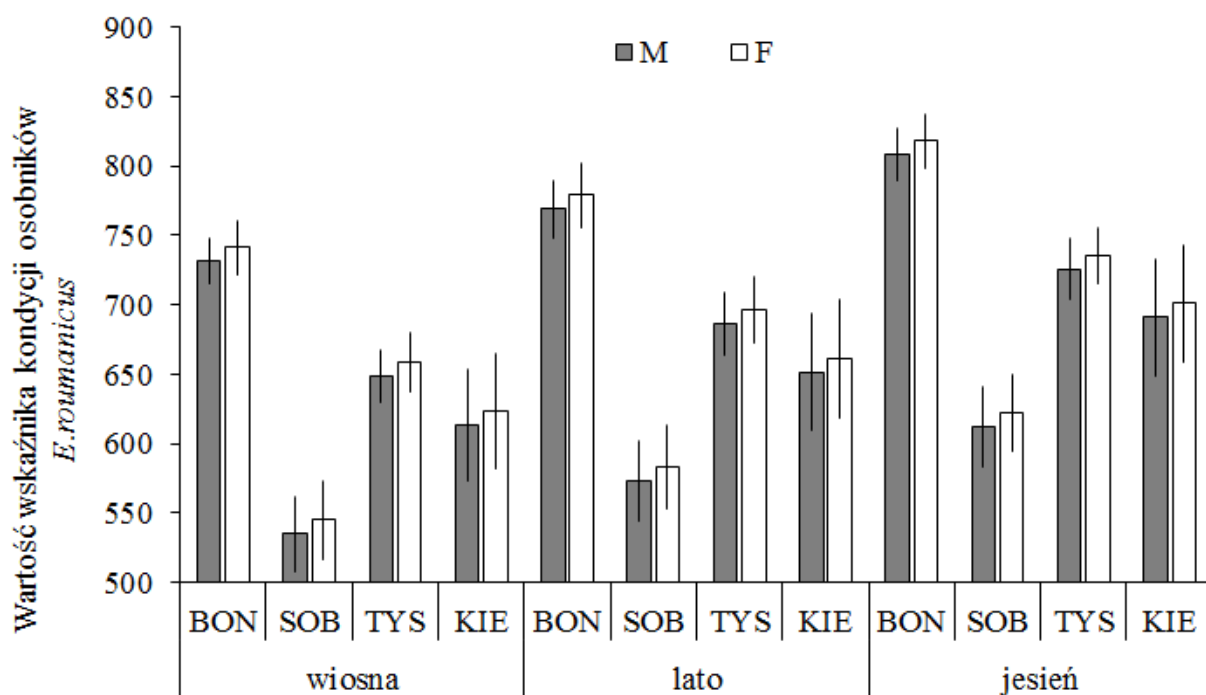


Ryc. 15. Zmiana masy ciała (w %) podczas zimy u osobników *E. roumanicus* z trzech powierzchni miejskich.

### 5.7.2. Wskaźnik kondycji

Kondycja ciała, określona za pomocą skalowanego wskaźnika masy ( $\overline{M_i}$ ) różniła się pomiędzy powierzchniami badawczymi (istotny efekt „powierzchnia” – tab. 14) i pomiędzy porami roku (istotny efekt „miesiąc” – tab. 14). Nie odnotowano natomiast istotnej różnicy pomiędzy latami badań (nieistotny efekt „rok” – tab. 14).

Najwyższą wartością wskaźnika kondycji charakteryzowały się osobniki *E. roumanicus* odławiane z powierzchni BON, a najniższą – z powierzchni SOB (ryc. 16). Na każdej z powierzchni badawczych wartość wskaźnika kondycji odławianych tam osobników jeża wschodniego wzrastała od wiosny do jesieni. Nie odnotowano istotnych różnic wartości zastosowanego w pracy wskaźnika kondycji pomiędzy samcami i samicami (nieistotny efekt „płeć” – tab. 14).



Ryc. 16. Średnia wartość ( $\pm$  błąd standardowy) wskaźnika kondycji ( $\bar{M}_i$ ) oszacowanego dla samców i samic *E. roumanicus* z czterech powierzchni badawczych w latach 2011-2013.

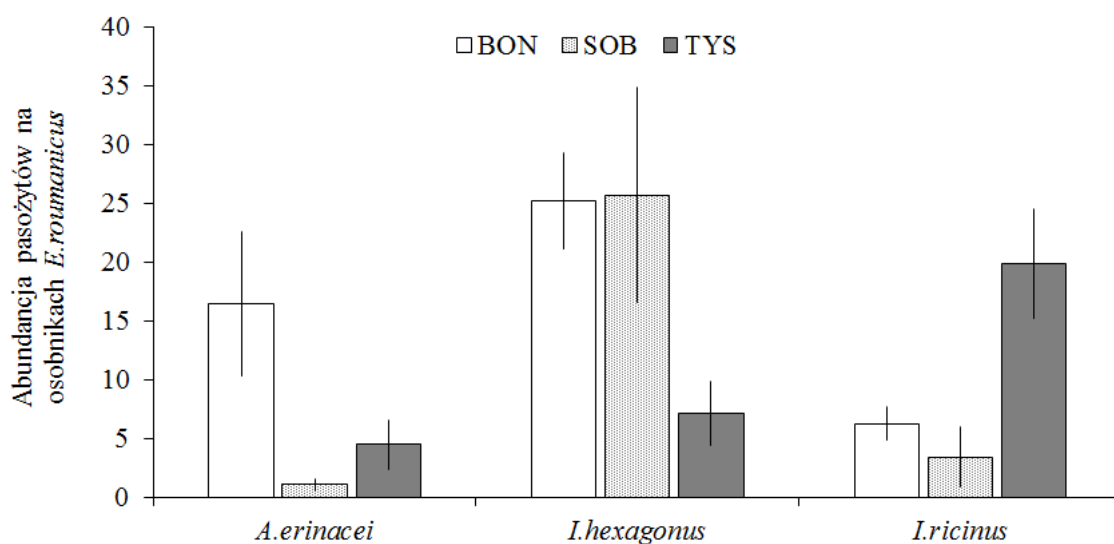
Tabela 14. Wyniki testu wskaźnika prawdopodobieństwa wskaźnika kondycji ( $\bar{M}_i$ ) osobników *E. roumanicus* z czterech powierzchni w latach 2011-2013.

Zmienna	$\chi^2$	Df	wartość P
rok	1,15	2	0,564
powierzchnia	55,0	3	<0,001
miesiąc	19,3	2	<0,001
płeć	0,29	1	0,590

### 5.8. Infestacja ektopasożytami

Jeże na powierzchniach badawczych nie różniły się ogólną abundancją ektopasożytów (nieistotny statystycznie efekt „powierzchnia” – tab. 15), ale wystąpiły znaczące różnice abundancji poszczególnych gatunków ektopasożytów pomiędzy powierzchniami (interakcja „powierzchnia\*gatunek pasożyta” – tab. 15). Pchły

z gatunku *Archeopsylla erinacei* występowały najliczniej na osobnikach *E. roumanicus* z powierzchni BON, kleszcze z gatunku *Ixodes hexagonus* – na osobnikach z powierzchni SOB i BON, natomiast kleszcze z gatunku *Ixodes ricinus* na osobnikach z powierzchni TYS (ryc. 17). Na samcach *E. roumanicus* znajdowano więcej ektopasożytów niż na samicach (tab. 15). Pora roku nie miała istotnego wpływu na ogólną abudancję wszystkich ektopasożytów, ale przeciętna liczebność okazów ich poszczególnych gatunków, znajdujących na pojedynczym żywicielu, różniła się istotnie w zależności od pory roku (nieznaczący efekt „pora roku” oraz znacząca interakcja „pora roku\*gatunek pasożyta” – tab. 15). Abudancja nie różniła się pomiędzy latami badań (tab. 15).



Ryc. 17. Abudancja trzech gatunków ektopasożytów ( $\pm$  błąd standardowy) na osobnikach *E. roumanicus* z miejskich powierzchni badawczych (BON, SOB, TYS).

Tabela 15. Wyniki testu wskaźnika prawdopodobieństwa dla abudancji ektopasożytów *E. roumanicus* na trzech powierzchniach miejskich (BON – n=136; SOB – n=23; TYS – n=45) \*n – liczba osobników *E. roumanicus*

Zmienna	$\chi^2$	Df	wartość P
powierzchnia	2,9	2	0,239
płeć	14,9	1	<0,001
pora roku	2,6	2	0,267
rok	5,4	3	0,142
gatunek pasożyta	80,2	2	<0,001
powierzchnia*gatunek pasożyta	58,8	4	<0,001
pora roku*gatunek pasożyta	74,0	4	<0,001

## 5.9. Infestacja endopasożytami

W odchodach 71 osobników *E. roumanicus* z czterech powierzchni badawczych (BON – 56; SOB – 4; TYS – 8; KIE – 3) znaleziono jaja endopasożytów, w tym: 785 jaj *Capillaria* spp., 50 jaj *Physaloptera clausa*, 39 jaj *Crenosoma striatum* oraz 2 jaja *Acanthocephala* sp. W kale jednego z osobników znaleziono jajo nieoznaczonego gatunku z Trematoda. Z powodu zbyt małej liczby prób zebranych z trzech powierzchni (SOB, TYS i KIE) wyniki nie były porównywane statystycznie. Na wszystkich powierzchniach badawczych największą abudancję i prewalencję posiadały pasożyty z rodzaju *Capillaria* (tab. 16).

Tabela 16. Abundancja i prewalencja endopasożytów *E. roumanicus* [*Capillaria* spp. (*Cap*); *Physaloptera clausa* (*Pc*); *Crenosoma striatum* (*Cs*)] na czterech powierzchniach badawczych w latach 2011-2013.

Powierzchnia	N	Abundancja			Prewalencja		
		<i>Cap</i>	<i>Pc</i>	<i>Cs</i>	<i>Cap</i>	<i>Pc</i>	<i>Cs</i>
BON	56	10,0	0,7	0,6	0,7	0,2	0,1
SOB	4	46,0	0,0	1,3	0,5	0,0	0,3
TYS	8	3,6	1,3	0,1	0,8	0,5	0,1
KIE	3	4,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0

## 5.10. Pokarm antropogeniczny

### 5.10.1. Powierzchnie na osiedlach miejskich (BON, SOB, TYS)

Spośród trzech miejskich powierzchni badawczych, najwięcej pokarmu pochodzenia antropogenicznego podczas trzech lat badań stwierdzono na powierzchni TYS położonej na Osiedlu Tysiąclecia. Na tym obszarze najwięcej misek, wystawionych dla dziczących kotów, było regularnie napełnionych jedzeniem (średnio spotykano około 5 misek podczas każdej sesji odłowów). Z tego pokarmu chętnie korzystały jeże (tab. 17). Niewiele jednak było miejsc z wyrzuconymi resztkami (średnio przy dwóch na 13 budynków). Najmniej zasobna w pokarm antropogeniczny była powierzchnia SOB (według przyjętych kryteriów posiadająca najwyższy wskaźnik urbanizacji). Na osiedlu Sobieskiego (SOB) bardzo rzadko znajdowano „czynne” miski dla kotów, tzn. zawierające pokarm, natomiast w niektórych okresach (np. w 2012 r.) znajdowano tam wiele miejsc z wyrzuconymi resztkami pokarmu (głównie kawałkami chleba). Powierzchnia BON posiadała średnią liczbę „kocich misek” regularnie wypełnianych jedzeniem, natomiast tutaj najczęściej znajdowano miejsca z wyrzuconymi wprost na trawniki różnymi resztkami pokarmu (kromki chleba, surowe i ugotowane mięso itp.).

Tabela 17. Liczba „kocich misek” z pokarmem oraz miejsc, w których wyrzucano odpadki pokarmowe na powierzchniach miejskich w latach 2011-2013 (b.d.- brak danych).

		2011			2012			2013			ŚREDNIA
		kwiecień	czerwiec	wrzesień	kwiecień	czerwiec	wrzesień	kwiecień	czerwiec	wrzesień	
BON	miski	2	3	3	3	1	3	4	1	3	2,6
	odpadki	5	3	1	7	0	1	3	0	1	2,3
SOB	miski	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0,4
	odpadki	0	1	0	5	9	1	3	0	0	2,1
TYS	miski	1	3	4	6	7	4	5	8	5	4,8
	odpadki	2	b.d.	b.d.	2	1	2	3	3	0	1,9

### 5.10.2. Powierzchnie podmiejskie (KIE i KIC)

Odsetek wypełnionych ankiet, spośród rozprawdzonych wśród mieszkańców Kiekrza wynosił 30% (ze 100 ankiet), a Kicina 10% (z 120 ankiet). W obydwu miejscowościach 50% ankietowanych deklaroowało wystawianie misek z pokarmem dla zwierząt na zewnątrz swojego domu. W Kiekrzu 40% a w Kicinie 30 % ankietowanych deklaroowało, że pozostawia jedzenie na noc w ogrodzie. W obu miejscowościach wystawiano średnio 2 miski na ogród. Połowa ankietowanych w Kiekrzu i 60% w Kicinie posiadała psy, a 40% ankietowanych w obydwu miejscowościach umożliwiała im swobodny dostęp do ogrodu przez cały czas.

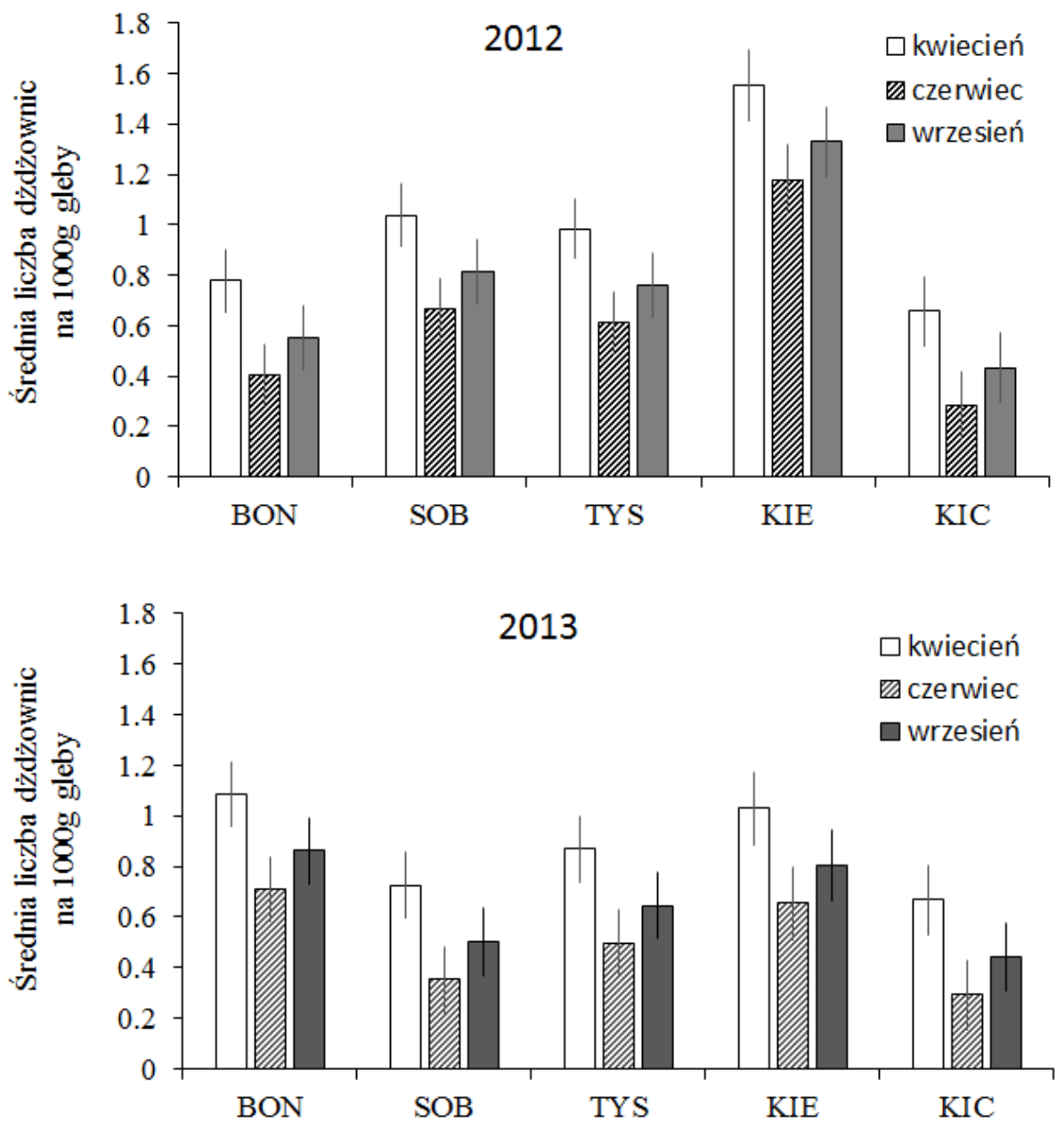
### 5.11. Pokarm naturalny

#### 5.11.1. Zagęszczenie dżdżownic

Ogólna liczba znalezionych dżdżownic była podobna w latach 2012 i 2013 (nieistotny statystycznie efekt „rok” – tab. 18), ale lata te istotnie różniły się zagęszczeniem dżdżownic na poszczególnych powierzchniach badawczych (znaczący efekt „powierzchnia\*rok” – tab. 18). W roku 2012 najwięcej dżdżownic stwierdzono w Kiekrzu (KIE), najmniej zaś w Kicinie (KIC), a w roku 2013 najwięcej w KIE i na powierzchni BON, ale różnice między powierzchniami były mniejsze niż w roku poprzednim. Najwięcej dżdżownic w glebie znajdowano w kwietniu, a najmniej w czerwcu (efekt miesiąc – tab. 18; ryc. 18).

Tabela 18. Wyniki testu wskaźnika prawdopodobieństwa dla zagęszczenia dżdżownic w próbach glebowych na pięciu powierzchniach badawczych w latach 2012-2013.

Zmienna	$\chi^2$	Df	wartość P
miesiąc	17,1	2	<0,001
powierzchnia	25,1	4	<0,001
rok	2,1	1	0,148
powierzchnia*rok	13,7	4	0,008



Ryc. 18. Oszacowane zagęszczenie dżdżownic ( $\pm$  błąd standardowy) na pięciu powierzchniach badawczych w latach 2012-2013.

### 5.11.2. Udział różnych grup taksonomicznych wśród bezkręgowców naziemnych odłowionych w pułapki Barbera na powierzchniach badawczych

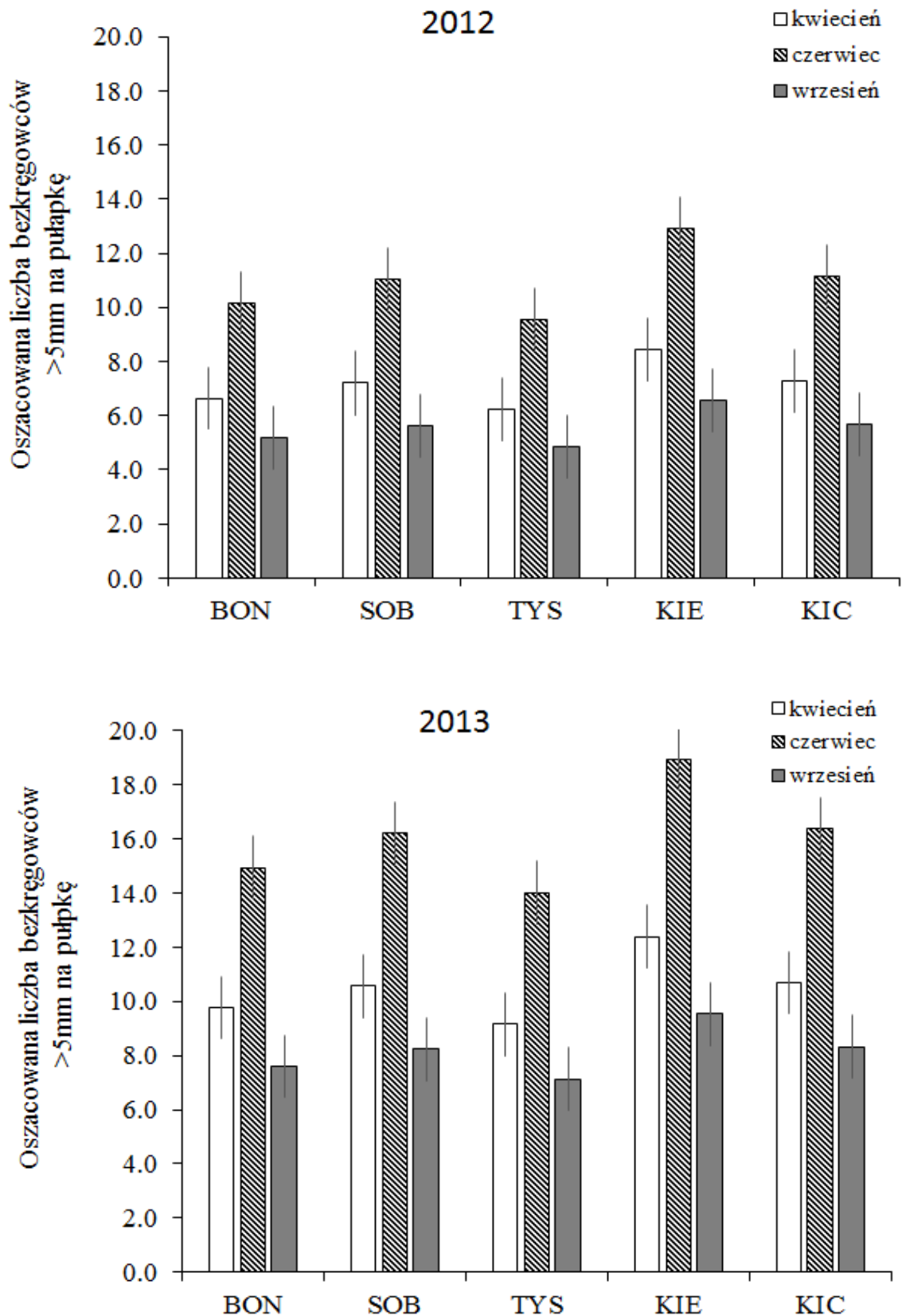
Na wszystkich powierzchniach badawczych odłowiono w sumie 13 416 okazów bezkręgowców. Spośród nich 75% stanowiły owady, 13% pajęczaki, 8% skorupiaki, 4% wije i 1% mięczaki. Po odliczeniu mrówek, które są jedzone przez jeże wyłącznie przypadkowo, wśród złowionych przedstawicieli owadów dominowały chrząszcze Coleoptera, które stanowiły 90% okazów owadów. Najwięcej chrząszczy należało do biegaczy Carabidae, a wśród nich najliczniejsze były okazy z rodzajów: *Harpalus*, *Amara*, *Poecillus* i *Bembidion*, które stanowiły razem 67% wszystkich biegaczy. Drugą pod względem liczebności grupę stanowiły pluskwiaki Hemiptera (9%). Pełna lista oznaczonych bezkręgowców z podziałem na rodziny i rodzaje znajduje się w załączniku (tabela 1a).

