

Paula Antonina Bednarz



**Wydział Biologii
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza**

Rozprawa doktorska

**Wpływ hałasu antropogenicznego na żerowanie
małych ssaków w lasach miejskich**

**Influence of anthropogenic noise on small-mammal foraging in urban
forests**

**Promotor
Prof. UAM dr hab. Rafał Zwolak**

Poznań 2022

Recenzenci

Dr hab. Tomasz Gortat

Zakład Ekologii

Instytut Biologii Funkcjonalnej i Ekologii

Wydział Biologii Uniwersytetu Warszawskiego

Prof. IBL dr hab. inż. Zbigniew Borowski

Zakład Ekologii Lasu

Instytut Badawczy Leśnictwa

Prof. IBS PAN dr hab. Ireneusz Ruczyński

Zakład Ekologii Behawioralnej i Ekofizjologii

Instytut Biologii Ssaków Polskiej Akademii Nauk

Podziękowania

Serdecznie dziękuję mojemu Promotorowi, prof. UAM dr hab. Rafałowi Zwolakowi,
za nieustanną, wieloletnią motywację i wiarę w moją osobę.

Serdecznie dziękuję wszystkim Pracownikom Zakładu Zoologii Systematycznej za ciepłe i
serdeczne przyjęcie mnie w grono pracowników i doktorantów.

Dziękuję ogromnie Wydziałowi Biologii i ich pracownikom za możliwość realizacji
mojego marzenia, jakim jest odbycie studiów doktoranckich.

Dziękuję wszystkim napotkanym po drodze doktorantom za wsparcie i dobre słowo. Jesteście
wspaniali!

Dziękuję także Zakładowi Lasów Poznańskich, Nadleśnictwie Konstantynowo,
Nadleśnictwie Łopuchówko za możliwość wykonania moich badań.

Dziękuję Dziekanowi Wydziału Biologii za sfinansowanie moich badań.

Dziękuję Przyjaciołom za to, że jesteście.

Dziękuję, z całego serca mojej Rodzinie za wsparcie i pomoc wszelaką.

Oraz przede wszystkim dziękuję Lukasowi, mojemu partnerowi oraz mojemu Synowi,
Marcelowi, za wszystko. Jesteście moim najczulszym pulsem.

Spis treści

1. Streszczenie	1
2. Abstract	2
3. Wstęp	3
3.1 Hałas drogowy	5
3.2 Charakterystyka hałasu drogowego	5
3.3 Wpływ hałasu drogowego na zwierzęta	6
3.4 Wpływ hałasu na żerowanie	8
3.5 Wpływ warunków pogodowych na żerowanie	9
3.6 Cel prowadzonych badań	9
4. Metody	11
4.1 Organizmy badawcze	11
4.2 Badania w roku 2017	14
4.3 Metodyka badań w roku 2019	18
4.3.1 Badania obserwacyjne	18
4.3.2 Badania eksperymentalne	19
4.4 Analiza statystyczna	27
5. Wyniki	29
5.1 Dane obserwacyjne w 2017 roku	29
5.2 Wyniki badań obserwacyjnych w roku 2019	34
5.3 Wyniki badań eksperymentalnych w roku 2019	39
6. Dyskusja	43
7. Spis tabel, wykresów, rycin i fotografii	49
8. Bibliografia	51

1. Streszczenie

Hałas może wpływać na zwierzęta na różne sposoby, zmieniając np. ich zachowania, wybiórczość siedliskową, a nawet procesy fizjologiczne. Wpływ hałasu na zachowania związane z żerowaniem jest szczególnie interesujący, ponieważ nasilenie żerowania determinuje intensywność interakcji w sieciach pokarmowych. W teorii, hałas może sprawić, że żerowanie stanie się bardziej ryzykowne, gdyż będzie maskował dźwięki wydawane przez drapieżniki skradające się do żerujących ofiar. Wówczas hałas zmniejszyłby nasilenie żerowania. Z drugiej strony hałas może również zmniejszyć ryzyko związane z żerowaniem (i nasilić żerowanie), gdyż może zagłuszać dźwięki wydawane przez żerujące zwierzęta. Dziać się tak będzie, gdy zagrożenie stwarzają głównie drapieżniki, które wykrywają ofiary nasłuchując. W powyższych badaniach zbadalam wpływ nocnego hałasu drogowego na żerowanie małych ssaków. Przeprowadziłam zarówno badania obserwacyjne, jak i eksperymentalne (oparte na emisji sztucznego hałasu). Wyniki badań obserwacyjnych nie wykazały wpływu hałasu drogowego na żerowanie. Z drugiej strony, podczas eksperymentalnej emisji hałasu małe ssaki żerowały bardziej intensywnie (niższe *giving-up density*). Wynik ten wspiera hipotezę maskowania ofiar przez hałas lub unikania przez drapieżniki hałaśliwych miejsc. Różnice pomiędzy obserwacyjną i eksperymentalną częścią badań mogą wynikać z ograniczonej mocy statystycznej tych pierwszych, z ograniczonego ruchu pojazdów na badanych drogach w nocy, lub z habituacji małych ssaków do długotrwałego hałasu.

Słowa kluczowe: Hałas drogowy, mysz leśna, nornica ruda, dB, GUD.

2. Abstract

Noise can influence animals in variable ways, ranging from behavioral changes to effects on physiology. Impacts of noise on foraging are of particular interest because foraging behavior determines the strength of interactions in food webs. In principle, noise could make foraging riskier by masking sounds made by predators. This situation is likely to occur if the predators hunt by sneaking up to their prey, and rely on stealth. On the other hand, noise could also make foraging less risky by masking sounds made by foraging animals and making it easier to avoid predation (if the predators locate their prey by auditory cues). In this study, we evaluated how road noise influences foraging of small mammals. We used a two-pronged approach. First, we conducted observational studies, with foraging measured at different distances from roads. Second, we carried out an experimental study, where we evaluated foraging with and without artificial traffic noise emitted by speakers. The intensity of foraging was measured with giving-up densities. While foraging was not influenced by distance from the road in the observational studies, it intensified with the emission of artificial noise in the experimental study. This result suggests that noise masks the sounds made by foraging animals and reduces the perceived predation risk. Yet, the fact that this effect was found only in the experimental study raises the possibility that animals habituate to permanent noise, which in the long-term reduces its influence on foraging.