### 5.11.3. Liczebność bezkręgowców naziemnych

W czerwcu złowiło się istotnie więcej bezkręgowców niż w pozostałych miesiącach (istotny efekt „miesiąc” – tab. 19). W roku 2013 złowienia były liczniejsze niż w roku 2012 (istotny efekt „rok” – tab. 19). Powierzchnie badawcze nie różniły się pomiędzy sobą liczebnością odłowionych bezkręgowców (nieistotny efekt „powierzchnia” – tab. 19 oraz ryc. 19).

Tabela 19. Wyniki testu wskaźnika prawdopodobieństwa dla liczebności bezkręgowców naziemnych na pięciu powierzchniach badawczych w latach 2012-2013.

Zmienna	$\chi^2$	Df	wartość P
miesiąc	29,5	2	<0,001
rok	13,8	1	<0,001
powierzchnia	3,9	4	0,427



Ryc. 19. Oszacowana liczba bezkręgowców o wielkości >5 mm na pułpkę ( $\pm$  błąd standardowy) na pięciu powierzchniach badawczych w latach 2012-2013.

## 6. DYSKUSJA

### 6.1. Czy urbanizacja wpływa na liczebność populacji jeża wschodniego?

(HIPOTEZA I: Zależność pomiędzy stopniem urbanizacji i liczebnością jeży jest krzywoliniowa: urbanizacja wpływa pozytywnie na liczebność jeży, lecz zależność ta ulega odwróceniu na najbardziej zurbanizowanych obszarach.)

Przeprowadzone w Poznaniu badania były pierwszymi dotyczącymi liczebności i demografii populacji *E. roumanicus* na obszarze zurbanizowanym. Badane powierzchnie miejskie cechowały się wyższą liczebnością i zagęszczeniem niż obszary podmiejskie. Jest to jednocześnie pierwsze doniesienie o zagęszczeniu populacji tego gatunku jeża.

Dotychczas opublikowane prace rozpatrujące liczebność jeży w gradiencie urbanizacji dotyczyły siostrzanego gatunku – jeża zachodniego *E. europaeus*. Wykazywano w nich wysokie zagęszczenie populacji na terenie miejskim. Hubert i inni (2011) stwierdzili dziewięciokrotnie wyższe zagęszczenie populacji *E. europaeus* w środowiskach miejskich miasta Sedan we Francji niż na otaczających to miasto obszarach wiejskich. Zagęszczenia stwierdzone w mieście Bern w Szwajcarii były 4-krotnie większe niż na obszarach użytkowanych rolniczo (Egli 2004). Micol i inni (1994), porównując aktywność przestrzenną jeży na boiskach w Oxfordzie i na otaczających miasto pastwiskach, znajdowali średnio pięciokrotnie więcej osobników na położonych w obrębie miasta boiskach, niż na podmiejskich pastwiskach.

Badania dotyczące innych gatunków zwierząt także wielokrotnie wykazywały, że zagęszczenia miejskich populacji przewyższają zagęszczenie populacji tych samych gatunków żyjących poza obszarem miasta. Po raz pierwszy taki wynik uzyskano badając populacje myszy polnej w Warszawie (Andrzejewski i in. 1978; Gliwicz i in. 1994). Potwierdzono tę prawidłowość na przykładzie populacji innych gatunków ssaków, np. lisa *Vulpes vulpes* (Baker i in. 2001; Gloor i in. 2001), szopa pracza *Procyon lotor* (Prange i in. 2004), borsuka *Meles meles* (Huck i in. 2008), wiewiórki szarej *Sciurus carolinensis* (Parker i Nilon 2008), skunksa *Mephitis mephitis* (Rosatte i in. 2010), a także rozmaitych gatunków ptaków, np. gołębia grzywacza *Columba palumbus* (Tomiałojć 1978), kosa *Turdus merula* (Gliwicz i in. 1994) i sroki *Pica pica* (Luniak i in. 1997). Populacje kardynała szkarłatnego *Cardinalis cardinalis* osiągały

1,5 razy większe zagęszczenia populacji w miastach niż poza nimi, a podczas zimy było ono nawet czterokrotnie większe (Leston i Rodewald 2006).

Na podstawie przeprowadzonych w latach 2011-2013 badań populacji *E. roumanicus* z powierzchni podmiejskich i miejskich w Poznaniu nie udowodniono istotnej, bezpośredniej zależności pomiędzy wybranymi wskaźnikami urbanizacji a liczebnością jeży. Sam udział obszarów zabudowanych i zielonych nie okazał się czynnikiem, który istotnie wpływa na występowanie jeży. Powierzchnie BON i SOB, posiadające podobne proporcje takich obszarów, znacznie różniły się między sobą zagęszczeniami populacji jeży. Nie jest to zaskakujące, ponieważ to nie urbanizacja *per se* jest przyczyną zróżnicowanego zagęszczenia zwierząt w środowiskach miejskich, ale czynniki z nią związane, które będą omawiane w dalszej części dyskusji. Można natomiast zauważyć, że populacje *E. roumanicus* z powierzchni mieszczących się w środkowej części gradientu urbanizacji (BON i TYS), osiągały największe liczebności. Spośród trzech powierzchni miejskich, na powierzchni SOB liczebność populacji okazała się najniższa, podczas gdy wskaźniki urbanizacji tego osiedla kwalifikowały je, jako najsilniej zurbanizowane spośród badanych. Niska liczebność populacji jeża wschodniego na tej najsilniej (wg zastosowanych wskaźników) zurbanizowanej powierzchni badawczej w wybranym gradiencie wspiera hipotezę I. Można wprawdzie użyć kontrargumentu, że stosunkowo małe zagęszczenie populacji jeża wschodniego na powierzchni SOB było spowodowane konkurencyjnym oddziaływaniem populacji *E. europaeus* (tylko na SOB potwierdzono stałe współwystępowanie populacji obydwu gatunków), jednak nawet rozpatrując łączną liczebność populacji obu gatunków, na tej powierzchni stwierdzono mniej osobników *Erinaceus* spp. niż na BON lub TYS. Dotychczas brak zresztą udokumentowanych danych, dotyczących przejawów, zakresu i skutków wzajemnego konkurencyjnego oddziaływania pomiędzy populacjami *E. roumanicus* i *E. europaeus*.

Na powierzchniach podmiejskich (najsłabiej zurbanizowanych) liczba stwierdzonych osobników była tak mała, że nie można było oszacować liczebności populacji. Trzeba zaznaczyć, że niestety znaczna część tych powierzchni nie była dostępna do przeprowadzenia odłowów jeży, gdyż były to zamknięte tereny prywatne. W związku z tym, prawdopodobieństwo złowienia wszystkich osobników było tam niższe niż na powierzchniach miejskich. Jednak jest wątpliwe, aby to niedoszacowanie doprowadziło do błędnej konkluzji, co by oznaczało, że populacja *E. roumanicus* była np. w Kiekrzu liczna, mimo niewielkiej liczby stwierdzonych tam osobników.

Inni autorzy również opisywali podobne do wykrytych w trakcie badań w Poznaniu krzywoliniowe zależności pomiędzy zagęszczeniem populacji zwierząt a stopniem urbanizacji (np. Wesemann i Rowe 1987; Graser i in. 2012). Większość opublikowanych badań dotyczyła zagęszczenia ptaków, które są najlepiej zbadaną pod tym względem grupą zwierząt. Wesemann i Rowe (1987) wykazali, że zagęszczenie populacji pójdzki ziemnej *Athene cunicularia* w południowo-zachodniej Florydzie jest największe na powierzchniach o średnim stopniu urbanizacji. Autorzy tej pracy wskazywali intensywne pokrycie terenu roślinnością, powodujące duże zagęszczenie owadów i jaszczurek, jako czynnik, który wpłynął na zaobserwowane zagęszczenia. Wiele innych gatunków ptaków osiąga największe zagęszczenia populacji w środkowych zakresach stopnia urbanizacji (*suburban*) – (przegląd literatury w Chace i Walsh 2006) i wiąże się to często ze spadkiem różnorodności gatunkowej.

W badaniach dotyczących ssaków wykazano np., że zagęszczenie populacji szopa pracza w gradiencie urbanizacji było największe na obszarach miejskich terenów otwartych, które mieściły się w środkowym zakresie badanego przez autorów gradientu, ale różnice pomiędzy tymi powierzchniami a odpowiadającymi im miejscami na obszarach rolniczych, nie były istotne statystycznie. Wykazano także, że zagęszczenia populacji szopa były bardzo zmienne nawet w obrębie jednego typu użytkowania terenu, co według autorów sugeruje wpływ bardziej subtelnych czynników.

Przestrzenne zróżnicowanie zagęszczenia populacji wielu gatunków może odzwierciedlać niejednorodność rozmieszczenia wielu czynników. Wpływ na zagęszczenie mają: niejednorodność dostępności pokarmu w małej i dużej skali, rozmieszczenie odpowiednich miejsc rozrodczych lub kryjówek, drapieżników, pasożytów oraz wektorów czynników chorobotwórczych. Dodatkowo, lokalne ograniczenie dyspersji i odległość od populacji źródłowej, może przyczynić się do zróżnicowania zagęszczenia zwierząt na danym terenie (Micol i in. 1994). Wiele z tych czynników wpływa na populacje jednocześnie, współdziałając ze sobą w skomplikowanych konfiguracjach.

Oprócz zmienności w aspekcie miejsca, tzn. związanej z powierzchnią badawczą, liczba osobników *E. roumanicus* odławianych na każdej z powierzchni, zmieniała się w zależności od sezonu i roku. Na przykład w kwietniu 2013 roku, kiedy na początku cenzusu leżał jeszcze śnieg, na powierzchni BON, gdzie zazwyczaj chwymano najwięcej osobników, odłowiono wyłącznie samce, wszystkie w bardzo słabej

kondycji (zapadnięte boki, luźna skóra na grzbiecie, niska masa ciała). Samice prawdopodobnie nie ukończyły wtedy jeszcze hibernacji.

Mimo że odłowcy starano się prowadzić w podobnych warunkach atmosferycznych (brak deszczu), zdarzały się dni o niekorzystnej pogodzie (bardzo silny wiatr i niska temperatura). Z pewnością wpływało to na aktywność jeży, a w związku z tym, liczbę wypatrzonych i schwytanych osobników. Wykazano, że jeże mogą łatwo wchodzić w stan torporu, gdy temperatura spada do 5-11°C (Fowler 1988). Innym czynnikiem, który jako artefakt mógł wpływać na sukces odłowów, była liczba wolontariuszy pomagających w poszukiwaniu jeży. W zależności od sezonu w połowach uczestniczyło od 4 do 13 osób. Mogło to być jedną z przyczyn, przez którą prawdopodobieństwo złowienia jeża obecnego podczas danego cenzusu na powierzchni badawczej, oszacowane dla każdej z powierzchni, wahało się w zakresie od 17% do 44% w zależności od sezonu i roku. Korzyścią płynącą z szacowania liczebności za pomocą modeli jest to, że biorą one pod uwagę zmienność prawdopodobieństwa złowienia.

## **6.2. Czy liczebność populacji *E. roumanicus* jest odzwierciedleniem jakości siedliska?**

*(HIPOTEZA II: Liczebność jeży w badanych populacjach jest pozytywnie skorelowana z jakością siedlisk, na których populacje te występują.)*

### **6.2.1. Przeżywalność**

Nie znaleziono dowodu na to, by przeżywalność w populacji *E. roumanicus* (tak w okresie aktywności, jak i podczas hibernacji) różniła się istotnie pomiędzy tymi powierzchniami, na których populacja osiągała wysoką liczebność, a tymi, na których jeży było niewiele. W populacjach o wysokim zagęszczeniu, żyjących a powierzchniach BON i TYS, przeżywalność była podobna jak na powierzchni SOB, gdzie zagęszczenie było niższe.

Niestety, z powierzchni najslabiej zurbanizowanych (KIE i KIC) nie udało się zebrać danych w liczbie wystarczającej, aby można je było włączyć do modeli. Dlatego nie było możliwe porównanie przeżywalności w populacjach *E. roumanicus* w gradiencie urbanizacji.

Najlepsze modele dla przeżywalności jeży w środowiskach miejskich zakładały stałą przeżywalność w zależności od powierzchni, ale różną w zależności od sezonu

i roku. Ponad 50% jeży w Poznaniu przeżywało okres od kwietnia do czerwca każdego roku, 50-67% – okres od czerwca do września, a 60-80% przeżywało okres zimowy. Stosunkowo wysoka przeżywalność w okresie zimowym jest często spotykana u hibernujących zwierząt, gdyż są one wówczas mniej narażone na ataki drapieżników (Turbill i in. 2011).

Wybrana w tej pracy metoda określania przeżywalności na podstawie odłowów metodą CMR powoduje, że oszacowany parametr to tzw. *apparent survival*, co oznacza, że nie można rozróżnić osobników, które bezpowrotnie wyemigrowały z powierzchni badawczej od tych, które zakończyły życie. Rzeczywista przeżywalność osobników w środowisku miejskim, na obszarze nieograniczonym do powierzchnią badawczą, zapewne jest wyższa niż można ją określić metodą CMR. Część osobników ubywających pomiędzy kolejnymi cenzusami to emigranci z powierzchni badawczej, którzy jednak nadal pozostają w populacji. Tak więc otrzymane wyniki należy traktować jako oszacowanie minimalnej rzeczywistej przeżywalności w badanych populacjach *E. roumanicus*.

Badania przeżywalności w populacjach *E. europaeus* przynosiły wyniki porównywalne do uzyskanych w Poznaniu, dotyczących *E. roumanicus*. Walhovd (1990), na podstawie sześciolletnich badań prowadzonych w Danii, odnotował ponowne złowienie po zimie 69% oznakowanych osobników *E. europaeus*. Na podstawie wieloletnich badań prowadzonych w południowej Szwecji Kristiansson (1984) stwierdził, że śmiertelność zimowa w populacjach *E. europaeus* wynosiła około 33% dla wszystkich klas wieku łącznie (czyli zimę przeżywało około 67% osobników). W trakcie badań prowadzonych metodą telemetrii w Bawarii z czternastu osobników *E. europaeus* zaopatrzonych w nadajniki telemetryczne zimę przeżyło 13. Jednocześnie prowadzone tam odłowy metodą CMR, pozwoliły oszacować przeżywalność zimową osobników dorosłych na poziomie od 60% do 80% natomiast młodych – od 20% do 30% (Esser 1984). W Danii odnotowano przeżycie zimy przez 9 osobników, spośród dziesięciu zaopatrzonych w nadajniki telemetryczne (Jensen 2004). Zimowa przeżywalność młodych osobników *E. europaeus* w południowej Szwecji wahała się od 6% do 94% (Kristiansson 1984), natomiast w Danii od 47% do 100% (Walhovd 1990).

Nie prowadzono dotąd badań mających na celu porównanie przeżywalności w populacjach jeża wschodniego występujących w środowiskach miejskich i w innych miejscach.

Badając przeżywalność wśród populacji innych gatunków zwierząt w gradiencie środowisk miejskich, uzyskiwano zróżnicowane wyniki. Miesięczna przeżywalność wiewiórek czarnych *Sciurus niger* w środowiskach miasta Teksas nie różniła się od przeżywalności w środowiskach pozamiejskich (McCleery i in. 2008). Podobnie jak w badanych populacjach *E. roumanicus* z Poznania, zimowa przeżywalność tej wiewiórki była wyższa niż w innych okresach roku. Zwiększoną przeżywalność zimową w środowiskach miejskich wykazano m.in. w populacjach myszy polnej (Gliwicz i in. 1994), jelenia wirginijskiego *Odocoileus virginianus* (Lopez i in. 2003) oraz szopa pracza (Prange i in. 2004).

Wśród ptaków niektórych gatunków (np. sikora bogatka *Parus major*), w klasie osobników dorosłych przeżywalność była wyższa w środowiskach miejskich (Horak i Leberton 1998), ale u innych (np. kardynały szkarłatne) nie odnotowano zróżnicowania przeżywalności pomiędzy środowiskami miejskimi i pozamiejskimi (Leston i Rodewald 2006).

### **6.2.2. Masa i kondycja ciała**

Największą średnią masę ciała posiadały osobniki z powierzchni SOB a najmniejszą z KIE. Różnice te były jednak tylko marginalnie istotne. Osobniki odławiane na powierzchni SOB były większe niż na innych powierzchniach (posiadały przeciętnie większą długość tylnej stopy). Może to sugerować, że w tamtejszej populacji, dorosłe osobniki (tylko takie brano pod uwagę) były przeciętnie w starszym wieku niż na pozostałych powierzchniach. Na każdej z powierzchni badawczych i w każdym sezonie średnia masa ciała samców była większa niż samic. W populacjach jeża europejskiego odnotowano analogiczne zróżnicowanie masy ciała pomiędzy osobnikami różnej płci (Reeve 1994; Haigh i in. 2012).

Masa ciała osobników ze wszystkich powierzchni badawczych zwiększała się od wiosny do jesieni, ponieważ zwierzęta hibernujące powiększają w okresie swej aktywności tkankę tłuszczową, zapewniającą rezerwy energetyczne na okres snu zimowego (Rautio 2014). W czasie hibernacji zużywane są zasoby brązowego tłuszczu, którego u jeży najwięcej gromadzi się w okolicach pach i dolnej strony szyi, a także podskórnie – na tułowiu i wzdłuż kręgosłupa (Girardier 1983). U jeża gotowego do hibernacji tłuszcz ten stanowi około 3% masy ciała (Reeve 1994). Zasoby energetyczne są wykorzystywane do utrzymania odpowiedniej temperatury ciała podczas hibernacji

(wynoszącej około 4°C) i uszczuplają się w trakcie trwania zimy. W związku z tym, masa ciała bezpośrednio po zimie jest najniższa. U odławianych w Poznaniu osobników *E. roumanicus* zimowy ubytek masy ciała różnił się w zależności od powierzchni badawczej i wynosił przeciętnie od 27,9% (BON) do 62,9% (TYS).

W badanych wcześniej populacjach *E. europaeus* zimowa utrata masy ciała osobników wynosiła przeciętnie w Anglii około 25% (Morris 1984), w południowej Szwecji 20-40% (Kristiansson 1984), w Danii około 50% (Walhovd 1979). Zimowy ubytek masy ciała osobników *E. roumanicus* z powierzchni badawczych w Poznaniu nie odbiegał znacząco od obserwowanego w populacjach *E. europaeus* (Walhovd 1979; Kristiansson 1984; Morris 1984).

Na to, ile zasobów energetycznych jeże zużyją podczas hibernacji, i co z tym związane, jaki duży będzie ubytek ich masy ciała, wpływają różne czynniki. Wśród nich wymienić można np. temperaturę (bardzo niska lub zbyt wysoka temperatura otoczenia powoduje większe zużycie rezerw energetycznych) (Kayser 1961), a także liczbę wybudzeń ze snu zimowego (Walhovd 1979).