Key words: Traffic noise, yellow-necked mouse, bank vole, dB, GUD.

3. Wstęp

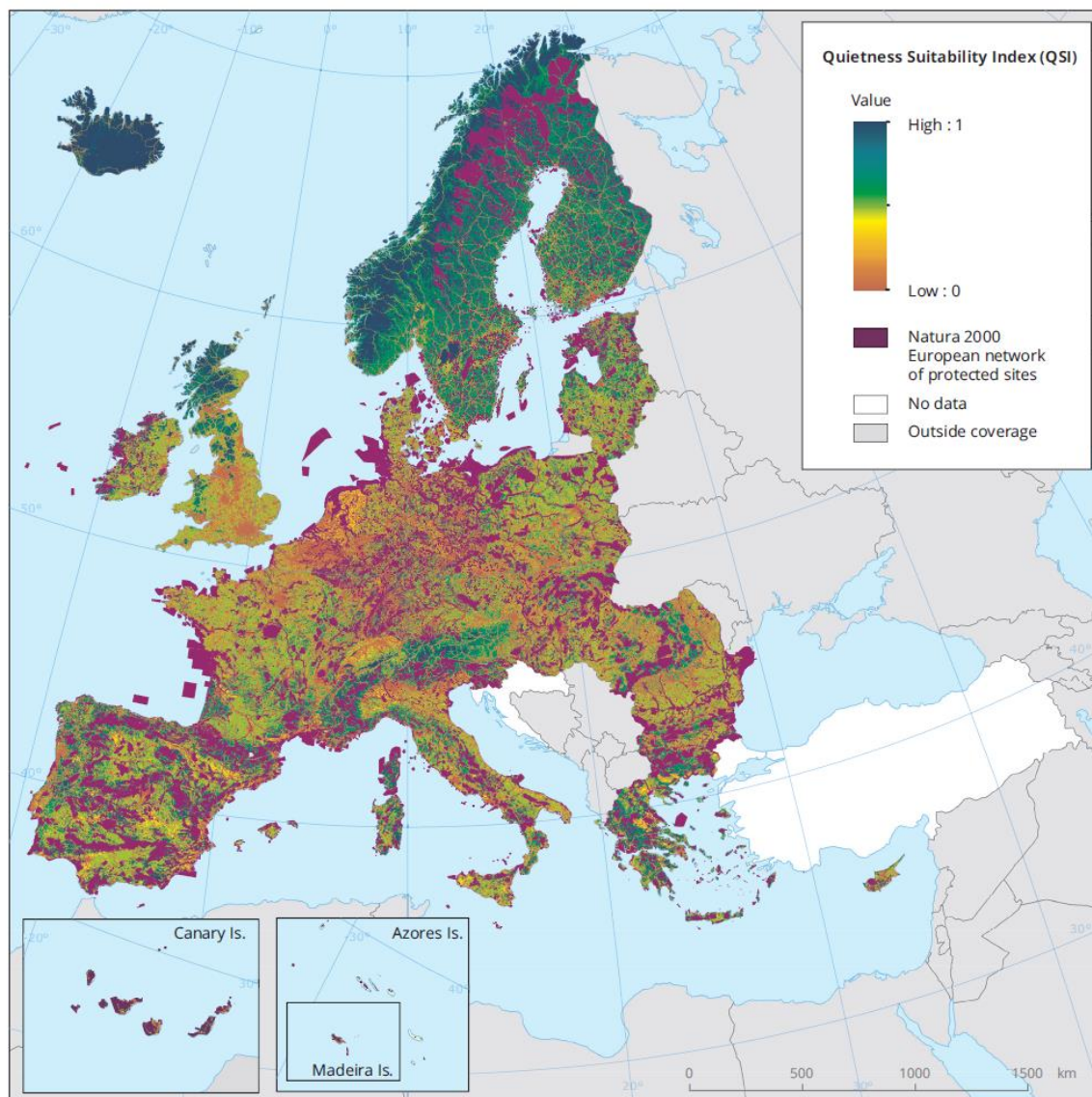
W przyrodzie występuje wiele naturalnych źródeł hałasu, takich jak wiatr, woda czy odgłosy wydawane przez zwierzęta, jednak w coraz większym stopniu towarzyszy im również hałas antropogeniczny. Hałas ten zanieczyszcza środowisko i zwiększa się wraz ze wzrostem populacji ludzkiej oraz rozrostem miast (Slabbekoorn i Ripmeester, 2007). Hałas powodowany aktywnością człowieka jest zwykle głośniejszy oraz występuje już częściej niż naturalne źródła hałasu (Patricelli i Blickey, 2006; Popper i Hastings 2009). Jego rozpowszechnienie jest ściśle związane z rozpowszechnieniem aktywności człowieka. Szacuje się, że człowiek zmodyfikował już ponad 75% wolnej od lodu powierzchni Ziemi (Ellis, 2011; Ellis i Ramankutty, 2008). Do roku 2030, około 60% społeczeństwa będzie prawdopodobnie żyła w zurbanizowanym środowisku (United Nation Population Fund, 2007). Konsekwencją tych zmiany jest dramatyczny wzrost hałasu antropogenicznego. Na przykład, liczba mieszkańców Europy narażona na hałas przekraczający 55 dB lub wyższy, to 113 milionów mieszkańców dla hałasu drogowego, 22 miliony dla hałasu kolejowego, 4 miliony dla hałasu lotniczego oraz prawie 1 milion dla hałasu przemysłowego (EEA Report No 22/2019; Ryc. 1).