Podczas badań prowadzonych w Poznaniu okazało się, że osobniki z powierzchni BON traciły podczas zimy najmniej, bo przeciętnie tylko około 28% masy ciała, natomiast najwięcej na TYS, gdzie ubytek masy wynosił około 63%. Przyczyną takiego zróżnicowania mogły być odmienne warunki zimowania na tych powierzchniach, określane np. liczbą miejsc przydatnych do budowy zimowych gniazd jeży, temperaturą panującą w tych mikrosiedliskach, a nawet przypadkami niepokojenia hibernujących osobników przez ludzi i psy.

Zimowy ubytek masy ciała jeży mógł w rzeczywistości być nieco większy, niż wynikało z oszacowań. Ostatnie pomiary masy ciała dokonywane były we wrześniu (w początku miesiąca na BON, a w drugiej jego połowie na TYS). Aktywność osobników jeża wschodniego obserwowana jest w Poznaniu zwykle jeszcze w październiku. Okres hibernacji najpóźniej rozpoczyna się w na początku listopada, ale pojedyncze osobniki są aktywne jeszcze na początku grudnia (B. Piłacińska i S. Dziemian-Zwolak – dane niepublikowane). Zatem jeże mogły zgromadzić nieco więcej tłuszczu i wejść w stan hibernacji cięższe, niż podczas pomiarów wykonanych we wrześniu.

Wskaźniki kondycji ciała (*condition indices* CIs) bywały czasem głównymi zmiennymi w badaniach dotyczących populacji różnych zwierząt (Labocha i in. 2014). Kondycja ciała zwierzęcia odnosi się do jego zasobów energetycznych, a zatem,

zwierzę w dobrej kondycji powinno mieć zmagazynowane więcej nośników energii (tłuszczu lub białka) niż zwierzę w kondycji słabej (Schulte-Hostedde i in. 2005). Określanie kondycji ciała zwierząt jest więc tematem dość intensywnej debaty i w literaturze stale pojawiają się nowe metody obliczania wskaźników, które mogą posłużyć porównaniu kondycji ciała między populacjami. Obecnie istnieje co najmniej 17 różnych morfologicznych wskaźników kondycji, obliczanych na podstawie wymiarów liniowych ciała zwierzęcia oraz jego masy (*morphometric indices*) (Wilder i in. 2015). Jest chyba równie dużo zwolenników tych nieinwazyjnych metod określania stanu ciała zwierząt, jak ich przeciwników. Wybrany tutaj wskaźnik to skalowany wskaźnik masy *scaled mass index* opisany w 2009 roku (Peig i Green 2009). Jest on uważany obecnie za najlepszą morfologiczną metodę określania kondycji, gdyż jest niezależny od wielkości ciała zwierzęcia i etapu jego rozwoju ontogenetycznego, umożliwia więc porównania pomiędzy populacjami (Peig i Green 2010). Nie jest on jednak pozbawiony wad. Wskaźnik ten w badaniach Labochy i innych (2014), porównujących szereg różnych morfologicznych wskaźników kondycji ciała myszy laboratoryjnych *Mus musculus*, nie wyróżnił się korzystnie spośród innych wskaźników w określaniu zapasów tłuszczu u tych zwierząt. Labocha i inni (2014) sugerują, że to, jaki wskaźnik będzie najlepiej przewidywał prawdziwą kondycję ciała zwierzęcia, często zależy od badanego gatunku, a nawet populacji czy płci.

Wartości skalowanego wskaźnika masy osobników *E. roumanicus* odławianych w Poznaniu różniły się pomiędzy populacjami z poszczególnych powierzchni badawczych i zwiększały się, na każdej powierzchni, od wiosny do jesieni.

Wpływ urbanizacji na kondycję ciała jeży nie był zależnością prostoliniową: osobniki z powierzchni BON charakteryzowały się wyższymi wartościami wskaźnika kondycji niż osobniki z powierzchni TYS, czyli z osiedla Tysiąclecia, które spośród powierzchni miejskich jest najsłabiej zurbanizowane. Na powierzchni SOB najsilniej zurbanizowanej, występowały osobniki o najsłabszej, według wybranego wskaźnika kondycji.

Podobne zależności pomiędzy kondycją ciała a stopniem urbanizacji uzyskali inni autorzy, wykorzystując, między innymi, skalowany wskaźnik masy. Badając różnorodne wskaźniki kondycji dla populacji wróbla domowego *Passer domesticus* w różnych miastach Węgier, wykazano, że wróble ze środowisk miejskich były mniejsze, ale nie „szcuplejsze” niż osobniki spoza miast (Bókony i in. 2012). W innych badaniach, dotyczących szopa pracza z miasta Chicago, autorzy (Graser i in.

2012) nie znaleźli związku pomiędzy stopniem urbanizacji, a wartością wskaźnika kondycji tych zwierząt. Jedynym wyjątkiem był okres lata, kiedy to w środowiskach miejskich było znacznie więcej samców w słabej kondycji, niż w środowiskach pozamiejskich.

Wskaźniki kondycji ciała nie zawsze odzwierciedlają ilość zgromadzonego tłuszczu, a zróżnicowanie stosunku masy ciała do jego rozmiarów liniowych może wynikać, np. ze stopnia napełnienia żołądka, zawartości w tkankach białka i wody, czy nawet statusu reprodukcyjnego lub zapasożycenia (Wilder i in. 2015). Jednak wzrost wartości wskaźnika kondycji jeży od wiosny do jesieni na każdej z powierzchni badawczych stanowi potwierdzenie, że w przypadku tych zwierząt wskaźnik faktycznie jest związany z zasobami tłuszczu w ciele. Wiosenny spadek wartości wskaźnika jest skorelowany z uszczupleniem tkanki tłuszczowej jeży po zimowej hibernacji. Status reprodukcyjny raczej nie miał wpływu na wartość wskaźnika, ponieważ z analiz wyłączono samice ciężarne, dla których wartości wskaźnika przed i po ciąży mogły się znacząco różnić. Nie wydaje się też, by wartość wskaźnika była zależna od stopnia wypełnienia żołądków pokarmem w momencie dokonywania pomiarów ciała jeży. Jeśli nawet na wartości wskaźnika nie ma wyłącznego wpływu zawartość tłuszczu, lecz także białka i tkanki kostnej, nie ma to znaczenia dla interpretacji wyników pokazujących, że osobniki *E. roumanicus* z BON posiadały najkorzystniejszy stosunek masy ciała do jego wymiarów liniowych.

W związku z powyższymi wywodami, założenie że jeże z populacji o dużych liczebnościach powinny posiadać wysokie wartości wskaźników kondycji ciała, uznano za potwierdzone.

### **6.2.3. Zapasożycenie**

Jeśli siedliska, na których występują duże liczebności populacji jeża wschodniego są wysokiej jakości, to osobniki z tych siedlisk powinny charakteryzować się niskim zapasożyceniem.

W populacjach jeża europejskiego występują te same gatunki ektopasożytów (pchła jeżowa *Archeopsylla erinacei* oraz kleszcze *Ixodes ricinus* i *I. hexagonus*) wymieniane w pracach różnych autorów (np. Thamm i in. 2009; Pfäffle i in. 2011). Także jeż wschodni jest ich żywicielem, np. w środowisku miejskim na Węgrzech (Földvári i in. 2011) i w Poznaniu (Dziemian i in. 2010; 2014; 2015).

Jeże są także gospodarzami wielu rodzajów pasożytów wewnętrznych (Mizgajska-Wiktor i in. 2010). Najczęściej występują u nich nicienie z rodzaju *Capillaria*, które w zależności od gatunku, mogą powodować zaburzenia funkcjonowania układu pokarmowego (np. silne biegunki) lub oddechowego (m.in. trudności w oddychaniu) (Gaglio i in. 2010). Żywicielami pośrednimi tych nicieni są dżdżownice, a także ślimaki. Także w środowisku miejskim jeże wykorzystują m.in. dżdżownice i ślimaki jako pokarm, co sprzyja wysokiej infestacji.

Zwierzęta zajmujące różne środowiska, mogą mieć odmienny poziom infestacji pasożytami (Begon i in. 1996). Jeże z powierzchni badawczych w Poznaniu nie różniły się istotnie ogólną abundancją ektopasożytów, ale poszczególne gatunki pasożytów osiągały swoje maksimum abundancji na osobnikach *E. roumanicus* z różnych powierzchni badawczych. Najwyższą abundancję *Archeopsylla erinacei* stwierdzono na jeżu wschodnim z powierzchni BON, *Ixodes hexagonus* na SOB i BON, a *I. ricinus* na TYS. Ten wynik wskazuje, że urbanizacja nie ma jednoznacznego wpływu na infestację pasożytami różnych gatunków i stanowi dowód na to, że pasożyty swoiście reagują na czynniki środowiskowe spotykane w miastach.

Autorzy innych badań dotyczących zapasożycenia miejskich populacji zwierząt również uzyskiwali rezultaty, w których urbanizacja różnie wpływała na poszczególne grupy pasożytów. Thamm i inni (2009) badając ektopasożyty *E. europaeus* w mieście Ulm w Niemczech wykazali, że intensywność infestacji kleszczami rosła wraz z większym udziałem powierzchni zajętej przez zabudowania, natomiast pchły były rzadsze na jeżach w środowiskach bardziej zróżnicowanych przestrzennie. Egli (2004), badając populacje jeża europejskiego w mieście Bern w Szwajcarii w gradiencie urbanizacji, uzyskała podobne, „mieszane” rezultaty. Intensywność infestacji pchłami osobników *E. europaeus* ze środowisk rolniczych była znacznie niższa niż osobników ze środowisk miejskich. Intensywność infestacji kleszczami z gatunku *I. hexagonus* była największa w środowiskach miejskich, ale jednocześnie mocno różniła się pomiędzy poszczególnymi powierzchniami w obrębie jednego typu.

Wyniki te mogą być wyjaśnione różnymi wymaganiami środowiskowymi badanych pasożytów. Oba gatunki kleszczy, *I. ricinus* i *I. hexagonus*, różnią się znacznie ekologią. Pierwszy, będący najszerzej w Europie rozpowszechnionym gatunkiem kleszcza, jest pasożytem pozagniazdowym – przebywa w roślinności i stamtąd atakuje przechodzące ofiary. Pasożytuje na gospodarzach ponad 300 gatunków spośród ssaków, ptaków i gadów (Rizzoli i in. 2014). Larwy piją krew przez około 3-5 dni, po czym

odczepiają się od żywiciela i przekształcają w nimfy. Nimfy po znalezieniu nowego gospodarza odżywiają się od 5 do 7 dni, po czym odpadają i przekształcają się w postaci dorosłe, poszukujące kolejnego gospodarza. Samice dorosłe piją krew od 7 do 13 dni, po czym są w stanie złożyć ponad 2500 jaj (Arthur 1963). Występowanie *I. ricinus* ograniczone jest do obszarów pokrytych roślinnością – zakrzewień i lasów liściastych, w których względna wilgotność wynosi powyżej 80% (Rizzoli i in. 2014). W środowisku miejskim kleszcze z tego gatunku występują w parkach i rozmaitych zadrzewieniach z warstwą ściółki i runa, we fragmentach lasów, w ogrodach i na cmentarzach. Nie jest zaskoczeniem, że kleszcz *Ixodes ricinus* maksimum swojej abundancji osiągał na osobnikach z powierzchni TYS (Osiedle Tysiąclecia położone jest na żyznych glebach górnego tarasu Warty, obfituje w zadrzewienia i bujne, rzadko koszone trawniki w niektórych miejscach przypominające łąki – sąsiaduje z parkiem i lasami komunalnymi w Dolinie Cybiny).

*Ixodes hexagonus* nazywany jest kleszczem jeżowym, ale te ssaki nie są jego jedynymi gospodarzami. Nie ma on jednak tak wielu żywicieli jak *I. ricinus* – atakuje np. łasicowate, lisy, a także psy oraz koty (Pfäffle i in. 2011). Jego cykl życiowy związany jest z gniazdami jego gospodarzy i w związku z tym ma on niewielki kontakt ze środowiskiem zewnętrznym. Transfer tego kleszcza z żywiciela na żywiciela może jednak odbywać się także w środowisku poza gniazdem, ponieważ jego poszczególne stadia rozwojowe mają tendencję do odczepiania się od ciała jeża podczas nocy, a więc wtedy, gdy nie przebywa on w swoim gnieździe (Matuschka i in. 1990). Wydaje się więc, że miejsca, w których jeże się gromadzą (np. żerując) stanowią idealne miejsce znalezienia nowego gospodarza. Duża liczebność populacji *E. roumanicus* na powierzchni BON i pobliskich terenach, a zwłaszcza gromadzenie się licznych osobników w specyficznych miejscach (np. w pobliżu czynnych „kocich misek” i w miejscach dogodnych do założenia gniazda, jakimi są np. stare ogrody działkowe) mogła stanowić przyczynę wysokiej abundancji *I. hexagonus*. Na SOB, gdzie również występowała wysoka abundancja *I. hexagonus*, nie odnotowano wprawdzie licznych miejsc regularnego wystawiania kociego pokarmu, ale drogą, którą kleszcze *I. hexagonus* mogą się łatwo rozprzestrzeniać na kolejne osobniki, jest wykorzystywanie tych samych gniazd. Istnieją dowody na to, że kilka osobników może wykorzystywać na zmianę to samo gniazdo (Reeve i Morris 1985), choć rzadkością jest jednocześnie jego używanie. Sekwencyjne odwiedzanie miejsc odpoczynku przez zwierzęta, może przyczynić się do wymiany różnych stadiów rozwojowych pasożytów.

Sugeruje się, że także obecność innych gospodarzy tego gatunku kleszcza (zwłaszcza psów oraz dziczyńskich kotów) zwiększa szansę rozprzestrzenienia się osobników *I. hexagonus* w środowisku miejskim (Smith i in. 2011). Populacja *I. hexagonus* na powierzchniach BON i SOB mogła być liczna między innymi z powodu dużego zagęszczenia mieszkających tam psów i dziczyńskich kotów. Pozostaje to jednak wyłącznie przypuszczeniem opartym na powierzchniowych obserwacjach, ponieważ nie gromadzono danych na temat liczby tych zwierząt.

Pchła *Archeopsylla erinacei* jest pasożytem jeży a okazjonalnie także innych ssaków np. psów i kotów (Visser i in. 2001). Cykl życiowy, podobnie jak cykl *I. hexagonus*, związany jest z gniazdami żywicieli. Pchły rozprzestrzeniają się przeskakując z jednego żywiciela na drugiego, a przebywanie poza ciałem gospodarza jest krótkie i najczęściej ograniczone do gniazd żywicieli oraz ich miejsc spoczynku. Zapasożycenie pchłami powinno więc być tym większe, im częściej osobniki w populacjach gospodarzy kontaktują się ze sobą i im większe jest ich zagęszczenie (Krasnov i in. 2002). Duża liczebność populacji *E. roumanicus* na powierzchni BON, a zwłaszcza gromadzenie się jeży w pobliżu „kocich misek”, mogły ułatwiać transfer pcheł z jednego żywiciela na drugiego i stanowić przyczynę wysokiej abundancji *A. erinacei* na osobnikach *E. roumanicus* z tej powierzchni.

Wcześniejsze badania wykazały, że jeże w siedliskach miejskich posiadają więcej ektopasożytów niż te, które zajmują tereny o charakterze rolniczym lub lasy liściaste (Egli 2004; Thamm i in. 2009). Zaprzecza to teorii, że „ucieczka” od pasożytów (Torchin i in. 2003) jest jednym z czynników, który powoduje udaną kolonizację nowych obszarów przez niektóre zwierzęta. Teoria ta dotyczy głównie gatunków uznawanych za inwazyjne, ale zmiana interakcji pasożyt-żywiciel w środowiskach przekształconych przez człowieka także jest uważana za przyczynę synurbizacji niektórych populacji gatunków rodzimych (Delgado V. i French 2012). Wyniki dotychczasowych badań zapasożycenia populacji zwierzęcych w gradiencie urbanizacji nie przyniosły jednoznacznych wniosków. Generalnie, w przypadku ptaków (grupa najlepiej przebadana pod tym względem), notuje się spadek intensywności infestacji pasożytami zewnętrznymi w środowiskach miejskich (Geue i Partecke 2008). Agregacja osobników szopa pracza wokół źródeł antropogenicznego pokarmu w środowiskach miejskich miasta Columbia w USA spowodowała wzrost intensywności infestacji kleszczami, natomiast zmniejszenie intensywności infestacji

wszami, co było wynikiem odmiennym od oczekiwanego przez autorów (Monello i Gompper 2010).

Niektóre wyniki badań wskazują, że zwiększone spożycie pokarmu pochodzenia antropogenicznego przez osobniki z miejskich populacji, powoduje zmniejszenie ryzyka zarażenia stadiami pośrednimi pasożytów i przyczynia się do obniżenia prewalencji i abundancji niektórych gatunków pasożytów (np. w przypadku interakcji lis/tasiemiec bąblowiec) (Reperant i in. 2007).

Interakcje pomiędzy pasożytami i ich gospodarzami w środowiskach miejskich są więc bardziej złożone niż się spodziewano. Jedną z pośrednich przyczyn silnego zapasożycenia obserwowanego u niektórych osobników z populacji miejskich może być ich polepszona, wskutek lepszej dostępności do różnorodnego pokarmu, kondycja ciała, która może zwiększać tolerancję na intensywne zapasożycenie (Bradley i Altizer 2006). Z drugiej jednak strony, zanieczyszczenie powietrza, wody i gleby, a także duży poziom hałasu w miastach, mogą powodować obniżenie efektywności działania układu immunologicznego zwierząt i osłabiać tolerancję organizmu w stosunku do czynników powodowanych przez zarażenie różnymi pasożytami (Combes 2001).

Wynikające z hipotezy II przewidywania dotyczące niskiego zapasożycenia na powierzchniach o wysokiej jakości, nie zostały potwierdzone. Na wszystkich badanych miejskich powierzchniach w Poznaniu wykazano stosunkowo wysoką abundancję poszczególnych gatunków ektopasożytów, a ogólna abundancja nie różniła się pomiędzy powierzchniami.

#### **6.2.4. Proporcja płci**

Proporcja samic w populacji na powierzchniach miejskich była podobna i rosła w ciągu sezonu. Największy udział samic wśród odławianych osobników przypadł latem. Najmniej samic znaleziono w kwietniu na powierzchni BON. Samice *E. europaeus* prawdopodobnie budzą się z hibernacji później niż samce (Reeve 1994). Podobna sytuacja może także występować w populacjach *E. roumanicus* (Piłacińska, obserwacje na podstawie okazów zabitych na drogach, niepublikowane) i stąd niższy niż w innych okresach roku udział osobników tej płci. Najmniejsza liczba samic na BON wczesną wiosną mogła wynikać z kolejności przeszukiwania powierzchni badawczych (cenzusy rozpoczynano na BON). W 2013 roku kwiecień był wyjątkowo zimny i podczas prowadzonych właśnie na BON odłowów leżał jeszcze śnieg, nie

odłowiono tam żadnej samicy, a samce były w bardzo słabej kondycji. Udział samic w odłowach na wszystkich powierzchniach wzrastał w lecie. W tym okresie rodzą one młode i dlatego przebywają stale w pobliżu miejsc, w których założyły gniazdo, intensywnie poszukując pokarmu w niewielkiej od niego odległości. W związku z tym prawdopodobieństwo spotkania na powierzchni badawczej samicy było większe niż samców, które zazwyczaj pokonują większe odległości i mają większe arealy osobnicze niż samice (Reeve 1994).

Poza cenzusem kwietniowym proporcje samic były do siebie podobne na poszczególnych powierzchniach.

Nie potwierdzono zatem czwartego punktu hipotezy II, że na powierzchniach o dużej liczebności jeży proporcja samic powinna być wysoka.

### **6.3. Pokarm**

*(HIPOTEZA III: Wraz ze wzrostem urbanizacji wzrasta dostępność pokarmu antropogenicznego, natomiast maleje dostępność naturalnego pokarmu jeży.)*

Jakość oraz ilość pokarmu są postrzegane jako jedne z najważniejszych czynników wpływających na rozmieszczenie i zagęszczenie zwierząt (Lack 1954; Hairston i in. 1960). Liczebność populacji kręgowców najczęściej jest limitowana zasobami pokarmu. Zwiększenie jego ilości zazwyczaj prowadzi do zwiększenia zagęszczenia populacji (np. poprzez wzrost rozrodczości, lepszą przeżywalność lub imigrację osobników), zwiększenia przeciętnej masy ciała oraz zmniejszenia arealów osobniczych (Boutin 1990). Jak napisano we wstępie, obszary miejskie posiadają specyficzne i zasobne źródła pokarmu odpowiedniego dla populacji niektórych gatunków oportunistycznych (Prange i in. 2004; Lehrer i Schooley 2010).