Reakcja dzikiej przyrody na hałas antropogeniczny jest zależna od charakterystyki hałasu – czy jest to hałas przemysłowy, hałas spowodowany wydobywaniem surowców naturalnych, hałas transportowy czy hałas w wyniku ludzkiej rekreacji. Mimo tego, że wszystkie wyżej wymienione źródła hałasu są określane jako hałas antropogeniczny, ich poszczególne właściwości są takie same. Hałas antropogeniczny jest zmienny w czasie, w przestrzeni oraz posiada zróżnicowaną amplitudę, przy czym charakterystyka tej zmienności jest ściśle powiązana z przyczyną hałasu. Prawdopodobnie zwierzęta w inny sposób będą reagowały na krótkie, intensywne dźwięki o wysokiej amplitudzie (jak np. wystrzał) niż na hałas z bardziej stopniową amplitudą, jak to wygląda w sytuacji hałasu drogowego (Gill i in., 2015).

3.1 Hałas drogowy

Transport jest jednym z najważniejszych źródeł hałasu antropogenicznego. Powoduje go zarówno pasażerski ruch drogowy, powietrzny i morski, jak i transport produktów oraz zasobów. Jego natężenie wciąż się zwiększa. Aktualnie, mało jest miejsc na mapie Europy, które uznawane są za miejsca pozbawione hałasu (Ryc. 1.). W Stanach Zjednoczonych, w ciągu ostatnich czterdziestu lat, ruch drogowy zwiększył się dziesięciokrotnie, natomiast ruch samolotowy od lat osiemdziesiątych dwudziestego wieku – zwiększył się ponad trzykrotnie (Barber i in.,

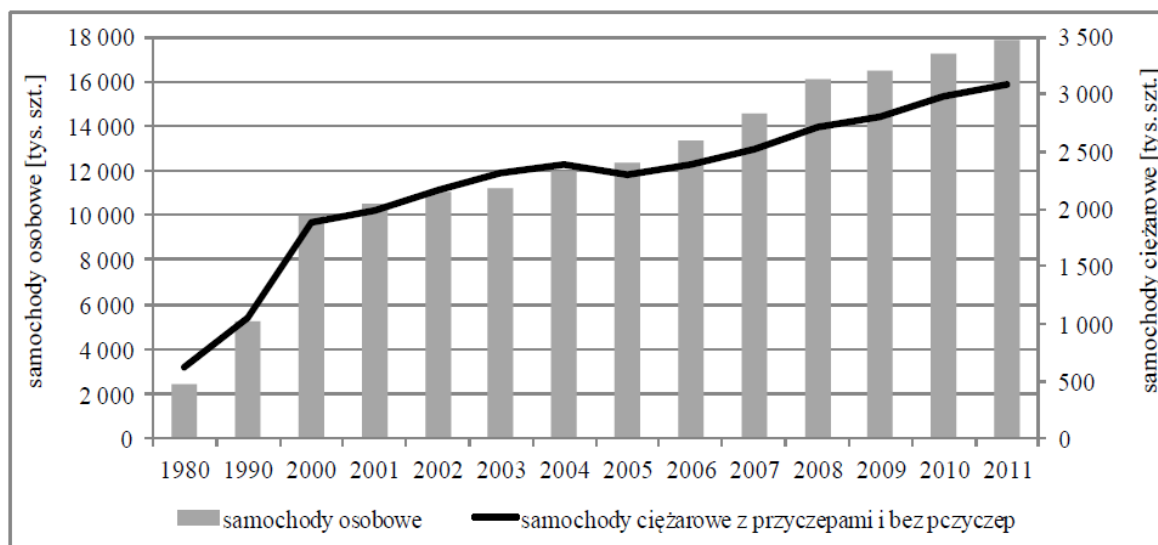
2010). Z powodu tak drastycznych i szybkich zmian środowiska, oczekuje się, że limit tolerancji na zanieczyszczenie hałasem w przypadku wielu gatunków zwierząt został wyczerpany (Hendry i in., 2008; Sih i in., 2011).



Rycina 1. Mapa potencjalnych cichych rejonów na terenie Europy (źródło: EEA Report No 22/2019).

Hałas związany z transportem lądowym jest też szczególnie rozpowszechniony. Choć około 80% powierzchni Ziemi jest aktualnie pozbawiona dróg, to te obszary mają najczęściej postać niewielkich fragmentów. Ponad połowa tych powierzchni jest mniejsza niż 1 kilometr kwadratowy oraz tylko 7% jest większa niż sto kilometrów kwadratowych (Ibisch i in., 2016). Oznacza to, że do większości miejsc na Ziemi dociera hałas generowany na drogach. Szacuje się, że ilość dróg wzrosła o ponad 60% w latach 2010-2015 (Laurance i in., 2015). Prawdopodobnie do roku 2050 na Ziemi przybędzie około 25 milionów kilometrów nowych dróg – co dałoby możliwość sześćsetkrotnego opasania Ziemi (Dulac, 2013).

Przyczyną wzrastającego hałasu drogowego jest również zwiększenie się liczby samochodów. W Polsce, na przełomie 30 lat (1980-2011), liczba zarejestrowanych pojazdów osobowych wzrosła 7.5-krotnie, do 18 milionów sztuk. W tym samym czasie liczba samochodów ciężarowych wzrosła pięciokrotnie, osiągając wartość ponad 3 milionów sztuk (Gierasimiuk i Motylewicz, 2014).



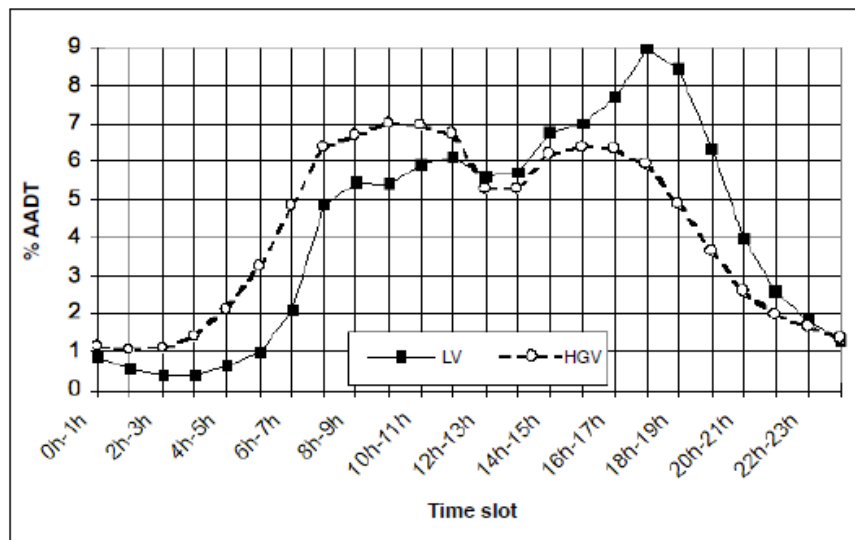
Rycina 2. Zmiany w liczbie zarejestrowanych samochodów osobowych i samochodów ciężarowych z przyczepami i bez przyczep w Polsce w latach 1980-2011 (źródło: Gierasimiuk i Motylewicz 2014, na podstawie danych Głównego Urzędu Statystycznego: <http://www.stat.gov.pl/gus>).