#### **6.3.1. Pokarm naturalny**

Grupami zwierząt, stanowiącymi większość pożywienia jeży, są chrząszcze, gąsienice motyli oraz dżdżownice. Jeże, przemieszczając się w terenie w poszukiwaniu pokarmu, wykazują dwa szczyty aktywności. W zależności od sezonu, przypadają one, w godzinach 21:00-24:00 oraz około godziny 3:00. Swoje ofiary zbierają z powierzchni gruntu lub wykopują je np. spod ściółki lub martwego drewna, nie kopią one jednak w głąb gleby (Reeve 1994). Uznaje się, że jeże są oportunistami – przede wszystkim eksploatują najbardziej dostępne i obfite w danym momencie źródło pokarmu,

np. w maju zjadają bardzo dużo chrabąszczy (Reeve 1994). Badając dietę jeża europejskiego Dickman (1988) zauważył, że zmienia się ona wraz z wiekiem osobnika: młode wykorzystują szersze spektrum ofiar, a starsze zazwyczaj się specjalizują w określonej ich grupie oraz zjadają ofiary nieco większych rozmiarów. W skład diety jeża zachodniego, oprócz bezkręgowców, mogą wchodzić także niektóre drobne gady, ssaki i płazy oraz pisklęta i jaja ptaków (Reeve 1994).

#### 6.3.1.1. Dżdżownice

Zagęszczenie dżdżownic nie było istotnie zróżnicowane na badanych powierzchniach miejskich w Poznaniu, natomiast istotnie więcej znajdowano ich w próbach gleby pobieranych na powierzchni podmiejskiej w Kiekrzu (KIE). Najmniej dżdżownic było w próbach z Kicina. KIC jest powierzchnią, na której dominują tereny o charakterze rolniczym. Już dawno wykryto, że dżdżownice zwykle występują w niższych zagęszczeniach na obszarach pól uprawnych, niż np. na pastwiskach (Kruuk i in. 1979). Powierzchnia KIE wydawała się najbardziej zróżnicowanym strukturalnie obszarem, gdyż składały się na nią liczne ogrody przydomowe i otoczona była nieużytkami i łąkami. Z tego powodu można się było tam spodziewać większej liczby dżdżownic niż na powierzchniach miejskich.

Dżdżownice mają rozmieszczenie płatowe, które zależy od fizycznych właściwości gleby, od składu roślinności, a także od mikroklimatu (Cassini i Föger 1995). Dodatkowo ich dostępność dla jeży zmienia się wraz z temperaturą i wilgotnością środowiska (Whalen i in. 1998). Na wyniki pomiarów zagęszczenia dżdżownic w glebie na pewno wpływała zmieniająca się temperatura. Zwłaszcza w miesiącach letnich wystąpiły znaczne jej różnice w momencie pobierania prób na poszczególnych powierzchniach badawczych (np. bardzo wysoka temperatura – powyżej 30°C – panowała w czasie zbioru prób na powierzchni SOB i KIC w roku 2013). Powodować to mogło duże fluktuacje liczby dżdżownic w pobieranych próbach, które spowodowały, że nie zarysował się, jako oczywisty, związek pomiędzy zagęszczeniami tych ofiar, a liczebnością populacji *E. roumanicus* na badanych powierzchniach.

Wyniki powyższe okazały się natomiast zbieżne z doniesieniami innych autorów, badających wpływ dostępności dżdżownic na rozmieszczenie jeży. Micol i inni (1994) badając zagęszczenie populacji *E. europaeus* na pastwiskach wokół

Oxfordu i na boiskach w tym mieście stwierdzili, że tylko na pastwiskach zagęszczenie jeży było skorelowane z liczebnością dżdżownic, natomiast na boiskach nie. Podobnie Hubert i inni (2011), określając czynniki regulujące zagęszczenie populacji jeża zachodniego w mieście Sedan we Francji oraz na otaczających to miasto obszarach rolniczych, nie znaleźli istotnych różnic pomiędzy biomasą dżdżownic wyliczoną dla jednego hektara obszarów miejskich i obszarów rolniczych. Trzeba zaznaczyć, że pomimo tego, zagęszczenie populacji *E. europaeus* na badanych tam obszarach miejskich okazało się 9-krotnie wyższe niż na obszarach rolniczych.

Ciekawe spostrzeżenia poczyniono podczas obserwacji i liczenia żerujących osobników *E. europaeus*. Haigh i inni (2012), badając populacje jeża zachodniego na rolniczych terenach Irlandii stwierdzili, że najwięcej osobników żerowało na obszarach o dużym zagęszczeniu bezkręgowców, w tym dżdżownic. Cassini i Föger (1995), badając zagęszczenie populacji *E. europaeus* na dwóch powierzchniach w mieście Oxford także zaobserwowali, że zagęszczenie jeży w miejscu żerowania było skorelowane z zagęszczeniem dżdżownic.

Biorąc pod uwagę niejednoznaczność dotychczasowych wyników, nie można zagęszczenia dżdżownic w siedlisku uznać za główny czynnik determinujący liczebność lokalnych populacji jeży obydwu gatunków (mimo że dżdżownice mają duży udział w składzie ich diety).

#### **6.3.1.2. Bezkręgowce naziemne**

Średnia liczba bezkręgowców na pułpkę nie różniła się pomiędzy powierzchniami badawczymi, a najwięcej osobników łapało się w czerwcu 2012 roku. Wśród bezkręgowców najwięcej było owadów, spośród których najliczniejsze były okazy z rzędów Hymenoptera i Coleoptera. Najliczniejszymi przedstawicielami Coleoptera były biegaczowate z rodzajów *Amara*, *Harpalus*, *Poecillus* i *Bembidion*.

Wpływ urbanizacji na bezkręgowce jest różny w odniesieniu do poszczególnych grup ekologicznych. Populacje niektórych gatunków (najczęściej są to specjaliści pokarmowi) zanikają w środowiskach miejskich. Urbanizacja wpływa natomiast pozytywnie na liczebność populacji generalistów pokarmowych i dobrze latających owadów (Jones i Leather 2012). Oprócz przykładów negatywnego wpływu urbanizacji na zagęszczenie i różnorodność bezkręgowców, można znaleźć przykłady środowisk miejskich cechujących się większym bogactwem gatunkowym. Żelazna i inni (2006),

badając skład gatunkowy i liczebność biegaczowatych na miejskich terenach zielonych i w lasach podmiejskich Bydgoszczy odkryli, że najbogatsze w gatunki są powierzchnie miejskich terenów zielonych (87 gatunków). Najliczniej reprezentowane tam były rodzaje *Harpalus*, *Amara*, *Carabus* i *Pterostichus*, a liczebnością złowionych okazów dominowały dwa gatunki: *Calathus erratus* i *Pterostichus oblongopunctatus*. Czechowski (1981) stwierdził, że liczba fitofagicznych chrząszczy z rodziny Carabidae była 2,5 raza większa na terenach zielonych Warszawy niż w otaczających ją wioskach. Podobne wyniki w Berlinie, gdzie różnorodność gatunkowa biegaczy była wyższa na nieużytkowanych obszarach miejskich, uzyskał Kegel (1990).

Generalnie, zgrupowania bezkręgowców w mieście wydają się bardziej zróżnicowane niż na obszarach otaczających miasto, ale bogate zgrupowania nie są, co oczywiste, równomiernie rozmieszczone w obrębie miasta. Różnorodność gatunkowa zależy zwłaszcza od dystansu od najbliższego źródła kolonizacji i sposobu użytkowania terenu (Czechowski 1981).

Spośród naziemnych bezkręgowców, najczęściej ofiarami jeży stają się chrząszcze. Yalden (1976) znalazł je w 60% badanych żołądków jeży i często były zjadane w dużych ilościach (np. znaleziono 144 osobniki w jednej porcji odchodów). Najczęściej w składzie pokarmu jeży rozpoznawano chrząszcze z rodzaju *Pterostichus*, *Harpalus*, *Amara*, *Nebria* i *Bembidion* (Reeve 1994). Wśród chrząszczy zebranych w pułapki Barbera na powierzchniach badawczych w Poznaniu znajdowano liczne okazy należące do tych rodzajów, a więc stanowiły one źródło pokarmu naturalnego przebywających tam jeży. Obrtel i Holisova (1981), badając w mieście Brno dietę jeża wschodniego na podstawie analizy odchodów stwierdzili, że największy udział (wyrażony w % częstości występowania) miały chrząszcze z rodziny Carabidae i Curculionidae, a zaraz po nich skorek *Forficula auricularia* oraz wij *Julus terrestris*.

Ponieważ środowisko miejskie jest heterogeniczne, a bezkręgowce rozmieszczone są płatowo, z całą pewnością powierzchnie badawcze rozpatrywane w niniejszej pracy nie stanowiły dla jeży jednakowo dobrego środowiska pod względem dostępności naturalnego pokarmu. Zapewne intensywniejsze badania bezkręgowców na wszystkich powierzchniach pozwoliłyby bardziej szczegółowo opisać te różnice. Jednak zebrane przez autorkę dane oraz cytowane wyżej prace opublikowane wystarczają, aby wykazać brak drastycznego ilościowego zubożenia bytujących w mieście zgrupowań bezkręgowców, stanowiących naturalny pokarm jeży.

Obecność naturalnych źródeł pokarmu, przy współistnieniu innych „korzyści” płynących z przebywania na obszarach zurbanizowanych, sprzyja występowaniu licznych populacji *E. roumanicus* na terenie miasta.

### **6.3.2. Pokarm antropogeniczny**

Wraz z rozwojem miast i innych obszarów zurbanizowanych, osobniki należące do gatunków adaptujących się do życia w tych miejscach mają możliwość wykorzystania antropogenicznych źródeł pokarmu, takich jak wysypiska śmieci, śmietniki osiedlowe i przydomowe, odpadki i resztki pokarmu wyrzucane przez ludzi np. na terenie osiedli i na obszarach rekreacyjnych, oraz pokarm wystawiany dla zdziczałych i bezpańskich zwierząt domowych oraz dla ptaków (Auman i in. 2008).

Dostępność pokarmu antropogenicznego jest często wskazywana jako jedna z przyczyn adaptacji zwierząt do środowisk miejskich (Turgeon i in. 2015). Dodatkowy pokarm antropogeniczny zazwyczaj wpływa na wzrost liczebności populacji, poprzez zwiększoną rozrodczość i polepszoną przeżywalność (Newsome i in. 2015). Zasoby pokarmu pochodzenia antropogenicznego są często skoncentrowane w określonych miejscach i obfite, a dodatkowo ich rozmieszczenie może być przewidywalne (Bozek i in. 2007), co ułatwia zwierzętom ich odnalezienie.

Związek pomiędzy pokarmem pochodzenia antropogenicznego i zagęszczeniem zwierząt choć często wskazywany w różnych badaniach, jest jednak słabo poznany. Stopień, w jakim populacje miejskich zwierząt „polegają” na tym typie pokarmu był zazwyczaj określany na podstawie analiz żołądków lub odchodów tych zwierząt, których populacje z sukcesem skolonizowały środowiska miejskie (kojot, lisy rudy czy szop praczy) (Newsome i in. 2015).

Zagęszczenie populacji lisa z Zurichu w Szwajcarii było dużo większe na terenie miasta niż na obszarach pozamiejskich. Dieta osobników z populacji miejskiej składała się w 80% z pokarmu antropogenicznego (resztek chleba, odpadków mięsa, sera i innych) (Contesse i in. 2004). Jednym z głównych czynników wpływających zarówno na rozmieszczenie, jak i na zagęszczenie populacji szopa praczy w Chicago były stale dostępne źródła antropogenicznego pokarmu (Prange i in. 2004). Pokarm złożony z odpadków ludzkiego pożywienia został wskazany jako główna przyczyna wzrostu zagęszczenia ptaków krukowatych wokół terenów rekreacyjnych na Półwyspie Olimpijskim w stanie Washington w USA (Marzluff i Neatherlin 2006).

W środowiskach miejskich Wielkiej Brytanii borsuki korzystały z pokarmu pochodzenia antropogenicznego w takim stopniu, że ich naturalny pokarm (dżdżownice) stał się niewielką częścią ich diety (Huck i in. 2008).

Wskaźnikiem intensywnego wykorzystywania antropogenicznych źródeł pokarmu przez zwierzęta zamieszkujące obszary miejskie często bywa zmniejszenie ich arealów osobniczych w porównaniu do populacji pozamiejskich (Gittleman i Harvey 1982; Goszczyński 2002; Atwood i in. 2004). W populacjach szopa pracza zamieszkujących obszary miejskie i intensywnie wykorzystujących antropogeniczne źródła pokarmu, areały osobnicze okazały się mniejsze niż w środowiskach bardziej naturalnych (Prange i in. 2004). W przypadku populacji kojota areały osobnicze w obrębie miasta różniły się w zależności od środowiska: były mniejsze na obszarze naturalnych rezerwatów przyrody niż w najsilniej zurbanizowanych miejscach (Gehrt i in. 2011). Newsome i inni (2015) wykazali, że wykorzystanie pokarmu antropogenicznego przez kojoty jest zmienne, często nawet na poziomie indywidualnym. Autorzy sugerują, że kojoty wykorzystują antropogeniczne źródła pokarmu tylko na obszarach, na których zasoby naturalnego pożywienia są ograniczone.

Wykorzystanie antropogenicznych źródeł pokarmu, oprócz dodatniego, w określonych granicach czasu, wpływu na zagęszczenie populacji, może jednak, w dłuższym okresie, przyczyniać się do pogorszenia stanu zdrowia osobników i populacji. Częste spożywanie pokarmu antropogenicznego, który ma zwykle nieodpowiedni skład i gorszą jakość w porównaniu z pokarmem pochodzenia naturalnego, mogło być przyczyną gorszej kondycji kojotów ze środowisk miejskich Alberty w Kanadzie (Murray i in. 2015). Z drugiej jednak strony, włączenie większej ilości pokarmu antropogenicznego może zredukować możliwość zarażenia pasożytami wewnętrznymi o złożonych cyklach rozwojowych (przypadek mewy delawarskiej *Larus delawarensis* – Aponte i in. 2014).

Pokarm antropogeniczny wpływa też na zachowania osobnicze i użytkowanie przestrzeni. W krótkoterminowych badaniach dotyczących wpływu dodatkowych źródeł pokarmu na przemieszczanie się osobników *E. europaeus*, Morris (1985) zauważył, że jeże pomimo tego, iż regularnie odwiedzały miski z wystawionym dla nich pokarmem, wydłużając często swoje zwyczajowe trasy przemarszu, nie polegały na nich całkowicie. W ciągu nocnych wypraw poświęcały dużo czasu na poszukiwanie naturalnych składników swojej diety – a pokarm antropogeniczny traktowały jako inne źródło w obrębie swojego areалу osobniczego, które warto odwiedzić (Morris 1985).

Autor sugerował, że pokarm pochodzenia antropogenicznego jest traktowany przez jeże jako dodatkowy i nie zastępuje im pokarmu naturalnego. Być może jednak np. w okresie długotrwałej suszy, deszczu lub zimy, jeże w znacznie większym stopniu polegają na źródłach pokarmu antropogenicznego i w tych okresach może on odegrać istotną rolę w przetrwaniu populacji jeży w środowiskach miejskich (Morris 1985).

Cassini i Krebs (1994) przeprowadzili eksperyment, w którym sprawdzali, czy wykładanie w określonych miejscach karmy dla kotów spowoduje zmiany w rozmieszczeniu osobników *E. europaeus* i ich sposobie przeszukiwania terenu. Dodawanie pokarmu nie spowodowało wzrostu ogólnego zagęszczenia jeży na powierzchniach badawczych, ale zmieniło sposób użytkowania przez nie terenu. Koncentrowały one swoją aktywność w tych fragmentach powierzchni badawczej, w których aktualnie wykładano karmę. Miejsca eksponowania karmy oznaczano czerwonymi flagami. Okazało się, że jeże kierowały się tymi sygnałami w trakcie przeszukiwania terenu. Po zakończeniu eksperymentu rozmieszczenie osobników powróciło do stanu podobnego jak przed jego rozpoczęciem.

Na powierzchni BON w czasie trwania odłowów zauważono, że co wieczór około godziny 20:00 w dwóch miejscach, pojawiały się miski z pokarmem dla kotów wykładane przez mieszkańców osiedla. Dokładnie o tej porze w pobliżu misek pojawiały się jeże, często te same osobniki o tym samym czasie. Podczas jednego wieczoru (6.06.2011), w ciągu jednej godziny obserwacji prowadzonej przez autorkę, miskę z pokarmem odwiedziło 11 osobników. Podobnie jak w przytoczonych wyżej badaniach (Cassini i Krebs 1994) aktywność jeży na powierzchni BON koncentrowała się w tych jej fragmentach, w których aktualnie wykładano karmę.

Na trzech badanych powierzchniach miejskich w Poznaniu źródła pokarmu pochodzenia antropogenicznego występowały w niejednakowej liczbie. Na powierzchni SOB, która w wytypowanym gradiencie była najsilniej zurbanizowana, zasoby pokarmu antropogenicznego były najmniejsze. Na pozostałych (BON i TYS), źródła pokarmu były obfite i stałe, a niejednokrotnie (jak opisano wyżej) pojawiały się regularnie i zawsze w tych samych fragmentach powierzchni badawczej.

Wpływ pokarmu antropogenicznego na liczebność populacji *E. roumanicus* z poszczególnych powierzchni miejskich, przy współistnieniu innych czynników różniących powierzchnie i potencjalnie regulujących liczebność populacji, nie może być całkowicie jednoznaczny. Liczebność jeży na BON była największa, a na TYS nieco niższa, natomiast nie zauważono, aby te powierzchnie różniły się obfitością pokarmu

antropogenicznego i stabilnością jego źródeł. Na powierzchni SOB o najmniejszych zasobach pokarmu antropogenicznego, populacja jeża wschodniego okazała się najmniej liczna.

Kondycja ciała osobników *E. roumanicus* z powierzchniach BON i TYS była lepsza niż na SOB. Może to być skutkiem dostępności dodatkowego pokarmu – dostarczanego przez ludzi.

Wydaje się, że pokarm antropogeniczny jest czynnikiem, który ma znaczący wpływ na liczebność populacji *E. roumanicus* na obszarze miast.

#### **6.4. Śmiertelność na drogach**

*(HIPOTEZA IV: Stosunek łącznej długości dróg do wielkości badanej powierzchni jest negatywnie skorelowany z przeżywalnością jeży.)*

Uważa się, że najważniejszą przyczyną wpływającą na obniżenie przeżywalności jeży w środowiskach zurbanizowanych są kolizje z pojazdami i ten czynnik jest nawet postrzegany jako główna przyczyna śmiertelności jeży z przyczyn innych niż naturalne. Oszacowano, że na holenderskich drogach rocznie ginie około 113-340 tys. osobników jeża europejskiego (Huijser i in. 1998), a w Belgii od około 230 do 350 tys. (Holsbeek i in. 1999).

Śmiertelność drogowa badana latem na transektach wynosiła w Nowej Zelandii około 6,4 osobników na 100 km drogi (Morris i Morris 1988), w Finlandii w okresie od maja do października około 0,65 osobnika/100 km (Rautio 2014), a w kwietniu w Irlandii około 0,26 osobnika/100km (Haigh 2011). Szacuje się, że w całej Europie śmiertelność drogowa wynosi w przybliżeniu 1-2 osobniki na kilometr drogi (Huijser 1999). Göransson i współpracownicy (1976) stwierdzili, że w Revinge (Szwecja) w latach 1972-1975 pod kołami samochodów zginęło 17-22% populacji wynoszącej na początku badań 23-27 osobników. Reichholf i Esser (1981) znaleźli 729 martwych osobników *E. europaeus* podczas 5-letniego monitorowania drogi o długości 450 kilometrów, pomiędzy Monachium i Passau, w Niemczech. Podczas tych badań przeciętnie znajdowano szczątki 1 martwego osobnika na kilometr na rok, ale zdarzało się znaleźć szczątki nawet pięciu martwych okazów na kilometr w jednym roku. Najwięcej martwych jeży znajdowano na drogach przebiegających przez małe wioski lub na obrzeżach dużych, a najmniej na odcinkach drogi przechodzącej przez pola lub lasy.

Badania dotyczące śmiertelności jeży na drogach w okolicach Wrocławia wykazały, że w latach 2001-2003 w wyniku kolizji z pojazdami zginęło średnio 1,54 osobnika na 1 km drogi, przy czym liczba ofiar przypadająca na jednostkę długości dróg była 17 razy większa na obszarach zabudowanych, niż na obszarach rolnych (0,14 osobnika na 1 km) (Orłowski i Nowak 2004).

Na drogach otaczających powierzchnie badawcze w Poznaniu w czasie trwania badań, znaleziono 17 martwych osobników *E. roumanicus*, które zginęły z powodu kolizji z pojazdami. Śmiertelność jeży na kontrolowanych drogach była więc bardzo zmienna zarówno w aspekcie czasowym, jak i na powierzchniach. Nie stwierdzono związku pomiędzy liczbą osobników, które zginęły, a całkowitą długością dróg wewnątrz i wokół poszczególnych powierzchni badawczych. W 2013 roku, podczas regularnych kontroli poboczy dróg (1-3 razy w miesiącu), znaleziono zaledwie 4 martwe jeże. Jedną z możliwych przyczyn mogła być zbyt mała częstotliwość kontrolowania dróg wokół powierzchni oraz zbyt późne rozpoczynanie kontroli, z której to przyczyny szczątki martwych okazów mogły zostać usunięte (przez ludzi lub zwierzęta) zanim zostały policzone. Z informacji Zakładu Zagospodarowania Odpadów w Poznaniu o działalności Pogotowia Czystości w latach 2014-2015 wynika, że nie otrzymują oni zgłoszeń dotyczących tak małych zwierząt, co by oznaczało, że nie są one usuwane przez tę służbę.

Inną przyczyną może być regularne mechaniczno-ręczne oczyszczania dróg zlecone przez Zakład Dróg Miejskich w Poznaniu. Z informacji uzyskanych z tej instytucji wynika jednak, że w latach 2011-2013 wszystkie drogi na obszarze Poznania, zarówno w okresie jesienno-zimowym, jak i letnim, były czyszczone tylko w trybie doraźnym a nie regularnym. Dlatego nie ma podstawy, by sądzić, że w czasie każdej kontroli dróg wokół powierzchni natrafiano na już oczyszczoną nawierzchnię.

W związku z tym, jeśli martwe jeże znikają zanim je policzono podczas kontroli, mogło to być spowodowane nietrwałością zwłok. W środowisku miejskim jednym z głównych czynników wpływających na czas dekompozycji zwłok małych zwierząt jest duże natężenie ruchu drogowego – mogą one w ciągu kilkunastu godzin zniknąć z powierzchni drogi na skutek rozjeżdżenia przez przejeżdżające po nich samochody. Drugim czynnikiem, który mógł wpłynąć na stosunkowo niską liczbę znalezionych zwłok jeży – ofiar kolizji drogowych, jest brak pełnej ich wykrywalności. Może ona zależeć od różnych czynników, np. od wielkości osobnika, przyjętej metody monitorowania dróg (kontrole wykonywane pieszo czy z samochodu), stopnia pokrycia

roślinnością pobocza drogi, a także od predyspozycji kontrolera (Teixeira i in. 2013). Wydaje się także, że istotnym czynnikiem redukującym wykrywalność zwierząt zabitych na objętych monitorowaniem drogach, mogła być aktywność padlinożerców (ptaki krukowate i lisy) intensywnie penetrujących badane powierzchnie i usuwających ich zwłoki z jezdni (Piłacińska – obserwacje niepublikowane, Slater 2002).

Porównanie wyników sprawdzania dróg pieszo i za pomocą wolno poruszającego się samochodu nie wykazało istotnych różnic wykrywalności martwych ssaków na drogach (Teixeira i in. 2013), dlatego wybrano tę drugą metodę, jako łatwiejszą do zastosowania w praktyce.

Z badań Rondinini i Doncaster (2002), którzy obserwowali przemieszczanie się osobników *E. europaeus* zaopatrzonych w nadajniki telemetryczne wynika, że zwierzęta te, niezależnie od płci, unikają przekraczania jezdni podczas swoich nocnych wędrówek. Autorzy tych badań sugerowali, że w związku z tym większość jeży nie jest narażonych na śmierć z powodu kolizji z samochodami. Dowding i inni (2010) nie znaleźli wprawdzie dowodu na to, że jeże unikają przekraczania dróg, natomiast ustalili, że częściej robią to po północy niż w godzinach wieczornych, kiedy ruch samochodowy jest jeszcze stosunkowo duży. W związku z tym autorzy uznali, że jeże redukują ryzyko kolizji poprzez ograniczenie swej aktywności przestrzennej w godzinach intensywnego ruchu drogowego.

Na powierzchniach miejskich w Poznaniu najwięcej osobników łapano jednak w godzinach przed północą, po której dawał się zauważyć znaczny spadek liczby złowień, co mogło oznaczać zmniejszenie aktywności. Oznacza to, że jeże mocno aktywne były w godzinach, w których ruch samochodowy był jeszcze znaczny.

Reasumując, poszczególne powierzchnie badawcze różniły się łączną długością dróg, ale nie uzyskano wyniku, który potwierdziłby, że liczba zabitych na drogach jeży zależy od tego wskaźnika. Konkluzja ta wsparta jest też szacunkami przeżywalności: mimo różnej dla każdej powierzchni długości przecinających dróg, przeżywalność jeży na poszczególnych powierzchniach badawczych była podobna. Sugeruje to, że śmiertelność drogowa nie ma tak istotnego wpływu na liczebność populacji jeży żyjących w miastach, jak się powszechnie sądzi.

Zebrane w Poznaniu dane nie pozwalają na potwierdzenie hipotezy IV, że przeżywalność osobników w miejskich populacjach *E. roumanicus* jest negatywnie skorelowana z łączną długością dróg przecinających i otaczających powierzchnie badawcze.

## 7. PODSUMOWANIE

Celem pracy było wskazanie czynników mających istotny wpływ na liczebność populacji *Erinaceus roumanicus* żyjących w środowiskach miejskich. Należało również określić strukturę demograficzną, ściśle związaną z zagadnieniami dotyczącymi liczebności oraz dynamiki populacji badanych na wybranych powierzchniach. Podjęto także próbę określenia wpływu urbanizacji na jakość siedlisk jeża wschodniego.

Wyznaczone zadania realizowano za pomocą odłowów metodą CMR na terenie miasta Poznania i w jego strefie podmiejskiej. Jako czynniki mogące w istotny sposób wpływać na liczebność populacji jeża wschodniego, rozpatrywano dostępność pokarmu pochodzenia antropogenicznego i pokarmu naturalnego, śmiertelność drogową i stopień zapasożycenia.

Zauważalnie pozytywny wpływ na populacje jeża wschodniego wywierała dostępność pokarmu pochodzenia antropogenicznego na powierzchniach o średnim stopniu urbanizacji. Potwierdzała to nie tylko wysoka liczebność populacji, ale i polepszona kondycja ciała osobników odławianych na powierzchniach o największej dostępności takiego pożywienia.

Dostępność pokarmu naturalnego – nie różniła się istotnie pomiędzy badanymi powierzchniami w gradiencie urbanizacji, zatem na podstawie uzyskanych wyników nie można jej uznać za czynnik decydujący o zwiększonej liczebności populacji *E. roumanicus* w środowiskach miejskich. Śmiertelność drogową jeży, choć mocno zwracająca uwagę z powodu dużej ich podatności na kolizje z pojazdami i łatwej rozpoznawalności zwłok, wskazywana jako jeden z najważniejszych czynników mających wpływ na ich populacje, przy zastosowanej metodzie nie została rozpoznana jako mająca istotne znaczenie dla badanych populacji jeża wschodniego w Poznaniu.

Na podstawie wyników badań prowadzonych na wybranych powierzchniach w Poznaniu, środowiska miejskie można uznać za siedliska dobrej jakości w odniesieniu do populacji jeża wschodniego. Potwierdza to stosunkowo wysoka przeżywalność osobników oraz regularny i intensywny rozród. Przeprowadzone badania pozwalają na stwierdzenie, że powierzchnie miejskie podobne do badanych w Poznaniu, nie są siedliskami „typu ujście” i nie stanowią pułapki ekologicznej.

Na powierzchniach goszczących populacje *E. roumanicus* o wysokiej liczebności, nie odnotowano negatywnych objawów nadmiernego zagęszczenia osobników. Przeżywalność w tych populacjach okazała się taka sama jak na powierzchniach o mniejszej liczebności, podobnie jak stopień infestacji ektopasożytami. Kondycja osobników była nawet lepsza, a ubytek masy ciała zimą – mniejszy.

Struktura demograficzna populacji jeża wschodniego z trzech powierzchni miejskich w Poznaniu była mało zróżnicowana. Rozrodczość, również nie różniła się istotnie pomiędzy poszczególnymi powierzchniami badawczymi. Stosunek płci we wszystkich populacjach był bliski 1:1.

Podobieństwo badanych parametrów poszczególnych populacji wskazuje, że struktura przestrzenna metapopulacji *E. roumanicus* z miasta Poznania przypomina teoretyczny model *ideal free distribution* (IFD, Fretwell 1972), gdzie zwierzęta w różnych miejscach mają zbliżone dostosowanie, a zagęszczenia dość wiernie odzwierciedlają jakość poszczególnych siedlisk. Strukturę socjalną populacji *E. roumanicus* cechuje brak terytorializmu, dzięki czemu osobniki mogą swobodnie migrować i osiedlać się na wybranych przez siebie siedliskach, które potrafią właściwie „ocenić” pod względem jakości.

Uzyskane w Poznaniu wyniki sugerują, że zależność między stopniem urbanizacji, a liczebnością populacji jeża wschodniego jest krzywoliniowa – powierzchnia o najwyższym wskaźniku urbanizacji była mniej licznie zasiedlona niż powierzchnie o pośrednim wskaźniku. Pomimo że wniosek ten zgadza się z przewidywaniami, to musi być traktowany jako wstępny, ze względu na zbyt małą liczbę badanych powierzchni. Aby uzyskać mocny dowód dotyczący zależności pomiędzy liczebnością populacji i stopniem urbanizacji, należałoby równolegle badać kilkanaście powierzchni różniących się pozycją w gradiencie urbanizacji. Wymagałoby to jednak nakładu sił i środków absolutnie nieosiągalnego w ramach wykonywanego projektu.

Przeprowadzone w Poznaniu badania potwierdziły, że środowiska miejskie nie są miejscami unikanyymi przez dzikie zwierzęta. Niektóre mogą stać się dla nich nowym miejscem życia, niekoniecznie negatywnie wpływając na kondycję i przeżywalność osobników z populacji. Mimo że wiele organizmów znika z obszarów przekształconych przez człowieka, populacje jeża wschodniego adaptują się do życia w miastach i dobrze sobie w nich radzą.

W obliczu stale powiększanych obszarów miejskich i podmiejskich, poznanie ekologii gatunków synurbijnych jest ważne dla umiejętnego zarządzania przestrzenią miejską, w którym powinno się znaleźć – poparte profesjonalną wiedzą – staranie o zachowanie bioróżnorodności naszego najbliższego otoczenia. Poznanie ekologii gatunków synurbijnych jest także niezbędnym warunkiem określenia konsekwencji zdomowienia się w miastach populacji różnych gatunków zwierząt, a zwłaszcza skutków istotnych dla mieszkańców miast.

Dla ludzi żyjących w miastach, spotkania z miejską fauną są jedną z najbardziej dostępnych form kontaktu z przyrodą. Jeże obydwu gatunków (w rozumieniu przedstawicieli rodzaju *Erinaceus* spp.), jako zwierzęta powszechnie rozpoznawane, mało płochliwe i stosunkowo łatwe do bezpośredniej obserwacji i dzięki temu traktowane przez większość ludzi z sympatią, mogą być wykorzystane jako „gatunki flagowe” wśród zwierząt współistniejących z ludźmi w środowiskach miejskich.

Środowiska zurbanizowane były dawniej postrzegane jako „nienaturalne” i na ogół, jako powierzchnie badawcze, nie były uważane za atrakcyjne. Obecnie miasto, stanowiące mozaikę środowisk o ekstremalnym stopniu przekształcenia i mniej zmienionych, coraz częściej staje się poligonem badań przyrodniczych.

Badania dotyczące ekologii zwierząt na terenach zurbanizowanych mogą być wstępem do lepszego gospodarowania przestrzenią miast. Plany ich rozbudowy i kształtowanie środowiska miejskiego mogłyby uwzględniać podstawowe potrzeby gatunków dzikich zwierząt, które współistniejąc z człowiekiem na obszarach zurbanizowanych stanowią szczególne i trudne do zastąpienia urozmaicenie miejskiej monotonii i podnoszą jakość życia w mieście. Działania takie można podjąć na ogół niewielkim nakładem finansowym, zachowując oczywiście jako priorytet niezbędne potrzeby populacji ludzkiej.

Dla niektórych dzikich zwierząt miasta stały się już podstawowym siedliskiem i bez poznania ich ekologii w warunkach miejskich, nie można realizować planów ich ochrony. Jeż wschodni *E. roumanicus* jest właśnie przedstawicielem takich zwierząt.

## 8. SPIS TABEL, RYCIN I FOTOGRAFII

Tabela 1. Modele użyte do szacowania liczebności populacji jeża wschodniego .....	41
Tabela 2. Przerwy (w liczbie dni) pomiędzy poszczególnymi sesjami odłowów .....	41
Tabela 3. Charakterystyka powierzchni badawczych. ....	53
Tabela 4. Charakterystyka macierzy. ....	53
Tabela 5. Wartość wskaźnika urbanizacji PEOP/%URB. ....	54
Tabela 6. Przynależność gatunkowa osobników, oceniona na podstawie oznaczeń dwiema metodami: „morfologiczną” i „molekularną” .....	54
Tabela 7. Liczba samic i samców <i>E. roumanicus</i> stwierdzonych na powierzchniach podczas kolejnych cenzusów na podstawie kalendarza złowień. ....	56
Tabela 8. Liczba samic i samców <i>E. europaeus</i> stwierdzonych na powierzchniach podczas kolejnych cenzusów na podstawie kalendarza złowień. ....	56
Tabela 9. Miesięczna przeżywalność ( $\pm$ SE) w populacjach <i>E. roumanicus</i> na trzech powierzchniach badawczych w latach 2011-2013. ....	60
Tabela 10. Liczba martwych okazów <i>E. roumanicus</i> i długość kontrolowanych dróg wokół oraz wewnątrz powierzchni badawczych w latach 2011-2013. ....	61
Tabela 11. Udział samic wśród osobników <i>E. roumanicus</i> stwierdzonych na czterech powierzchniach w latach 2011-2013. ....	61
Tabela 12. Wyniki testu wskaźnika prawdopodobieństwa udziału samic jeży wśród osobników odłowionych na trzech powierzchniach miejskich w Poznaniu w latach 2011-2013. ....	62
Tabela 13. Wyniki testu wskaźnika prawdopodobieństwa średniej masy ciała dorosłych osobników <i>E. roumanicus</i> , na podstawie danych z czterech powierzchni badawczych w Poznaniu w latach 2011-2013. ....	64
Tabela 14. Wyniki testu wskaźnika prawdopodobieństwa wskaźnika kondycji ( $\overline{M}_i$ ) osobników <i>E. roumanicus</i> z czterech powierzchni w latach 2011-2013. ....	66
Tabela 15. Wyniki testu wskaźnika prawdopodobieństwa dla abundancji ektopasożytów <i>E. roumanicus</i> na trzech powierzchniach miejskich .....	67
Tabela 16. Abundancja i prewalencja endopasożytów <i>E. roumanicus</i> na czterech powierzchniach badawczych w latach 2011-2013. ....	68

Tabela 17. Liczba „kocich misek” z pokarmem oraz miejsc, w których wyrzucano odpadki pokarmowe na powierzchniach miejskich w latach 2011-2013.....	69
Tabela 18. Wyniki testu wskaźnika prawdopodobieństwa dla zagęszczenia dżdżownic w próbach glebowych na pięciu powierzchniach badawczych w latach 2012-2013.....	70
Tabela 19. Wyniki testu wskaźnika prawdopodobieństwa dla liczebności bezkręgowców naziemnych na pięciu powierzchniach badawczych w latach 2012-2013. ....	72
Ryc. 1. Rozmieszczenie trzech gatunków jeży we wschodniej Palearktyce .....	16
Ryc. 2. Obszar występowania jeża wschodniego <i>E. roumanicus</i> .....	17
Ryc. 3. Rozmieszczenie powierzchni badawczych na planie Poznania .....	24
Ryc. 4. Mapa powierzchni badawczej SOB (Osiedle Jana III Sobieskiego).....	29
Ryc. 5. Mapa powierzchni badawczej BON (Osiedle Bonin i Winiary).....	30
Ryc. 6. Mapa powierzchni badawczej TYS (Osiedle Tysiąclecia). ....	31
Ryc. 7. Mapa powierzchni badawczej KIE (Kiekrz).....	32
Ryc. 8. Mapa powierzchni badawczej KIC (Kicin). ....	33
Ryc. 9. Schemat prowadzenia odłowów na powierzchniach badawczych.....	34
Ryc. 10. Położenie zewnętrznych narządów płciowych u (a) samic i (b) samców .....	35
Ryc. 11. Liczebność populacji jeża wschodniego na powierzchniach miejskich, w trzech sezonach, w latach: 2011 (a), 2012 (b) i 2013 (c) oszacowana przy użyciu modeli <i>robust design</i> w programie MARK.....	58
Ryc. 12. Zagęszczenie populacji jeża wschodniego na powierzchniach miejskich, w trzech sezonach, w latach 2011-2013.....	59
Ryc. 13. Wskaźnik rozrodczości jeży <i>E. roumanicus</i> na trzech miejskich powierzchniach badawczych w latach 2011-2013 w Poznaniu .....	63
Ryc. 14. Średnia masa ciała oszacowana dla dorosłych samców i samic <i>E. roumanicus</i> z czterech powierzchni badawczych w latach 2011-2013.....	64
Ryc. 15. Zmiana masy ciała (w %) podczas zimy u osobników <i>E. roumanicus</i> z trzech powierzchni miejskich.....	65
Ryc. 16. Średnia wartość wskaźnika kondycji ( $\overline{M_i}$ ) oszacowanego dla samców i samic <i>E. roumanicus</i> z czterech powierzchni badawczych w latach 2011-2013.....	66
Ryc. 17. Abundancja trzech gatunków ektopasożytów na osobnikach <i>E. roumanicus</i> na trzech powierzchniach miejskich .....	67
Ryc. 18. Oszacowane zagęszczenie dżdżownic na pięciu powierzchniach badawczych	

w latach 2012-2013 .....	71
Ryc. 19. Oszacowana liczba bezkręgowców o wielkości >5 mm na pułpkę na pięciu powierzchniach badawczych w latach 2012-2013 .....	73
Fot. 1. Brzuszną stronę ciała złowionych w Poznaniu osobników jeży:	
(a) <i>E. roumanicus</i> i (b) <i>E. europaeus</i> .....	19
Fot. 2. Wygląd pyska dwóch osobników jeży złowionych w Poznaniu:	
(a) <i>E. roumanicus</i> i (b) <i>E. europaeus</i> .....	20
Fot. 3. Przykład zróżnicowanego umaszczenia osobników <i>E. roumanicus</i> złowionych w Poznaniu. ....	
	20
Fot. 4. Albinotyczny okaz jeża <i>Erinaceus</i> sp. ....	
	21
Fot. 5. Pomiar długości prawej tylnej stopy schwytanego osobnika <i>E. roumanicus</i> . ....	
	36
Fot. 6. Igły osobnika <i>E. roumanicus</i> oznakowanego numerem 23. ....	
	37

## STRESZCZENIE

Populacje jeża wschodniego badano w trakcie trzech sezonów aktywności, w latach 2011-2013, na pięciu powierzchniach badawczych zlokalizowanych w Poznaniu i bliskiej okolicy, ułożonych w gradiencie urbanizacji. W granicach miasta Poznania położone były 3 powierzchnie miejskie, natomiast powierzchnie podmiejskie wyznaczono w podpoznańskich miejscowościach Kiekrz i Kicin. Wielkość powierzchni była podobna i wynosiła od 48 do 63 ha.

Celem pracy było wyłonienie czynników mających wpływ na liczebność populacji jeża wschodniego, scharakteryzowanie struktury demograficznej populacji oraz określenie zależności pomiędzy urbanizacją a jakością siedlisk odpowiednich dla tego gatunku. Dane zbierano metodą wielokrotnych złowień oznakowanych osobników (CMR).

Liczebność populacji *E. roumanicus* osiągała najwyższe wartości na dwóch powierzchniach o średnim stopniu urbanizacji. Czynnikiem, który na to wpływał, prawdopodobnie była stała dostępność pokarmu antropogenicznego. Populacje z tych powierzchni cechowały się wysoką przeżywalnością, lepszą kondycją ciała osobników i mniejszym ubytkiem masy ciała podczas zimowej hibernacji, w porównaniu do populacji z powierzchni najbardziej zurbanizowanej. Nie stwierdzono istotnego wpływu śmiertelności drogowej na populacje jeża wschodniego na badanych powierzchniach. Struktura demograficzna była podobna na wszystkich badanych powierzchniach, ze stosunkiem płci bliskim 1:1.

Środowiska miejskie oferują jeżom siedliska wysokiej jakości, o czym świadczą stosunkowo wysoka przeżywalność osobników oraz regularny i intensywny rozród.

Uzyskane wyniki pozwoliły przedstawić pierwszy opis populacji jeża wschodniego z powierzchni miejskich ułożonych w gradiencie urbanizacji.

## **ABSTRACT**

Populations of the Northern white-breasted hedgehog were studied in years 2011-2013, during three seasons of activity, at five study sites forming an urbanization gradient. Three urban study sites were located within city of Poznań and two were situated in nearby suburban towns of Kiekrz and Kicin. The size of all the study sites was similar and ranged from 48 to 63 ha.

The aim of the study was to investigate factors that influence population abundance of the Northern white-breasted hedgehog, to describe its demographic structure and to define relationship between urbanization and hedgehog's habitat quality. Catch-mark-release (CMR) methods were used.

Population abundance of the Northern white-breasted hedgehog was highest at two study sites in the middle of the urbanization gradient. It was probably influenced by constant availability of anthropogenic food resources. Populations from these sites were characterized by high survival rates, high average body condition, and lower decline in body mass during hibernation relatively to the population from the most urbanized study site. Road mortality did not affect populations of the Northern white-breasted hedgehog from selected study sites. Demographic structure was similar at all study sites and sex ratio was close to 1:1.