3.2 Charakterystyka hałasu drogowego

Hałas drogowy jest wynikiem ruchu pojazdów. Ponieważ natężenie tego ruchu jest zmienne, również hałas drogowy zmienia się w czasie (Ryc.3). Gierasimiuk i Motylewicz (2014) definiują hałas drogowy jako „superpozycję tła akustycznego oraz hałasu od ruchu pojazdów, który obejmuje hałas powstający na styku opona-nawierzchnia jak i hałas zespołu napędowego pojazdów”. Do głównych przyczyn narażenia na nadmierny hałas w otoczeniu dróg autorzy ci zaliczają:

- duże natężenie ruchu,
- częste przejazdy samochodów ciężarowych,
- dużą prędkość ruchu,
- zły stan techniczny pojazdów,
- typ i stan techniczny jezdni,
- nieefektywną sieć drogową (np. wymieszanie ruchu tranzytowego i lokalnego),
- nieefektywną urbanistykę (np. bliską zabudowę ulic).

Poza miastami, na poziom hałasu drogowego wpływają głównie: natężenie i prędkość ruchu, rodzaj przemieszczających się pojazdów, geometria, przekrój i pochylenie drogi, cechy nawierzchni, oraz rodzaj i ukształtowanie otoczenia (Gierasimiuk i Motylewicz, 2014). Jednak problem hałasu jest szczególnie trudny do rozwiązania na terenach zabudowanych. Dzieje się tak dlatego, że tam mamy do czynienia z mniejszą płynnością ruchu, dużym w stosunku do przepustowości ulic natężeniem ruchu, małymi odległościami między skrzyżowaniami, oraz udziałem w ruchu pieszych oraz komunikacji zbiorowej. Efektem są częste zatrzymania, hamowania i przyspieszenia (Gierasimiuk i Motylewicz, 2014).



Rycina 3. Roczny wykres dobowego ruchu samochodów (AADT, *Annual Average Daily Traffic*) do 3.5 tony (LV) oraz cięższych pojazdów (HGV) na drogach regionalnych we Francji w latach 1996-1997 (źródło: Traffic structure in the national road network, 1999).

3.3 Wpływ hałasu drogowego na zwierzęta

Mimo jego rozpowszechnienia, zaskakująco mało jest wiadomo na temat tego, jak hałas wpływa na naturalne populacje oraz biocenozy (Francis i in., 2012). Liczba badań dotyczących wpływu hałasu antropogenicznego na zwierzęta znacząco wzrosła w ostatnim dziesięcioleciu (Harding i in., 2019; Shannon i in., 2015). Jednakże w porównaniu z liczbą badań w innych działach ekologii związanej z działalnością człowieka, badania wpływu hałasu antropogenicznego pozostają rzadkie (Harding i in., 2019). W literaturze dotyczącej wpływu hałasu na zwierzęta możemy znaleźć szeroki zakres taksonomiczny badanych gatunków, jednakże ptaki i ssaki morskie są jak dotąd najbardziej przebadanymi grupami zwierząt. Shannon i inni (2015) przeanalizowali artykuły naukowe opublikowane w latach 1990-2013 i dotyczące wpływu hałasu antropogenicznego na zwierzęta. Okazało się, że zaledwie 11%

badania dotyczyło ssaków lądowych. Dla porównania, 37% badań dotyczyło wpływu hałasu antropogenicznego na ptaki oraz 28% odnosiło się do ssaków morskich. Badania dotyczące zwierząt lądowych dotyczyły głównie wpływu hałasu na komunikację głosową, podczas gdy badania dotyczące zwierząt morskich odnosiły się do badań wędrówek zwierząt, żerowania oraz fizjologii (Shannon i in., 2015). Dodatkowo, zaledwie 30% z przeanalizowanych artykułów obejmowało wpływ hałasu drogowego na zwierzęta. Badania dotyczące wpływu hałasu drogowego na ssaki lądowe są bardzo rzadkie, mimo tego, że potencjalny wpływ tego rodzaju zanieczyszczenia środowiska na ssaki lądowe jest bardzo duży (Byrnes i in., 2012).

Pośród ssaków, rząd gryzoni jest najważniejszym pod względem liczby osobników, liczby występujących gatunków oraz rozpowszechnienia geograficznego (Wilson i in., 2017). Gryzonie przystosowały się do obecności człowieka i rozprzestrzeniły się wraz z nim na cały świat, kolonizując różnorodne środowiska. Rząd gryzoni obejmuje 29 rodzin, 468 rodzajów oraz ponad 2052 gatunki zwierząt. Ssaki te charakteryzują się szczególnie swoim uzębieniem, składającym się z dwóch par nieustająco rosnących siekaczy. Większość gryzoni jest wszystkożerna (Delaney i in., 2018). Dla gryzoni, człowiek był na początku jedynie drapieżnikiem, którego należało unikać, jednakże z czasem oraz z przejściem *Homo sapiens* z nomadycznego na osiadły tryb życia, osady człowieka stały się dla gryzoni cennym źródłem schronienia i pokarmu. Negatywny wpływ gryzoni na człowieka waha się od niewygodnego do śmiertelnego. Gryzonie niszczą uprawy, zanieczyszczają odchodami zbiory, uszkadzają struktury nawadniające kopiąc nory, oraz dokonują zniszczeń poprzez obgryzanie przedmiotów. Niektóre gatunki gryzoni przenoszą szczególnie niebezpieczne choroby: np. myszorówka natalaska *Mastomys natalensis* przenosi gorączkę Lassa (Monath i in., 1974), szczur śniady *Rattus rattus* dżumę (Tollenaere i in., 2010), a myszak leśny *Peromyscus maniculatus* jest wektorem hantawirusa Sin Nombre (Zaki, 1995). Wiele innych gatunków gryzoni jest wykorzystywanych przez człowieka jako źródło pokarmu, futer, atrakcyjne zwierzęta domowe, oraz organizmy modelowe w badaniach laboratoryjnych (Musser, Guy. "Rodent". Encyclopedia Britannica, 4 Apr. 2020, <https://www.britannica.com>, dostęp 22 marca 2021). Ze względu na szerokie rozprzestrzenienie i wysoką liczebność gryzoni, ssaki te wchodzą w silne oddziaływania ekologiczne (Gaston, 2010). Z tej przyczyny zmiany zachowania gryzoni, które potencjalnie następują pod wpływem hałasu, mogą mieć znaczące konsekwencje dla wielu innych gatunków, procesów i zjawisk ekologicznych (Winfrey i in., 2015).

3.4 Wpływ hałasu na żerowanie

Przykładem zachowania, które może ulegać silnym modyfikacjom pod wpływem hałasu, jest żerowanie. Żerując, zwierzęta muszą utrzymać równowagę pomiędzy koniecznością zdobycia odpowiedniej ilości energii z pożywienia, oraz koniecznością unikania drapieżników (Brown i Kotler 2004). Tę zależność formalizuje następujące równanie:

$$H = C + P + MOC$$

Według niego, zwierzę powinno żerować dopóki zyski z żerowania - czyli tempo pozyskania zasobów, H - przewyższają sumę energetyczną kosztów żerowania (C), kosztów związanych z ryzykiem drapieżnictwa (P) oraz kosztów utraty innych okazji (MOC). Zwykle ten model testuje się za pomocą *Giving up density* (GUD). GUD jest ilością pokarmu, która pozostaje w danym miejscu („płacie”), gdy zwierzę decyduje o przeniesieniu się na inne miejsce żerowania. Metoda GUD opiera się na założeniu, że w miarę żerowania spada tempo pozyskania zasobów, gdyż zwierzę obniża zagęszczenie pokarmu w danym płacie, więc coraz więcej czasu zajmuje jego poszukiwanie. Założenie to jest w wielu wypadkach realistyczne (Brown i Kotler, 2004). Wreszcie zagęszczenie pokarmu staje się tak niskie, że koszty żerowania przewyższają zyski i zwierzę porzuca płat. Metoda GUD jest najczęściej wykorzystywana do mierzenia ryzyka drapieżnictwa (Bedoya-Perez i in., 2013).

Na ryzyko drapieżnictwa z kolei potencjalnie wpływa hałas (Chan i Blumstein, 2011; Francis i Barber, 2013; Kern i Radford, 2016). Dzieje się to poprzez zjawisko zwane „maskowaniem”, które polega na tym, że w obecności hałasu, próg słyszalności dźwięków ulega przesunięciu do większych natężeń (Barber i in., 2010). W praktyce maskowanie może wywołać dwa przeciwstawne efekty. Z jednej strony hałas może zagłuszać żerujące zwierzę i utrudniać jego wykrycie przez drapieżnika. Wówczas koszty drapieżnictwa (P) spadłyby, a GUD uległoby obniżeniu (zwierzęta żerowałyby dłużej w danym płacie). Pewnym wsparciem dla hipotezy, że hałas utrudnia polowanie, są badania na nietoperzach i ptakach. Pokazują one, że zdolność odławiania owadów u nietoperzy pogarsza się, gdy polują one w hałaśliwym środowisku (Siemers i Schaub, 2011; Bunkley i Barber, 2015; Luo i in., 2015). Kolejne badania wskazują również, że hałas antropogeniczny utrudnia dostrzeżenie ofiar przez sikorki bogatki (Halfwerk i Oers, 2020).

Z drugiej strony, hałas może utrudniać ofiarom wykrycie zbliżającego się drapieżnika (Chan i in., 2010). Jeżeli hałas maskuje dźwięki wydawane przez drapieżniki lub rozprasza uwagę ofiar, żerowanie staje się bardziej ryzykowne (wyższy koszt drapieżnictwa P), a GUD

wzrasta (zwierzęta szybciej porzucają płaty). Wydaje się, że sytuacja tak ma miejsce np. u nieświszczuków czarnoogonowych (*Cynomys ludovicianus*), gdyż żerują one mniej intensywnie podczas emisji hałasu (Shannon i in., 2014; 2016, Buxton i in., 2020).

3.5 Wpływ warunków pogodowych na żerowanie

Innym poza hałasem czynnikiem, który może zmieniać nasilenie żerowania gryzoni, są warunki pogodowe takie jak wilgotność, temperatura, zachmurzenie, natężenie światła czy faza Księżyca (Lima i in., 1985; Brown, 1988; Orrock i Danielson, 2009; Williams i in., 2014). Wpływają one na aktywność zwierząt (Vickery i Bider 1981; Pucek i in., 1993; LaHaye i in., 2004), w tym na żerowanie małych gryzoni (Kotler i in., 1993). Mysz leśna oraz nornica ruda mogą odmiennie reagować na panujące warunki atmosferyczne (Wróbel i Bogdziewicz, 2015). W badaniach przeprowadzonych w lasach bukowych zachodniej Polski, zachmurzenie zwiększało aktywność myszy leśnej, jednakże efekt ten słabł podczas pełni Księżyca (Wróbel i Bogdziewicz, 2015). W przypadku nornicy rudej, faza Księżyca miała znaczący wpływ na aktywność bez względu na zachmurzenie. Opady deszczu zwiększały aktywność *A. flavicollis* (Wróbel i Bogdziewicz, 2015). Przyczyną tej sytuacji może być efekt maskowania odgłosów żerowania małych ssaków przez deszcz (Vickery i Bider 1981; Brown i in., 1988). Kolejnym powodem zwiększonej aktywności gryzoni może być również unikanie przez ich drapieżniki deszczu ze względu na potencjalną utratę ciepła spowodowaną wilgotnością futra (Brandt i Lambin, 2005). Z drugiej strony, aktywność *M. glareolus* zmniejszała się podczas deszczu, lecz efekt ten nie osiągnął progu istotności statystycznej (Wróbel i Bogdziewicz, 2015). Wzrost temperatury miał negatywny wpływ na aktywność obu gatunków ssaków (Wróbel i Bogdziewicz, 2015).