Urban environment offer high quality habitats for hedgehogs, as evidenced by high survival rates and regular reproduction.

Results of this study provide the first description of populations of the Northern white-breasted hedgehog in an urbanization gradient.

## BIBLIOGRAFIA

- Adamczewska-Andrzejewska K., Mackin- Rogalska R., Nabaglo L. 1988. The effect of urbanization on density and population structure of *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771). Polish Ecological Studies 14: 171-195.
- Amori G., Hutterer R., Kryštufek B., Yigit N., Mitsain G., Palomo L. J. 2008. *Erinaceus roumanicus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2.
- Anderson R. M., May R. M. 1978. Regulation and stability of host-parasite population interactions. I. Regulatory processes. Journal of Animal Ecology 47: 219-247.
- Andrzejewski R., Babińska-Werka J., Gliwicz J., Goszczyński J. 1978. Synurbization processes in population of *Apodemus agrarius*. I. Characteristics of populations in an urbanization gradient. Acta Theriologica 23(20): 341-358.
- Aponte V., Locke S. A., Gentes M. L., Giroux J. F., Marcogliese D. J., McLaughlin D., Verreault J. 2014. Effect of habitat use and diet on the gastrointestinal parasite community of an avian omnivore from an urbanized environment. Canadian Journal of Zoology 92(7): 629-636.
- Arneberg P., Skorping A., Grenfell B., Read A. F. 1998. Host densities as determinants of abundance in parasite communities. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences 265(1403): 1283-1289.
- Arthur D. R. 1963. British ticks. British ticks. Butterworths, London, United Kingdom.
- Atwood T. C., Weeks H. P., Gehring T. M. 2004. Spatial ecology of coyotes along a suburban-to-rural gradient. Journal of Wildlife Management 68(4): 1000-1009.
- Auman H. J., Meathrel C. E., Richardson A. 2008. Supersize me: does anthropogenic food change the body condition of Silver Gulls? A comparison between urbanized and remote, non-urbanized areas. Waterbirds 31(1): 122-126.
- Babińska-Werka J. 1981. Food of the striped field mouse in different types of urban green areas. Acta Theriologica 26: 285-299.
- Babińska-Werka J., Malinowska B. 2008. Synurbizacja myszy leśnej *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) w Warszawie. W: P. Indykiewicz, L. Jerzyk, T. Barczak (red.), Fauna Miast. Ochronić różnorodność biologiczną w miastach. SAR „Pomorze”, Bydgoszcz, 144-150.
- Baker P. J., Newman T., Harris S. 2001. Bristol's foxes – 40 years of change. British Wildlife 12: 411-417.

- Baker, P. J., Harris, S. 2007. Urban mammals: what does the future hold? An analysis of the factors affecting patterns of use of residential gardens in Great Britain. *Mammal Review* 37(4): 297-315.
- Bannikova A. A., Kramerov D. A., Vasilenko V. N., Dzuev R. I., Dolgov V. A. 2003. DNA polymorphism of *Erinaceus* hedgehogs and *E. concolor* taxon (Insectivora, Erinaceidae). *Zoologicheskiy Zhurnal* 82: 1-11.
- Becher S. A., Griffiths R. 1998. Genetic differentiation among local populations of the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*) in mosaic habitats. *Molecular Ecology* 7(11): 1599-1604.
- Begon M., Harper J. L., Townsend C. R. 1996. *Ecology. Individuals, populations and communities*. Wydanie trzecie, Blackwell Science, Oxford.
- Bentz S., Rigaud T., Barroca M., Martin-Laurent F., Bru D., Moreau J., Faivre B. 2006. Sensitive measure of prevalence and parasitaemia of haemosporidia from European blackbird (*Turdus merula*) populations: value of PCR-RFLP and quantitative PCR. *Parasitology* 133(06): 685-692.
- Bókony V., Seress G., Nagy S., Lendvai Á. Z., Liker A. 2012. Multiple indices of body condition reveal no negative effect of urbanization in adult house sparrows. *Landscape and urban planning* 104(1): 75-84.
- Bolfiková B., Hulva P. 2012. Microevolution of sympatry: landscape genetics of hedgehogs *Erinaceus europaeus* and *E. roumanicus* in Central Europe. *Heredity* 108: 248-255.
- Boutin S. 1990. Food supplementation experiments with terrestrial vertebrates: patterns, problems, and the future. *Canadian Journal of Zoology* 68: 203-220.
- Boyer N., Réale D., Marmet J., Pisanu B., Chapuis J. L. 2010. Personality, space use and tick load in an introduced population of Siberian chipmunks *Tamias sibiricus*. *Journal of Animal Ecology* 79(3): 538-547.
- Bozek C. K., Prange S., Gehrt S. D. 2007. The influence of anthropogenic resources on multi-scale habitat selection by raccoons. *Urban Ecosystems* 10(4): 413-425.
- Bradley C. A., Altizer S. 2006. Urbanization and the ecology of wildlife diseases. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 95-102.
- Brown W. L., Wilson E. O. 1956. Character displacement. *Systematic Zoology* 5: 49-64.
- Brunner J. L., Duerr S., Keesing F., Killilea M., Vuong H., Ostfeld R. S. 2013. An experimental test of competition among mice, chipmunks, and squirrels in deciduous forest fragments. *PLOS one* 8(6): e66798, doi:10.1371/journal.pone.0066798.
- Bujoczek M., Ciach M., Yosef R. 2011. Road-kills affect avian population quality. *Biological Conservation* 144(3): 1036-1039.

- Burnham K. P., Anderson D. R. 2004. Multimodel inference understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods and Research* 33(2): 261-304.
- Bush A. O., Lafferty K. D., Lotz J. M., Shostak A. W. 1997. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. *The Journal of Parasitology* 83(4): 575-583.
- Cassini M. H., Krebs J. R. 1994. Behavioural responses to food addition by hedgehogs. *Ecography* 17(4): 289-296.
- Cassini M. H., Föger B. 1995. The effect of food distribution on habitat use of foraging hedgehogs and the ideal non-territorial despotic distribution. *Acta Oecologica* 16(6): 657-669.
- Chace J. F., Walsh J. J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74: 46-69.
- Chiron F., Julliard R. 2007. Responses of songbirds to magpie reduction in an urban habitat. *The Journal of Wildlife Management* 71(8): 2624-2631.
- Cichocki W., Ważna A., Cichocki J., Rajska E., Jasiński A., Bogdanowicz W. 2015. *Polskie nazewnictwo ssaków świata*. Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa: 61.
- Clergeau P., Croci S., Jokimäki J., Kaisanlahti-Jokimäki M-L., Dinetti M. 2006. Avifauna homogenization by urbanization: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation* 127: 336-344.
- Coleman J. L., Barclay R. M. R. 2011. Influence of urbanization on demography of Little Brown bats (*Myotis lucifugus*) in the prairies of North America. *PLOS one* 6(5): doi. 10.1371/journal.pone.0020483.
- Combes C. 2001. *Parasitism: the ecology and evolution of intimate interactions*. University of Chicago Press.
- Contesse P., Heggin D., Gloor S., Bontadina F., Deplazes P. 2004. The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 69(2): 81-95.
- Croci S., Butet A., Georges A., Aguejdad R., Clergeau P. 2008. Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot: a multi-taxon approach. *Landscape Ecology* 23(10): 1171-1186.
- Czechowski W. 1981. Carabids (Coleoptera, Carabidae) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica* 34: 119-144.
- Davison J., Huck M., Delahay R. J., Roper T. J. 2008. Urban badger setts: characteristics, patterns of use and management implications. *Journal of Zoology* 275(2): 190-200.

- Delgado-V C. A., French K. 2012. Parasite-bird interactions in urban areas: current evidence and emerging questions. *Landscape and urban planning* 105(1): 5-14.
- Deter J., Cosson J. F., Chaval Y., Charbonnel N., Morand S. 2007. The intestinal nematode *Trichuris arvicolae* affects the fecundity of its host, the common vole *Microtus arvalis*. *Parasitology Research* 101(4): 1161-1164.
- Devevey G., Niculita-Hirzel H., Biollaz F., Yvon C., Chapuisat M., Christe P. 2008. Developmental, metabolic and immunological costs of flea infestation in the common vole. *Functional Ecology* 22(6): 1091-1098.
- Díaz M., Alonso C. L. 2003. Wood mouse *Apodemus sylvaticus* winter food supply: density, condition, breeding, and parasites. *Ecology* 84(10): 2680-2691.
- Dickman C. R. 1987. Habitat fragmentation and vertebrate species richness in an urban environment. *Journal of Applied Ecology* 24: 337-351.
- Dickman C. R. 1988. Age-related dietary change in the European hedgehog, *Erinaceus europaeus*. *Journal of Zoology* 215(1): 1-14.
- Doncaster C. P. 1992. Testing the role of intraguild predation in regulating hedgehog populations. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 249(1324): 113-117.
- Doncaster P. C. 1994. Factors regulating local variations in abundance: field tests on hedgehogs, *Erinaceus europaeus*. *Oikos* 69: 182-192.
- Doncaster C. P., Rondinini C., Johnson P. D. 2001. Field test for environmental correlates of dispersal in hedgehogs *Erinaceus europaeus*. *Journal of Animal Ecology* 70: 33-46.
- Dowding C. V., Harris S., Poulton S., Baker P. J. 2010. Nocturnal ranging behaviour of urban hedgehogs, *Erinaceus europaeus*, in relation to risk and reward. *Animal Behaviour* 80(1): 13-21.
- Dumitrache M. O., Paștiu A. I., Kalmár Z., Mircean V., Sándor A. D., Gherman C. M., Peștean C., Mihalca A.D., Cozma, V. 2013. Northern white-breasted hedgehogs *Erinaceus roumanicus* as hosts for ticks infected with *Borrelia burgdorferi* sensu lato and *Anaplasma phagocytophilum* in Romania. *Ticks and Tick-Borne Diseases* 4(3): 214-217.
- Dziemian S., Piłacińska B., Bogawski P., Michalik J. 2010. Infestation of the Northern white-breasted hedgehog (*Erinaceus roumanicus*) with *Ixodes* ticks in urban ecosystems of the city of Poznań. W: A. Buczek, C. Błaszak (red.). *Arthropods. Ecological and pathological aspects of parasite-host relationship*. Wydawnictwo Akapit, Lublin: 41-47.
- Dziemian S., Michalik J., Piłacińska B., Bialik S., Sikora B., Zwolak R. 2014. Infestation of urban populations of the Northern white-breasted hedgehog, *Erinaceus*

*roumanicus*, by *Ixodes* spp. ticks in Poland. Medical and Veterinary Entomology 28(4): 465-469.

Dziemian S., Sikora B., Piłacińska B., Michalik J., Zwolak R. 2015. Ectoparasite loads in sympatric urban populations of the northern white-breasted and the European hedgehog. Parasitology Research 114(6): 2317-2323.

Egli R. 2004. Comparison of physical condition and parasite burdens in rural, suburban and urban hedgehogs *Erinaceus europaeus*: Implications for conservation. Unpublished MSc thesis. University of Berne, Switzerland.

Emerson G. L., Kilpatrick C. W., McNiff B. E., Ottenwalder J., Allard M. W. 1999. Phylogenetic relationships of the order Insectivora based on complete 12S rRNA sequences from mitochondria. Cladistics 15: 221–230.

Esser J. 1984. Untersuchungen zur Frage der Bestandsgefährdung des Igels (*Erinaceus europaeus*) in Bayern. Berichte Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege 8: 22–62.

Filippucci M. G., Lapini L. 1987. Primi dati sul differenziamento genetico tra *Erinaceus europaeus* Linnaeus, 1758 et *Erinaceus concolor* Martin, 1838 nell'Italia nord-orientale (Mammalia, Insectivora, Erinaceidae). Gortania 9: 227-236.

Filippucci M. G., Simson S. 1996. Allozyme variation and divergence in Erinaceidae (Mammalia, Insectivora). Israel Journal of Zoology 42: 335-345.

Fischer J. D., Cleeton S. H., Lyons T. P., Miller J. R. 2012. Urbanization and the predation paradox: the role of trophic dynamics in structuring vertebrate communities. Bioscience 62(9): 809-818.

Földvári G., Rigó K., Jablonszky M., Biró N., Majoros G., Molnár V., Tóth M. 2011. Ticks and the city: ectoparasites of the Northern white-breasted hedgehog (*Erinaceus roumanicus*) in an urban park. Ticks and Tick-Borne Diseases 2(4): 231-234.

Fowler P. A. 1988. Thermoregulation in the female hedgehog, *Erinaceus europaeus*, during the breeding season. Journals of Reproduction and Fertility 82: 285-292.

Fretwell S. D. 1972. Populations in a seasonal environment. Princeton University Press.

Gaglio G., Allen S., Bowden L., Bryant M., Morgan E. R. 2010. Parasites of European hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) in Britain: epidemiological study and coprological test evaluation. European Journal of Wildlife Research 56(6): 839-844.

Gehrt S. D., Brown J. L., Anchor C. 2011. Is the urban coyote a misanthropic synanthrope? The case from Chicago. Cities and the Environment (CATE) 4(1): article 3.

- Geue D., Partecke J. 2008. Reduced parasite infestation in urban Eurasian blackbirds (*Turdus merula*): A factor favoring urbanization? *Canadian Journal of Zoology* 86: 1419-1425.
- Gilroy J. J., Sutherland W. J. 2007. Beyond ecological traps: perceptual errors and undervalued resources. *Trends in Ecology & Evolution* 22(7): 351-356.
- Girardier L. 1983. Brown fat: an energy dissipating tissue. W: L. Girardier, M. J. Stock (red.). *Mammalian Thermogenesis*, Springer Netherlands: 50-98.
- Gittleman J. L., Harvey P. H. 1982. Carnivore homerange size, metabolic needs and ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 10: 57-63.
- Glass G. E., Childs J. E., Korch G. W. 1989. Comparative ecology and social interactions of Norway rat (*Rattus norvegicus*) populations in Baltimore, Maryland. *Occasional papers of the Museum of Natural History, The University of Arkansas*: 130.
- Gliwicz J., Goszczyński J., Luniak M. 1994. Characteristic features of animal populations under synurbanization – the case of the blackbird and of the striped field mouse. *Memorabilia Zoologica* 49: 237-244.
- Gloor S., Bontadina F., Hegglin D., Deplazes P., Breitenmoser U. 2001. The rise of urban fox populations in Switzerland. *Mammalian Biology* 66: 155-164.
- Göransson G., Karlsson J., Lindgren A. 1976. Road mortality of the hedgehog *Erinaceus europaeus* in southern Sweden. *Fauna Flora, Stockholm* 71: 1-6.
- Goszczyński J. 2002. Home ranges in red fox: territoriality diminishes with increasing area. *Acta Theriologica* 47(1): 103-114.
- Graser W. H., Gehrt S. D., Hungerford L. L., Anchor Ch. 2012. Variation in demographic patterns and population structure of raccoons across an urban landscape. *The journal of Wildlife Management* 76(5): 976-986.
- Green A. J. 2001. Mass/length residuals: measures of body condition or generators of spurious results? *Ecology* 82(5): 1473-1483.
- Grimm N. B., Faeth S. H., Golubiewski N. E., Redman C. L., Wu J., Bai X., Briggs J. M. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319(5864): 756-760.
- Hahs A. K., McDonnell M. J. 2006. Selecting independent measures to quantify Melbourne's urban-rural gradient. *Landscape and Urban Planning* 78(4): 435-448.
- Haigh A. J. 2011. The ecology of the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*) in rural Ireland. *Doctoral dissertation, University College Cork*.
- Haigh A. J., Butler F., Ramsay R. 2012. An investigation into the techniques for detecting hedgehogs in a rural landscape. *Journal of Negative Results* 9(1): 15-26.

- Hairston N. G., Smith F. E., Slobodkin L. B. 1960. Community structure, population control, and competition. *American Naturalist* 94(879): 421-425.
- Herter K. 1934. Studien zur Verbreitung der europäischen Igel. *Archiv für Naturgeschichte* 3: 21-382.
- Hewitt G. 2000. The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature* 405(6789): 907-913.
- Hof A. R., Bright P. W. 2009. The value of green-spaces in build-up areas for western hedgehogs. *Lutra* 52(2): 69-82.
- Holsbeek L., Rodts J., Muyltermans S. 1999. Hedgehog and other animal traffic victims in Belgium: results of a countrywide survey. *Lutra* 42: 111-119.
- Holz V. H. 1978. Studien an europäischen Igel. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 16(2): 148-165.
- Holz V. H. , Niethammer J. 1990. *Erinaceus europaeus* Linnaeus, 1758 – Braunbrustigel, Westigel. W: J. Niethammer, F. Krapp (red.) – Handbuch der Säugetiere Europas, AULA-Verlag Wiesbaden: 26-49.
- Horak P., Leberton J. B. 1998. Survival of adult Great tits *Parus major* in relation to sex and habitat: a comparison of urban and rural population. *Ibis* 140: 205-209.
- Hrabě V. 1975. Variation in somatic characters of two species of *Erinaceus* (Insectivora, mammalia) in relation to individual age. *Zoologické Listy* 24(4): 335-352.
- Hubert P., Julliard R., Biagianti S., Pouille M. L. 2011. Ecological factors driving the higher hedgehog (*Erinaceus europaeus*) density in an urban area compared to the adjacent rural area. *Landscape and Urban Planning* 103(1): 34-43.
- Huck M., Frantz A.C., Dawson D. A., Burke T., Roper T. J. 2008. Low genetic variability, female-biased dispersal and high movement rates in an urban population of Eurasian badgers *Meles meles*. *Journal of Animal Ecology* 77: 905-915.
- Huggins R. M. 1989. On the statistical analysis of capture experiments. *Biometrika* 76: 133-140.
- Huijser M. P., Bergers P. J. M., de Vries H. J. G. 1998. Hedgehog traffic victims: how to quantify effects on the population level and the prospects for mitigation. W: Proceedings of the International Conference on Wildlife Ecology and Transportation (ICOWET): 171-180.
- Huijser M. P. 1999. Human impact on populations of hedgehogs *Erinaceus europaeus* through traffic and changes in the landscape. *Lutra* 42: 39-56.
- Huijser M. P., Bergers P. J. M. 2000. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation* 95: 111-116.

- Jensen A. B. 2004. Overwintering of European hedgehogs *Erinaceus europaeus* in a Danish rural area. *Acta Theriologica* 49(2): 145-155.
- Jerzak L., Knast M., Kolasińska M., Bocheński M., Czechowski P., Kosicki, J. Z. 2008. Liczebność, zagęszczenie i miejsca lęgowe sroki *Pica pica* w Zielonej Górze w latach 2007 i 2008. W: P. Indykiewicz, L. Jerzak, T. Barczak (red.), *Fauna Miast. Ochronić różnorodność biologiczną w miastach*. SAR „Pomorze”, Bydgoszcz: 440-447.
- Jędro G., Czechowski P., Tomiałojć L., Jerzak L. 2008. Liczebność i miejsca lęgowe grzywacza *Columba palumbus* na Cmentarzu Komunalnym w Legnicy w latach 2004-2006. W: P. Indykiewicz, L. Jerzak, T. Barczak (red.), *Fauna Miast. Ochronić różnorodność biologiczną w miastach*. SAR „Pomorze”, Bydgoszcz: 471-475.
- Jones E. L., Leather S.R. 2012. Invertebrates in urban areas: A review. *European Journal of Entomology* 109: 463-478.
- Kam M., Degen A. A., Khokhlova I. S., Krasnov B. R., Geffen E. 2010. Do fleas affect energy expenditure of their free-living hosts? *PLOS one* 5(10): e13686.
- Karels T. J., Boonstra R. 2000. Concurrent density dependence and independence in populations of arctic ground squirrels. *Nature* 408: 460-463.
- Kayser C. 1961. *The Physiology of Natural Hibernation*. Oxford, Pergamon Press.
- Kegel B. 1990. The distribution of carabid beetles in the urban area of west Berlin. W: N. E. Stork (red.). *The role of ground beetles in ecological and environmental studies*: 325-329.
- Kowalczyk R., Zalewski A., Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 2003. Spatial organization and demography of badgers (*Meles meles*) in Białowieża Primeval Forest, Poland, and the influence of earthworms on badger densities in Europe. *Canadian Journal of Zoology* 81(1): 74-87.
- Kral B. 1967. Karyological analysis of two European species of the genus *Erinaceus*. *Zoologicke Listy* 16: 239-252.
- Krasnov B., Khokhlova I., Shenbrot G. 2002. The effect of host density on ectoparasite distribution: an example of a rodent parasitized by fleas. *Ecology* 83(1): 164-175.
- Kratochvil J. 1966. Zur Frage der Verbreitung des Igels (*Erinaceus*) in der ČSSR. *Zoologicke Listy* 15: 291-304.
- Kratochvil J. 1975. Zur Kenntnis der Igel der Gattung *Erinaceus* in der ČSSR (Insectivora, Mammalia). *Zoologicke Listy* 24: 297-312.
- Krebs C.J. 2002. Beyond population regulation and limitation. *Wildlife Research* 29 (1): 1-10.