3.6 Cel prowadzonych badań

Przeprowadziłam badania, których celem było przetestowanie, jak hałas drogowy wpływa na żerowanie małych ssaków. Interesowało mnie, czy długotrwały hałas zmienia zachowania przyzwyczajonych do niego zwierząt, oraz czy efekt ten jest różny w przypadku nowego źródła hałasu. W dodatku, przeanalizowałam, jak żerowanie zmienia się pod wpływem warunków atmosferycznych i czy modyfikują one wpływ hałasu. Odpowiedź na te pytania jest ważna, gdyż hałas antropogeniczny jest zjawiskiem bardzo powszechnym i wraz z rozwojem sieci dróg i transportu naziemnego, staje się coraz bardziej rozprzestrzeniony. W tej sytuacji zwierzęta mają wybór – albo przystosować się do panujących warunków, albo unikać hałaśliwych miejsc. Krótka ekspozycja na źródło hałasu może nie mieć długodystansowych konsekwencji (Bejder

i in. 2006), dlatego obiektem mojego zainteresowania są populacje narażone na ciągły hałas antropogeniczny.

Podczas badań zostały przetestowane trzy alternatywne hipotezy:

- H1: Intensywność żerowania małych ssaków wzrasta wraz z poziomem hałasu antropogenicznego. Zjawisko to nastąpi wówczas, gdy głównym skutkiem hałasu będzie akustyczne maskowanie małych ssaków przed drapieżnikami. W przypadku tego scenariusza, sąsiedztwa dróg mogłyby być obszarami, gdzie zmniejszona presja drapieżnicza zwiększa z kolei presję małych ssaków na organizmy będące ich pokarmem (Schmitz i in., 1997; Preisser i in., 2005; Creel i Christianson, 2008).
- H2: Intensywność żerowania małych ssaków spada wraz z poziomem hałasu antropogenicznego. Zjawisko to nastąpi wówczas, gdy głównym wpływem hałasu będzie utrudnione wykrywanie drapieżników przez małe ssaki. Efekt ten można nazwać efektem „rozproszonej uwagi” (Chan i in., 2010). W tym wypadku, sąsiedztwa dróg byłyby obszarami szczególnego ryzyka drapieżnictwa i zmniejszonej presji konsumpcyjnej małych ssaków.
- H3: Ostatnią możliwością jest równoważenie się wpływu hałasu antropogenicznego na akustyczne maskowanie ofiar i drapieżników: wówczas żerowanie pozostałoby niezmiennione. W tym scenariuszu drogi nie wpływałyby na oddziaływania troficzne małych ssaków.

Powyzsze hipotezy zostały przetestowane za pomocą dwóch jednoczesnych badań terenowych monitorujących poziom żerowania małych ssaków: obserwacyjnych i eksperymentalnych. Zebrałam przy tym również dane na temat czynników pogodowych, aby móc kontrolować ich wpływ na żerowanie małych ssaków. Badania obserwacyjne zostały wykonane na powierzchniach znajdujących się nieopodal drogi, a badania eksperymentalne na powierzchniach oddalonych od dróg, gdzie emitowano hałas z głośników („obserwacyjne” i „eksperymentalne” odnoszą się tutaj do źródła dźwięku, gdyż metoda GUD jest z natury eksperymentalna). Wyniki moich badań były zgodne z pierwszą hipotezą – podczas emisji hałasu drogowego żerowanie małych ssaków wzrosło, co mogłoby wskazywać, że zachodzi zjawisko akustycznego maskowania. Jednak efekt ten został zarejestrowany wyłącznie przy eksperymentalnej emisji hałasu: badania obserwacyjne nie wskazały na wpływ intensywności hałasu drogowego na żerowanie małych ssaków. Warunki pogodowe nie modyfikowały tego wyników.

4. Metody

4.1 Organizmy badawcze

Mysz leśna (*Apodemus flavicollis*)

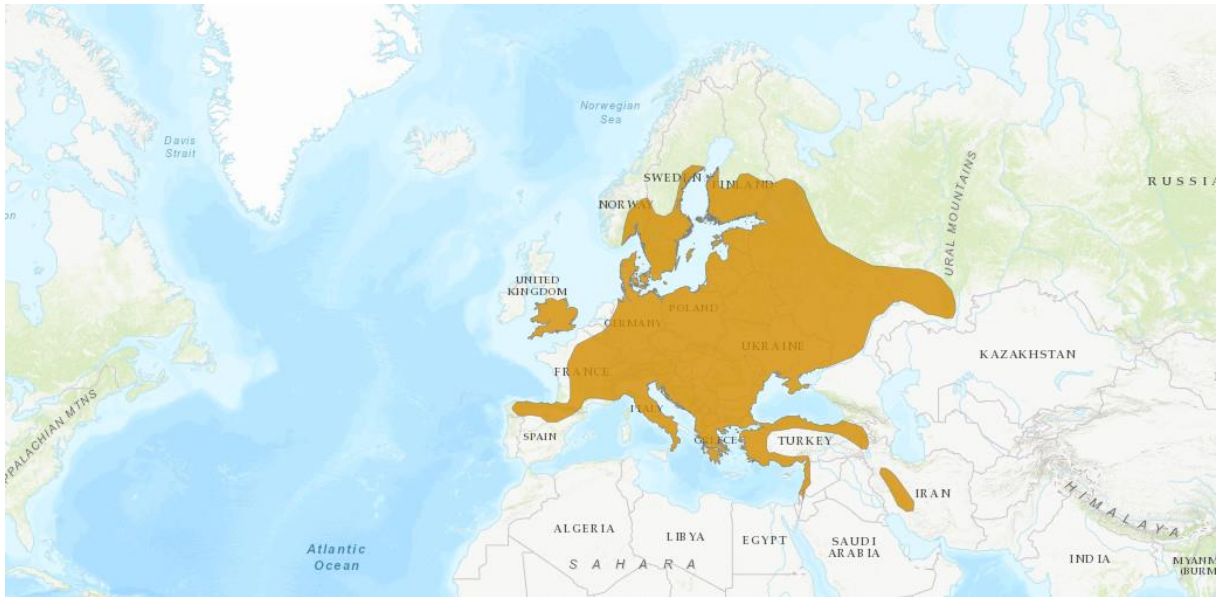
Systematyka. Mysz leśna należy do rodzaju *Apodemus*, podrodziny myszy (Murinae). Podrodzina ta jest częścią rodziny myszowatych (Muridae), natomiast rodzina myszowatych zalicza się do nadrodziny myszowych (Muroidea), podrzędu myszokształtnych (Myomorpha) i rzędu gryzoni (Rodentia) (ITIS, <https://www.itis.gov/>; dostęp 21.06.2021).

Opis gatunku. Mysz leśna charakteryzuje się długością ciała od 69 do 121 mm a długością ogona od 57 do 130 mm. Masa ciała wynosi zwykle 17 do 43 g, choć zdarzają się osobniki powyżej 60 g. Przedstawiciele tego gatunku posiadają rudobrunatne futerko na grzbiecie, wyraźnie oddzielone od białej barwy brzucha. Na piersi znajduje najczęściej żółta plama, obok niej dwie izolowane lub też całość tych plam tworzy żółtą obrożę (Pucek, 1984). Mysz leśna jest gryzoniem aktywnym o zmierzchu i w nocy (Stradiotto i in., 2009).



Fotografia 1. Zdjęcie myszy leśnej *Apodemus flavicollis* (autor zdjęcia: Tomasz Skorupka).

Występowanie. Mysz leśna występuje od Wielkiej Brytanii poprzez większą część kontynentalnej Europy. Jej granice występowania to rejony Uralu w Rosji oraz wschodniej Turcji do zachodniej Armenii, w Iranie. Jej południowy zasięg występowania to Syria, Liban i Izrael (IUCN Red List).



Rycina 4. Zasięg geograficzny myszy leśnej *Apodemus flavicollis* (źródło: IUCN Red List).

Preferencje środowiskowe. Mysz leśna jest gatunkiem zaliczanym do grupy gryzoni typowo leśnych. Gryzoń ten jest obecny zarówno w kompleksach leśnych jak i zadrzewieniach śródpolnych (Pucek, 1984).

Nornica ruda (*Myodes glareolus*)

Systematyka. Nornica ruda należy do podrodziny karczowników (Arvicolinae), natomiast podrodzina ta jest częścią rodziny chomikowatych (Cricetidae). Rodzina chomikowatych przynależy do rzędu gryzoni (Rodentia) (ITIS, <https://www.itis.gov/>; dostęp 21.06.2021).

Opis gatunku. Długość ciała nornicy rudej może wynosić od 66 do 115 mm, a długość jej ogona od 35 do 63 mm. Masa ciała waha się w granicach 10,1 do 38,5 g. Futerko na grzbiecie na czerwono-rudawy odcień, natomiast ku bokom ciała jest bardziej szare. Brzuch nornicy rudej wyróżnia się od grzbietu, jest koloru białawego (Pucek, 1984). Jest zwierzęciem aktywnym zarówno w ciągu dnia jak i w nocy (Konig, 1973).



Fotografia 2. Zdjęcie normicy rudej *Myodes glareolus* (autor zdjęcia: Tomasz Skorupka).

Występowanie. Normica ruda występuje w całej Palearktyce. W Polsce jest obecna na terenie całego kraju (*Myodes glareolus*, IUCN; Wilson i Reeder, 2005).



Rycina 5. Zasięg geograficzny normicy rudej *Myodes glareolus* (źródło: IUCN Red List).

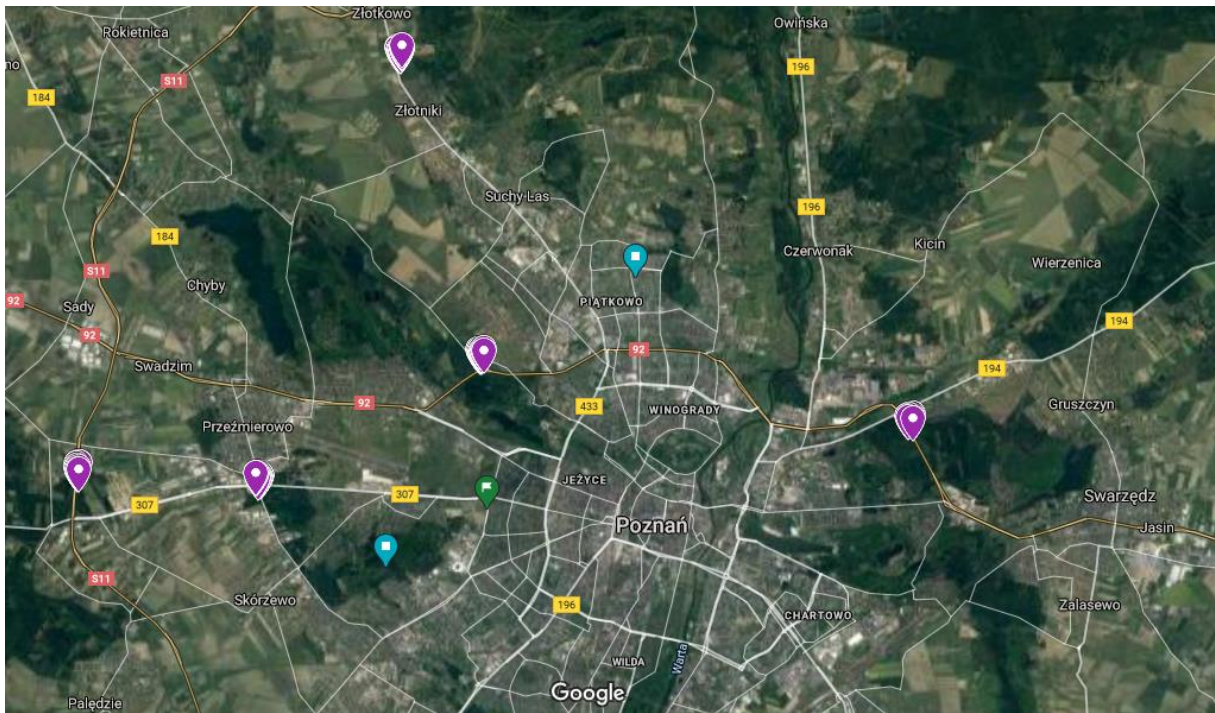
Preferencje środowiskowe. Normica ruda jest gatunkiem leśnym, występuje głównie w lasach liściastych i mieszanych z dobrze rozbudowaną warstwą podszytu. Spotykana jest również w śródpolnych zaroślach i zadrzewionych dolinach rzecznych (Pucek, 1984).