- Kristiansson H. 1984. Ecology of a hedgehog (*Erinaceus europaeus*) population in southern Sweden. Doctoral dissertation, Department of Animal Ecology, University of Lund.
- Kruuk H., Parish T., Brown C. A. J., Carrera J. 1979. The use of pasture by the European badger (*Meles meles*). *Journal of Applied Ecology* 16(2): 453-459.
- Kryštufek B. 2002. Cranial variability in the Eastern hedgehog *Erinaceus concolor* (Mammalia: Insectivora). *Journal of Zoology* 258: 365-373.
- Kryštufek B., Tvrtkovic N., Paunovic M., Ozkan B. 2009. Size variation in the Northern white-breasted hedgehog *Erinaceus roumanicus*: latitudinal cline and the island rule. *Mammalia* 73: 299-306.
- Labocha M. K., Schutz H., Hayes J. P. 2014. Which body condition index is best? *Oikos* 123(1): 111-119.
- Lack D. 1954. The natural regulation of animal numbers. Clarendon Press, Oxford.
- Lapini L. 1999. *Erinaceus concolor*. W: A. J. Mitchell-Jones, G. Amori, W. Bogdanowicz, B. Kryštufek, P. J. H. Reijnders, F. Spitzenberger, M. Stubbe, J. B. M. Thissen, V. Vohralík, and J. Zima (red.). The Atlas of European Mammals, Academic Press, London, UK: 36–37.
- Lehrer E. W., Schooley R. L. 2010. Space use of woodchucks across an urbanization gradient within an agricultural landscape. *Journal of Mammalogy* 91(6): 1342-1349.
- Leston L. F. V., Rodewald A. D. 2006. Are urban forests ecological traps for understory birds? An examination using Northern cardinals. *Biological Conservation* 131: 566-574.
- Liu F. G. R., Miyamoto M. M., Freire N. P., Ong P. Q., Tennant M. R., Young T. S., Gugel K. F. 2001. Molecular and morphological supertrees for eutherian (placental) mammals. *Science* 291: 1786-1742.
- Lochmiller R. L., Deerenberg C. 2000. Trade-offs in evolutionary immunology: just what is the cost of immunity? *Oikos* 88: 87-99.
- Lopez R. R., Vieira M. E., Silvy N. J., Frank P. A., Whisenant S. W., Jones D. A. 2003. Survival, mortality, and life expectancy of Florida Key deer. *The Journal of Wildlife Management* 67(1): 34-45.
- Lowry H., Lill A., Wong B. B. M. 2013. Behavioural responses of wildlife to urban environments. *Biological Reviews* 88: 537-549.
- Luniak M., Kozłowski P., Nowicki W. 1997. Magpie *Pica pica* in Warsaw – abundance, distribution and changes in its population. *Acta Ornithologica* 32: 77–86.

- Lurz P. W., Garson P. J., Wauters L. A. 2000. Effects of temporal and spatial variations in food supply on the space and habitat use of red squirrels (*Sciurus vulgaris* L.). *Journal of Zoology* 251(2): 167-178.
- MacPhee R. D. E., Novacek M. J. 1993. Definition and relationships of Lipotyphla. W: F. S. Szalay, M. J. Novacek., M. C. McKenna (red.). *Mammal phylogeny: placentals*. Springer-Verlag, New York: 13-31.
- Marié J. L., Davoust B., Socolovschi C., Raoult D., Parola P. 2012. Molecular detection of rickettsial agents in ticks and fleas collected from a European hedgehog (*Erinaceus europaeus*) in Marseilles, France. *Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases* 35(1): 77-79.
- Marzluff J. M., Neatherlin E. 2006. Corvid response to human settlements and campgrounds: causes, consequences, and challenges for conservation. *Biological Conservation* 130(2): 301-314.
- Matuschka F. R., Richter D., Fischer P., Spielman A. 1990. Nocturnal detachment of the tick *Ixodes hexagonus* from nocturnally active hosts. *Medical and Veterinary Entomology* 4(4): 415-420.
- May R. M., Anderson R. M. 1978. Regulation and stability of host–parasite population interactions. II. Destabilising processes. *Journal of Animal Ecology* 47: 249-267.
- Mazgajski T. D., Żmihorski M., Halba R., Woźniak A. 2008. Long-term population trends of corvids wintering in urban park in central Poland. *Polish Journal of Ecology* 56(3): 521-526.
- McCleery R. A., Lopez R. R., Silvy N. J., Gallant D. L. 2008. Fox squirrel survival in urban and rural environments. *Journal of Wildlife Management* 72(1): 133-137.
- McKinney M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260.
- Micol T., Doncaster C. P., Mackinlay L. A. 1994. Correlates of local variation in the abundance of hedgehogs *Erinaceus europaeus*. *Journal of Animal Ecology*: 851-860.
- Miller G. S. 1912. *Catalogue of the mammals of Western Europe (Europe exclusive of Russia) in the collection of the British Museum*. British Museum (Natural History), London.
- Mills L. S. 2012. *Conservation of Wildlife Populations*. Blackwell Publishing, Malden.
- Mizgajska-Wiktor H., Jarosz W., Piłacińska B., Dziemian S. 2010. Helminths of hedgehogs, *Erinaceus europaeus* and *E. roumanicus* from Poznań region, Poland – coprological study. *Wiadomości Parazytologiczne* 56(4): 329-332.

- Møller A. P., Christe P., Erritzøe J., Mavarez J. 1998. Condition, disease and immune defence. *Oikos* 83(2): 301–306.
- Møller A. P. 2009. Successful city dwellers: a comparative study of the ecological characteristics of urban birds in the Western Palearctic. *Oecologia* 159(4): 849-858.
- Monello R. J., Gompper M. E. 2010. Differential effects of experimental increases in sociality on ectoparasites of free-ranging raccoons. *Journal of Animal Ecology* 79(3): 602-609.
- Morris P. A. 1984. An estimate of the minimum body weight necessary for hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) to survive hibernation. *Journal of Zoology* 203: 291-294.
- Morris P. A. 1985. The effects of supplementary feeding on movements of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Mammal Review* 15(1): 23-33.
- Morris P. A., Morris M. J. 1988. Distribution and abundance of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) on New Zealand roads. *New Zealand Journal of Zoology* 15(4): 491-498.
- Mouchaty S. K., Gullberg A., Janke A., Arnason U. 2000. The phylogenetic position of the Talpidae within Eutheria based on analysis of the complete mitochondrias sequences. *Molecular Ecology and Evolution* 17: 60-67.
- Murray D. L., Patterson B. R. 2006. Wildlife survival estimation: recent advances and future directions. *Journal of Wildlife Management* 70(6): 1499-1503.
- Murray M., Cembrowski A., Latham A. D. M., Lukasik V. M., Pruss S., St Clair C. C. 2015. Greater consumption of protein-poor anthropogenic food by urban relative to rural coyotes increases diet breadth and potential for human-wildlife conflict. *Ecography* 38(12): 1235-1242.
- Newsome S. D., Garbe H. M., Wilson E. C., Gehrt S. D. 2015. Individual variation in anthropogenic resource use in an urban carnivore. *Oecologia* 178(1): 115-128.
- Nikaido M., Kawai K., Cao Y., Harada M., Tomita S., Okada N., Hasegawa M. 2001. Maximum likelihood analysis of the complete mitochondrial genomes of eutherians and a reevaluation of the phylogeny of bats and insectivores. *Journal of Molecular Evolution* 53: 508–516.
- Obrtel B., Holisova V. 1981. The diet of hedgehogs in an urban environment. *Folia Zoologica* 30(3): 193-201.
- Orłowski G., Nowak L. 2004. Road mortality of hedgehogs *Erinaceus* spp. in farmland in Lower Silesia (south-western Poland). *Polish Journal of Ecology* 52: 377-382.
- Orłowski G., Nowak L. 2006. Factors influencing mammal roadkills in the agricultural landscape of south-western Poland. *Polish Journal of Ecology* 54: 283-294.

- Ozgul A., Childs D. Z., Oli M. K., Armitage K. B., Blumstein D. T., Olson L. E., Tulijapurkar S., Coulson T. 2010. Coupled dynamics of body mass and population growth in response to environmental change. *Nature* 466(7305): 482-485.
- Parker T. S., Nilon C. H. 2008. Gray squirrel density, habitat suitability, and behavior in urban parks. *Urban Ecosystems* 11(3): 243-255.
- Parker T. S., Nilon C. H. 2012. Urban landscape characteristics correlated with the synurbization of wildlife. *Landscape and Urban Planning* 106(4): 316-325.
- Pedersen A. B., Greives T. J. 2008. The interaction of parasites and resources causes crashes in a wild mouse population. *Journal of Animal Ecology* 77: 370-377.
- Peig J., Green A. J. 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos* 118: 1883-1891.
- Peig, J., Green, A. J. 2010. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. *Functional Ecology* 24(6): 1323-1332.
- Pfäffle M., Petney T., Skuballa J., Taraschewski H. 2011. Comparative population dynamics of a generalist (*Ixodes ricinus*) and specialist tick (*I. hexagonus*) species from European hedgehogs. *Experimental and Applied Acarology* 54(2): 151-164.
- Pickett S. T. A., Cadenasso M. L., Grove J. M., Nilon C. H., Pouyat R. V., Zipperer W. C., Costanza R. 2001. Urban ecological systems: Ecological, physical and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 32: 127-157.
- Piłacińska B. 2005. Wybrane aspekty ekologii gryzoni z wysp leśnych w krajobrazie rolniczym. Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.
- Piłacińska M., Piłacińska B. 2008. Rowy odwadniające – śmiertelną pułapką dla jeży *Erinaceus* spp. W: P. Indykiewicz, L. Jerzak, T. Barczak (red.). Fauna miast. Ochronić różnorodność biotyczną w miastach. SAR „Pomorze”, Bydgoszcz: 347-356.
- Piłacińska B., Gintrowicz M., Gadzińska J. 2014. Jeże *Erinaceus* spp. w Poznaniu – wyjście z pułapki. W: P. Indykiewicz, J. Böhner (red.). Urban fauna. Animal, man, and the city – Interactions and relationships. ArtStudio, Bydgoszcz: 347-355.
- Pławilszczikow N. 1972. Klucz do oznaczania owadów. PWRiL, Warszawa.
- Poduschka W., Poduschka Ch. 1983. Kreuzungsversuche an Mitteleuropäischen Igel ( *Erinaceus concolor roumanicus* B.-Ham., 1900 × *Erinaceus europaeus*, L., 1758. *Säugetierkundliche Mitteilungen* 31: 1–12.
- Pollock K. H. 1982. A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. *Journal of Wildlife Management* 46: 757-760.

- Power M. E. 1992. Top-down and bottom-up forces in food webs: do plants have primacy. *Ecology* 73(3): 733-746.
- Prange S., Gehrt S. D., Wiggers E. P. 2003. Demographic factors contributing to high raccoon densities in urban landscapes. *The Journal of Wildlife Management* 67(2): 324-333.
- Prange S., Gehrt S. D., Wiggers E. P. 2004. Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *Journal of Mammalogy* 85(3): 483-490.
- Prevedello J. A., Dickman C. R., Vieira M. V., Vieira E. M. 2013. Population responses of small mammals to food supply and predators: a global meta-analysis. *Journal of Animal Ecology* 82(5): 927-936.
- Prugh L. R., Stoner C. J., Epps C. W., Bean W. T., Ripple W. J., Laliberte A. S., Brashares J. S. 2009. The rise of the mesopredator. *Bioscience* 59(9): 779-791.
- Pucek Z. 1984. Klucz do oznaczania ssaków Polski. PWN, Warszawa.
- Pulliam H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132(5): 652-661.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rautio A., Valtonen A., Kunnasranta M. 2013. The effects of sex and season on home range in European hedgehogs at the northern edge of the species range. *Annales Zoologici Fennici* 50: 107-123
- Rautio A. 2014. On the northern edge – ecology of urban hedgehogs in eastern Finland. *Publications in Forestry and Natural Sciences* 135: 1-56.
- Rautio A., Isomursu M., Valtonen A., Hirvelä-Koski V., Kunnasranta M. 2015. Mortality, diseases and diet of European hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) in an urban environment in Finland. *Mammal Research* 61(2): 1-9.
- Raveh A., Kotler B. P., Abramsky Z., Krasnov B. R. 2011. Driven to distraction: detecting the hidden costs of flea parasitism through foraging behaviour in gerbils. *Ecology Letters* 14(1): 47-51.
- Rebele F. 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters* 4: 173-187.
- Reeve N. J. 1982. The home range of the hedgehog as revealed by a radio tracking study. *Symposia of the Zoological Society of London* 49: 207-230.
- Reeve N. J., Morris P. A. 1985. Construction and use of summer nests by the hedgehog (*Erinaceus europaeus*). *Mammalia* 49(2): 187-194.

- Reeve N. J. 1994. Hedgehogs. T & AD Poyser Ltd., London.
- Reichholf J., Esser J. 1981. Road mortality of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). Zeitschrift für Säugetierkunde – International Journal of Mammalian Biology 46(4): 216-222.
- Reperant L. A., Hegglin D., Fischer C., Kohler L., Weber J. M., Deplazes P. 2007. Influence of urbanization on the epidemiology of intestinal helminths of the red fox (*Vulpes vulpes*) in Geneva, Switzerland. Parasitology Research 101(3): 605-611.
- Risch T. S., Dobson F. S., Murie J. O. 1995. Is mean litter size the most productive? A test in Columbian ground squirrels. Ecology 76(5): 1643-1654.
- Rizzoli A., Silaghi C., Obiegala A., Rudolf I., Hubalek Z., Földvari G., Plantard O., Vayssier-Taussat M., Bonnet S., Špitalská E., Kazimirová M. 2014. *Ixodes ricinus* and its transmitted pathogens in urban and peri-urban areas in Europe: new hazards and relevance for public health. Frontiers in Public Health, vol. 2, article 251.
- Robb G. N., McDonald R. A., Chamberlain D. E., Bearhop S. 2008. Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. Frontiers in Ecology and the Environment 6(9): 476-484.
- Roe J. H., Rees M., Georges A. 2011. Suburbs: dangers or drought refugia for freshwater turtle populations? The Journal of Wildlife Management 75(7): 1544-1552.
- Rondinini C., Doncaster C. P., Johnson P. C. D. 2001. Field test for environmental correlates of dispersal in hedgehogs *Erinaceus europaeus*. Journal of Animal Ecology 70: 33-46.
- Rondinini C., Doncaster C. P. 2002. Roads as barriers to movement for hedgehogs. Functional Ecology 16(4): 504-509.
- Rosatte R., Sobey K., Dragoo J., Gehrt S. 2010. Stripped skunks and allies (*Mephitis* sp.). W: S. D. Gehrt., S. P. D. Riley, B. L. Cypher (red.). Urban carnivores: Ecology, conflict and conservation. John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA: 97-106
- Ruprecht A. L. 1972. Correlation structure of skull dimensions in European hedgehogs. Acta Theriologica 17: 419-442.
- Ruprecht A. L. 1973. O rozmieszczeniu przedstawicieli rodzaju *Erinaceus* Linnaeus, 1758 w Polsce. Przegląd Zoologiczny 17: 81-86.
- Rutz C. 2008. The establishment of an urban bird population. Journal of Animal Ecology 77: 1008-1019.
- Rytwiński T., Fahrig L. 2011. Reproductive rate and body size predict road impacts on mammal abundance. Ecological Applications 21: 589-600.

- Santucci F., Emerson B. C., Hewitt G. M. 1998. Mitochondrial DNA phylogeography of European hedgehogs. *Molecular Ecology* 7: 1163-1172.
- Schmidt P. M., Lopez R. R., Collier B. A. 2007. Survival, fecundity, and movements of free-roaming cats. *The Journal of Wildlife Management* 71(3): 915-919.
- Schulte-Hostedde A. I., Zinner B., Millar J. S., Hickling G. J. 2005. Restitution of mass-size residuals: validating body condition indices. *Ecology* 86(1): 155-163.
- Seddon J. M., Santucci F., Reeve N. J., Hewitt G. M. 2001. DNA footprints of European hedgehogs, *Erinaceus europaeus* and *E. concolor*: Pleistocene refugia, postglacial expansion and colonization routes. *Molecular Ecology* 10: 2187-2198.
- Seddon J. M., Santucci F., Reeve N. J., Hewitt G. M. 2002. Caucasus Mountains divide postulated postglacial colonization routes in the white-breasted hedgehog, *Erinaceus concolor*. *Journal of Evolutionary Biology* 15: 463-467.
- Shochat E., Warren P. S., Faeth S. H., McIntyre N. E., Hope D. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology And Evolution* 21(4): 186-191.
- Simberloff D. 1984. The Great God of competition. *The Sciences* 24: 16-22.
- Sims V., Evans K. L., Newson S. E., Tratalos J. A., Gaston K. J. 2008. Avian assemblage structure and domestic cat densities in urban environments. *Diversity and Distributions* 14(2): 387-399.
- Škouldín J. 1981. Age structure of Czechoslovak populations of *Erinaceus europaeus* and *Erinaceus concolor* (Insectivora: Erinaceidae). *Vestník Československé Společnosti Zoologické* 45: 307-313.
- Skuballa J., Petney T., Pfäffle M., Oehme R., Hartelt K., Fingerle V., Kimming P., Taraschewski H. 2012. Occurrence of different *Borrelia burgdorferi* sensu lato genospecies including *B. afzelii*, *B. bavariensis* and *B. spielmanii* in hedgehogs (*Erinaceus* spp.) in Europe. *Ticks and Tick-Borne Diseases* 3: 8-13.
- Slater F. M. 2002. An assessment of wildlife road casualties – the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web Ecology* 3(1): 33-42.
- Smith F. D., Ballantyne R., Morgan E. R., Wall R. 2011. Prevalence, distribution and risk associated with tick infestation of dogs in Great Britain. *Medical and Veterinary Entomology* 25(4): 377-384.
- Snep R. P. H., Opdam P. F. M., Baveco J. M., Wallis DeVries M. F., Timmermans W., Kwak R. G. M., Kuypers V. 2006. How peri-urban areas can strengthen animal populations within cities: A modeling approach. *Biological Conservation* 127: 345-355.

- Sommer R. S. 2007. When east met west: the sub-fossil footprints of the west European hedgehog and the northern white-breasted hedgehog during the Late Quaternary in Europe. *Journal of Zoology* 273(1): 82-89.
- Stoate C., Szczer J. 2006. Potential influence of habitat and predation on local breeding success and population in spotted flycatchers *Muscicapa striata*. *Bird Study* 53: 328–330.
- Suchentrunk F., Haieden A. Hartl G. B. 1998. On biochemical genetic variability and divergence of the two hedgehog species *Erinaceus europaeus* and *E. concolor* in central Europe. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 63(5): 257-265.
- Teixeira F. Z., Coelho A. V. P., Esperandio I. B., Kindel A. 2013. Vertebrate road mortality estimates: effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation* 157: 317-323.
- Thamm S., Kalko E. K., Wells K. 2009. Ectoparasite infestations of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*) are associated with small-scale landscape structures in an urban-suburban environment. *EcoHealth* 6(3): 404-413.
- Thorington K. K., Bowman R. 2003. Predation rate on artificial nests increases with human housing density in suburban habitats. *Ecography* 26(2): 188-196.
- Tomiałojć L. 1978. The impact of predation on urban and rural wood pigeon (*Columba palumbus*) populations. *Polish Ecological Studies* 5: 141-220.
- Tomiałojć L. 2012. Changes in tree sparrow *Passer montanus* populations from urban parks. *International Studies on Sparrows* 36: 4-17.
- Tompkins D. M., Dunn A. M., Smith M. J., Telfer S. 2011. Wildlife diseases: from individuals to ecosystems. *Journal of Animal Ecology* 80(1): 19-38.
- Torchin M. E., Lafferty K. D., Dobson A. P., McKenzie V. J., Kuris A. M. 2003. Introduced species and their missing parasites. *Nature* 421(6923): 628-630.
- Turbill C., Bieber C., Ruf T. 2011. Hibernation is associated with increased survival and the evolution of slow life histories among mammals. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 278(1723): 3355-3363.
- Turgeon G., Vander Wal E., Massé A., Pelletier F. 2015. Born to be wild? Response of an urban exploiter to human-modified environment and fluctuating weather conditions. *Canadian Journal of Zoology* 93(4): 315-322.
- Walhovd H. 1979. Partial arousals from hibernation in hedgehogs in outdoor hibernacula. *Oecologia* 40(2): 141-153.
- Walhovd H. 1990. Records of young hedgehogs (*Erinaceus europaeus* L.) in a private garden. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 55: 289-297.

- Wesemann T., Rowe M. 1987. Factors influencing the distribution and abundance of burrowing owls in Cape Coral, Florida. W: L. W. Adams, D. L. Leedy (red.). Integrating man and nature in the metropolitan environment. Proceedings of the National Symposium on Urban Wildlife: 129-137.
- Whalen J. K., Parmelee R. W., Edwards C. A. 1998. Population dynamics of earthworm communities in corn agroecosystems receiving organic or inorganic fertilizer amendments. *Biology and Fertility of Soils* 27(4): 400-407.
- White G. C., Burnham K. P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120-138
- Wiehn J., Korpimäki E. 1997. Food limitation on brood size: experimental evidence in the Eurasian kestrel. *Ecology* 78(7): 2043-2050.
- Wilder S. M., Raubenheimer D., Simpson S. J. 2015. Moving beyond body condition indices as an estimate of fitness in ecological and evolutionary studies. *Functional Ecology* 30: 108-115.
- Wilson D. E., Reeder D. M. 2005. Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference (Vol. 1). Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland: 212-217.
- Winiarska G. 2000. Owady w mieście – wybrane zagadnienia dotyczące zagrożenia i ochrony entomofauny w ekosystemie miejskim. *Wiadomości Entomologiczne* 18 (2): 121-128.
- Withey J. C., Marzluff J. M. 2005. Dispersal by juvenile American crows (*Corvus brachyrhynchos*) influences population dynamics across a gradient of urbanization. *The Auk* 122: 205-221.
- Wolff P. 1976. Unterscheidungsmerkmale am Unterkiefer von *Erinaceus europaeus* L. und *Erinaceus concolor* Martin. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien* 80: 337-341.
- Vandegrift K. J., Raffel T. R., Hudson P. J. 2008. Parasites prevent summer breeding in white-footed mice, *Peromyscus leucopus*. *Ecology* 89(8): 2251-2258.
- Van Horne B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *The Journal of Wildlife Management* 47(4): 893-901.
- Visser M., Rehbein S., Wiedemann C. 2001. Species of flea (Siphonaptera) infesting pets and hedgehogs in Germany. *Journal of Veterinary Medicine, Series B* 48(3): 197-202.
- Yalden D. W. 1976. The food of the hedgehog in England. *Acta Theriologica* 21(30): 401-424.

Zwolak R., Foresman K. R. 2008. Deer mouse demography in burned and unburned forest: no evidence for source-sink dynamics. *Canadian Journal of Zoology* 86(2): 83-91.

Zwolak R., Meagher S., Vaughn J. W., Dziemian S., Crone E. E. 2013. Reduced ectoparasite loads of deer mice in burned forest: From fleas to trees? *Ecosphere* 4: art132.

Żelazna E., Błażejowicz-Zawadzińska M. 2006. Zróżnicowanie gatunkowe biegaczowatych (Coleoptera: Carabidae) terenów parkowych Bydgoszczy oraz wybranych kompleksów leśnych i zadrzewień śródpolnych obszaru kujawsko-pomorskiego. *Wiadomości Entomologiczne* 25(1): 129-140.

#### ŹRÓDŁA INTERNETOWE:

Raport o stanie miasta 2012. Poznań. Biblioteka dokumentów Biuletynu Informacji Publicznej (<http://bip.poznan.pl/bip/raport-o-stanie-miasta,doc,290/>).

World Urbanization Prospects 2003. Department of Economic and Social Affairs, United Nations, New York  
(<http://www.un.org/esa/population/publications/wup2003/WUP2003Report.pdf>).

## PODZIĘKOWANIA

"Za każdym człowiekiem sukcesu stoi dziesięć osób,  
które ukształtowało, pomogło, wierzyło.  
Oni zawsze stoją w cieniu, służąc, ucząc i wierząc.  
Sukces to ich zasługa, ale wiedzą o tym tylko oni."

Nikodem Marszałek

Dziękuję Pani prof. UAM dr hab. Barbarze Piłacińskiej za umożliwienie mi realizacji projektu, ogromną pomoc merytoryczną i za niesłabnącą wiarę w moje możliwości.

Mojemu Mężowi, dr Rafałowi Zwolakowi, dziękuję za wsparcie na każdym etapie powstawania pracy, pomoc merytoryczną i niegasnącą cierpliwość.

Moim Rodzicom, Zdzisławie i Tadeuszowi Dziemian, moim Teściom, Krystynie i Ryszardowi Zwolak, Siostrze Wiolecie Śmiechowskiej i Szwagrowi Łukaszowi Śmiechowskiemu dziękuję za to, że we mnie wierzyli i dopingowali podczas wszystkich podejmowanych przeze mnie działań.

Dziękuję Pani prof. dr hab. Mirosławie Dabert, Kierownikowi Pracowni Technik Molekularnych Wydziału Biologii UAM, za udostępnienie laboratorium i wszechstronną pomoc w wykonaniu analiz molekularnych, a Pani mgr Urszuli Sobczyńskiej z Pracowni Technik Molekularnych, za jej cenne rady i pomoc podczas prac laboratoryjnych.

Profesjonalną pomoc oraz wskazówki dotyczące oznaczania bezkręgowców otrzymałam od Pana dr Marka Przewoźnego z Zakładu Zoologii Systematycznej UAM – za co mu serdecznie dziękuję!

Panu dr Wojciechowi Jaroszowi z Zakładu Biologii i Ochrony Środowiska Wydziału Wychowania Fizycznego, Sportu i Rekreacji Akademii Wychowania Fizycznego w Poznaniu dziękuję za ekstrakcję i oznaczenie jaj endopasożytów jeży.

Pani dr hab. Bożenie Sikorze z Zakładu Morfologii Zwierząt UAM dziękuję za towarzyszenie mi podczas odłowów, zachęcanie wolontariuszy i studentów do uczestnictwa w moich badaniach oraz motywowanie mnie na każdym etapie powstawania pracy.

Panu dr hab. Jerzemu Michalikowi z Zakładu Morfologii Zwierząt UAM za udzielone przeszkolenie i rady dotyczące pobierania oraz oznaczania kleszczy z jeży.

Pracownikom i Doktorantom Zakładu Zoologii Systematycznej dziękuję za serdeczność i przyjęcie mnie do swojego grona a także za wszelką pomoc, której mi udzielali w czasie realizacji projektu.

Panu Dariuszowi Freudenreich – Dyrektorowi Szkoły Podstawowej im. Augusta Cieszkowskiego w Kicinie i Pani mgr Teresie Sobczak – Wicedyrektor Szkoły Podstawowej nr 28 im. Karola Makuszyńskiego w Kiekrzu dziękuję za pomoc w rozprowadzeniu wśród uczniów i zebraniu ankiet dotyczących jeży.

Kierownikom administracji osiedli: Winiary, Bonin, Tysiąclecia i Sobieskiego za wyrażenie zgody na umieszczenie pułapek Barbera na trawnikach i skwerach.

Szczególne podziękowania należą się Magdalenie Bartczak, Damianowi Jeżewskiemu, Magdalenie Chmielewskiej, Bartkowi Ciży, Paulinie Ziętek, Hannie Kulczak, Grzegorzowi Smykalla, Magdalenie Dziecioł, Pawłowi Bogawskiemu – za ich wytrwałość w terenie i poświęcenie swojego czasu, by uczestniczyć we wszystkich sesjach odłowów. Bez Was ta praca nie mogłaby powstać!

Moim Przyjaciołom: Annie Jankowiak, Pawłowi Kardyni, Pawłowi Marciniakowi, Pauli Bednarz, Kornelii Kniola dziękuję za to, że mogłam na nich liczyć w pracach terenowych i za nieustanny doping. Kornelii Kniola – także za wypatrzenie pierwszego jeża na osiedlu Bonin!

Serdecznie dziękuję wszystkim niżej wymienionym osobom za nieocenioną pomoc podczas prac terenowych, entuzjazm, bezinteresowność i zaangażowanie. Jako wolontariusze w wielogodzinnych nocnych wyprawach uczestniczyli:

Gabriela Augustiničová, Tomasz Bąkowski, Ewa Banach, Michał Bogdziewicz, Daria Brajewska, Adam Cerbiński, Piotr Chmielewski, Anna Donarska, Michał Dopierała,

Urszula Eichert, Aleksandra Grabowska, Anna Grefling, Kinga Gruca, Marta Guźniczak, Iza Jahns, Barbara Józwiak, Piotr Karaś, Tomasz Komorowski, Alicja Kortas, Anna Kostrzewa, Dawid Kowalski, Krzysztof Kowalski, Marika Krzywińska, Daria Łukasik, Paulina Marciniak, Ilona Miklas, Joanna Musiałowicz, Weronika Nawrocka, Natalia Olejniczak, Iwona Owczarek, Magorzata Pachura, Daria Pastok, Anna Saloch, Michele Sanna, Paweł Smoliński, Katarzyna Szulc, Wiktoria Szydło, Aleksandra Wyciskiewicz, Pavel Žila.

## ZAŁĄCZNIK

Tabela 1a. Zestawienie grup bezkręgowców odłowionych w pułapki Barbera w latach 2012-2013 na pięciu powierzchniach badawczych.

N pułapek					70	58	67	60	57
Powierzchnia					BON	SOB	TYS	KIE	KIC
<b>OWADY</b>	<u>Rząd</u> Coleoptera	<u>Rodzina</u>	<u>Rodzaj</u>	<u>Gatunek</u>					
		Staphylinidae			172	110	125	107	111
		Tenebrionidae							
			<i>Crypticus</i>						
				<i>Crypticus quisquillus</i>	1	3	9	9	-
			<i>Opatrum</i>		-	-	7	-	-
		Silphidae							
			<i>Silpha</i>		10	-	-	2	8
				<i>Phosphuga atrata</i>	1	-	-	6	4
		Scarabeidae			3	1	1	1	
			<i>Anoplotrupes</i>		-	-	-	-	1
			<i>Geotrupes</i>						
				<i>Trypocopris vernalis</i>	-	-	-	-	4
			<i>Maladera</i>						
				<i>Maladera holosericera</i>	-	-	4	-	-
			<i>Valgus</i>						
				<i>Valgus hemipterus</i>	-	-	2	-	-
			<i>Rhyssemus</i>						

		<i>Rhyssalus germanus</i>	-	-	2	-	-
	<i>Onthophagus</i>		4	1	-	2	-
	<i>Aphodius</i>		4	-	1	2	-
	<i>Hoplia</i>		1	-	-	4	9
	<i>Melolontha</i>		-	4	-	-	-
<hr/>							
Scaphidiidae							
	<i>Scaphisoma</i>						
		<i>Scaphisoma metallicum</i>	-	-	1	-	-
<hr/>							
Cantharidae			1	1	-	-	-
<hr/>							
Phalacridae			1	-	-	1	6
<hr/>							
Parnidae	<i>Dryops</i>		-	1	-	-	-
<hr/>							
Nitidulidae				1			
	<i>Meligestes</i>		-	-	-	-	1
	<i>Omosita</i>		-	3	2	-	-
<hr/>							
Leiodidae			52	20	2	2	15
<hr/>							
Latrydidae			1	1	-	-	-
<hr/>							
Byrrhidae			-	3	-	-	-
<hr/>							
Hysteridae			4	4	5	3	4
<hr/>							
Helophoridae							
	<i>Helphorus</i>		-	3	3	-	1
<hr/>							
Elateridae			10	4	7	10	3
<hr/>							
Dermestidae							
	<i>Dermestes</i>		14	15	17	12	9
<hr/>							
Curculionidae			129	58	76	90	75
<hr/>							
Melyridae							
	<i>Dasytes</i>		1	-	-	-	-
<hr/>							
Chrysomelidae			1	12	1	12	8
	<i>Longitarsus</i>		-	1	-	2	1

	<i>Neocrepidodera</i>	-	-	-	1	-
	<i>Chrysolina</i>					
				<i>Chrysolina strumii</i>	-	1
				<i>Chrysolina fastuosa</i>	1	-
	<i>Chaetocnema</i>	-	-	2	-	-
	<i>Phyllotreta</i>	-	-	1	-	-
<hr/>						
Ptytidae		-	2	-	-	-
<hr/>						
Hydrophilidae						
	<i>Helophorus</i>	1	2	-	-	-
<hr/>						
Eucinetidae		-	2	-	-	-
<hr/>						
Carabidae						
	<i>Poecilus</i>	39	56	10	29	32
	<i>Agonum</i>	-	-	-	-	1
	<i>Masoreus</i>	-	-	-	-	1
	<i>Licinius</i>	-	-	1	-	3
	<i>Harpalus</i>	21	41	76	37	25
	<i>Amara</i>	27	43	25	62	27
	<i>Bembidion</i>	22	16	5	20	60
	<i>Badister</i>	1	2	2	4	4
	<i>Syntomus</i>	15	9	4	23	7
	<i>Dormius</i>	-	-	-	-	1
	<i>Nothiophilus</i>	6	2	2	5	-
	<i>Stenolophus</i>	1	9	2	2	-
	<i>Broscus</i>					
				<i>Broscus cephalotes</i>	-	3
	<i>Carabus</i>					
				<i>Carabus cancellatus</i>	-	19
				<i>Carabus granulatus</i>	-	6

		<i>Carabus nemoralis</i>	5	-	1	10	19
	<i>Pterostichus</i>						
		<i>Pterostichus melanarius</i>	-	8	-	11	36
	<i>Loricera</i>						
		<i>Loricera pillicornis</i>	-	-	-	-	2
	<i>Nebria</i>						
		<i>Nebria brivicolis</i>	-	18	2	5	8
	<i>Anchomenus</i>						
		<i>Anchomenus dorsalis</i>	6	19	3	-	1
	<i>Dyschiurius</i>		1	2		2	3
	<i>Ophonus</i>		-	1	1	-	-
	<i>Calathus</i>		2	24	4	3	1
	<b>Byrrhidae</b>		-	1	-	-	2
	<b>Anthicidae</b>					1	
		<i>Notoxus</i>	-	-	-	-	2
	<b>Alleculidae</b>						
		<i>Isomira</i>	1	-	-	-	-
		<i>Isomira murina</i>					
	<b>Mordellidae</b>		-	-	-	3	-
<b>Hemiptera</b>			5	10	4	1	4
	<b>Tingidae</b>		2	-	-	-	34
	<b>Cycadelidae</b>		-	-	-	1	-
	<b>Gerridae</b>						
		<i>Gerris</i>	-	-	-	1	-
	<b>Phyrracoridae</b>		12	3	12	70	60
<b>Hymenoptera</b>							
	<b>Ichneumonidae</b>		-	-	-	1	-
	<b>Apidae</b>		-	-	1	-	-
	<b>Formicidae</b>		863	1896	2490	713	1015

Orthoptera								
	Tetrigidae							
		<i>Tetrix</i>	-	-	-	-	-	7
	Gryllotalpidae							
		<i>Gryllotalpa</i>						
		<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>	-	-	-	1	-	-
Dermaptera			4	10	1	2	-	-
<b>LARWY</b>								
	Coleopera		106	57	48	67	45	
	Lepidoptera		1	-	1	1	-	
	Hemiptera		-	1	2	47	-	
	Diptera		-	-	1	2	-	
<b>MIĘCZAKI</b>			16	6	18	68	2	
<b>PAJĘCZAKI</b>			300	312	140	526	411	
<b>WIJE</b>			150	175	77	71	45	
<b>SKORUPIAKI</b>	Isopoda		409	103	214	123	171	
<b>SUMA okazów</b>			2427	3076	3415	2180	2318	

Tabela 2a. Modele dla danych ze wszystkich lat, użyte do oszacowania liczebności i przeżywalności jeży na trzech powierzchniach badawczych w latach 2011-2013.

NR	najlepszy model dla			S zimowa	2011		2012		2013	
	2011	2012	2013		S	p,c	S	p,c	S	p,c
1	11A*	2	3	stała	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
2	11A	2	3	rok	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
3	11A	2	3	powierzchnia	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
4	11A	2	3	powierzchnia*rok	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
5	11A	2	9	stała	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
6	11A	2	9	rok	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
7	11A	2	9	powierzchnia	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
8	11A	2	9	powierzchnia*rok	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
9	11A	2	11	stała	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
10	11A	2	11	rok	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
11	11A	2	11	powierzchnia	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
12	11A	2	11	powierzchnia*rok	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
13	11A	2	1	stała	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
14	11A	2	1	rok	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
15	11A	2	1	powierzchnia	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
16	11A	2	1	powierzchnia*rok	powierzchnia	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
17	11A	6	3	stała	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
18	11A	6	3	rok	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia

19	11A	6	3	powierzchnia	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
20	11A	6	3	powierzchnia*rok	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
21	11A	6	9	stała	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
22	11A	6	9	rok	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
23	11A	6	9	powierzchnia	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
24	11A	6	9	powierzchnia*rok	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
25	11A	6	11	stała	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
26	11A	6	11	rok	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
27	11A	6	11	powierzchnia	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
28	11A	6	11	powierzchnia*rok	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
29	11A	6	1	stała	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
30	11A	6	1	rok	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
31	11A	6	1	powierzchnia	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
32	11A	6	1	powierzchnia*rok	powierzchnia	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
33	3	2	3	stała	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
34	3	2	3	rok	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
35	3	2	3	powierzchnia	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
36	3	2	3	powierzchnia*rok	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
37	3	2	9	stała	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
38	3	2	9	rok	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
39	3	2	9	powierzchnia	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
40	3	2	9	powierzchnia*rok	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
41	3	2	11	stała	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
42	3	2	11	rok	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
43	3	2	11	powierzchnia	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
44	3	2	11	powierzchnia*rok	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
45	3	2	1	stała	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała

46	3	2	1	rok	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
47	3	2	1	powierzchnia	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
48	3	2	1	powierzchnia*rok	stała	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
49	3	6	3	stała	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
50	3	6	3	rok	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
51	3	6	3	powierzchnia	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
52	3	6	3	powierzchnia*rok	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
53	3	6	9	stała	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
54	3	6	9	rok	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
55	3	6	9	powierzchnia	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
56	3	6	9	powierzchnia*rok	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
57	3	6	11	stała	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
58	3	6	11	rok	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
59	3	6	11	powierzchnia	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
60	3	6	11	powierzchnia*rok	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
61	3	6	1	stała	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
62	3	6	1	rok	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
63	3	6	1	powierzchnia	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
64	3	6	1	powierzchnia*rok	stała	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
65	15B**	2	3	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
66	15B	2	3	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
67	15B	2	3	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
68	15B	2	3	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
69	15B	2	9	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
70	15B	2	9	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
71	15B	2	9	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
72	15B	2	9	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała

73	15B	2	11	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
74	15B	2	11	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
75	15B	2	11	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
76	15B	2	11	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
77	15B	2	1	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
78	15B	2	1	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
79	15B	2	1	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
80	15B	2	1	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
81	15B	6	3	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
82	15B	6	3	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
83	15B	6	3	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
84	15B	6	3	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
85	15B	6	9	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
86	15B	6	9	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
87	15B	6	9	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
88	15B	6	9	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
89	15B	6	11	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
90	15B	6	11	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
91	15B	6	11	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
92	15B	6	11	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
93	15B	6	1	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
94	15B	6	1	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
95	15B	6	1	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
96	15B	6	1	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
97	7	2	3	stała	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
98	7	2	3	rok	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
99	7	2	3	powierzchnia	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia

100	7	2	3	powierzchnia*rok	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
101	7	2	9	stała	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
102	7	2	9	rok	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
103	7	2	9	powierzchnia	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
104	7	2	9	powierzchnia*rok	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
105	7	2	11	stała	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
106	7	2	11	rok	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
107	7	2	11	powierzchnia	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
108	7	2	11	powierzchnia*rok	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
109	7	2	1	stała	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
110	7	2	1	rok	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
111	7	2	1	powierzchnia	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
112	7	2	1	powierzchnia*rok	miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
113	7	6	3	stała	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
114	7	6	3	rok	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
115	7	6	3	powierzchnia	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
116	7	6	3	powierzchnia*rok	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
117	7	6	9	stała	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
118	7	6	9	rok	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
119	7	6	9	powierzchnia	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
120	7	6	9	powierzchnia*rok	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
121	7	6	11	stała	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
122	7	6	11	rok	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
123	7	6	11	powierzchnia	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
124	7	6	11	powierzchnia*rok	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
125	7	6	1	stała	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
126	7	6	1	rok	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała

127	7	6	1	powierzchnia	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
128	7	6	1	powierzchnia*rok	miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
129	15A*	2	3	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
130	15A	2	3	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
131	15A	2	3	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
132	15A	2	3	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	powierzchnia
133	15A	2	9	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
134	15A	2	9	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
135	15A	2	9	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
136	15A	2	9	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	stała
137	15A	2	11	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
138	15A	2	11	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
139	15A	2	11	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
140	15A	2	11	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
141	15A	2	1	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
142	15A	2	1	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
143	15A	2	1	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
144	15A	2	1	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	stała	miesiąc	stała	stała
145	15A	6	3	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
146	15A	6	3	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
147	15A	6	3	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
148	15A	6	3	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	powierzchnia
149	15A	6	9	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
150	15A	6	9	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
151	15A	6	9	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
152	15A	6	9	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	stała
153	15A	6	11	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia

154	15A	6	11	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
155	15A	6	11	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
156	15A	6	11	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	powierzchnia	powierzchnia
157	15A	6	1	stała	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
158	15A	6	1	rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
159	15A	6	1	powierzchnia	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała
160	15A	6	1	powierzchnia*rok	powierzchnia*miesiąc	powierzchnia	miesiąc	miesiąc	stała	stała

\*A-BON,SOB+TYS

\*\*B-BON+SOB,TYS