4.2 Badania w roku 2017

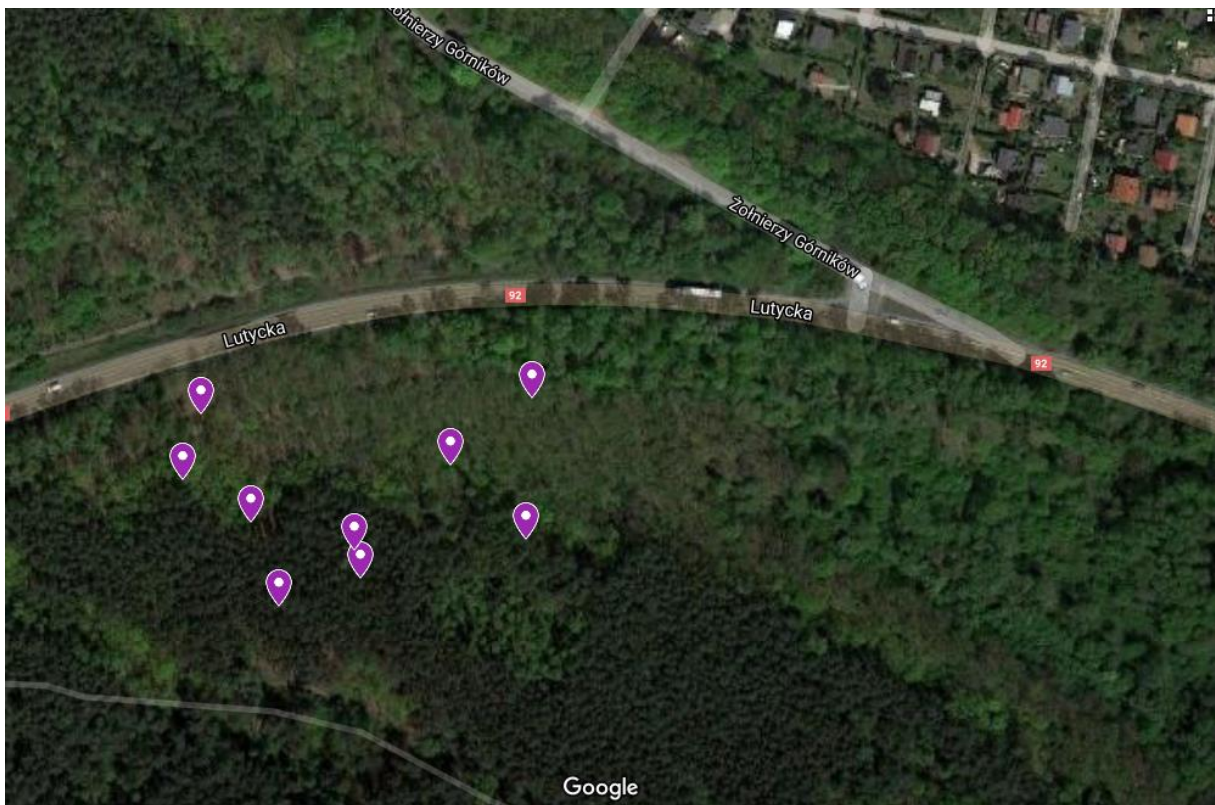
Badania były prowadzone w okresie od 5 marca do 8 kwietnia 2017 roku na pięciu obszarach leśnych w Poznaniu i okolicach. Powierzchnie badawcze „Lutycka” oraz „Bałtycka” znajdowały się na obszarze zarządzanym przez Zakład Lasów Komunalnych w Poznaniu, powierzchnia badawcza „Tor Poznań” należała do nadleśnictwa Konstantinowo, natomiast powierzchnia „Złotkowo” znajdowała się na terenie nadleśnictwa Łopuchówko. Powierzchnia „S11” znajdowała się na terenie wsi Zakrzewo, tuż przy zachodniej granicy miasta Poznania, na terenie gminy Dopiewo. Wszystkie powierzchnie charakteryzowały się dominacją sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris*) w drzewostanie.

Na każdej powierzchni zostało rozstawionych 9 skrzynek o wymiarach 33 x 19,5 x 12 cm, w różnych odległościach od drogi. W każdym pojemniku, na dłuższym boku pudełka, wykonane były dwa otwory o średnicy 64 mm. Każdorazowo pojemnik został wypełniony 1 L piasku oraz ~ 5 g (5.00-5.05) nasion łuskanego słonecznika. Na każdej powierzchni pojemniki były wystawiane między 18.00 a 22.00, a następnego ranka były zbierane (między 9.00 a 11.00). W sumie pojemniki z pokarmem były wystawione na pięć nienastępujących po sobie nocy marca i kwietnia. Odległość między pojemnikami wynosiła co najmniej 30 m.

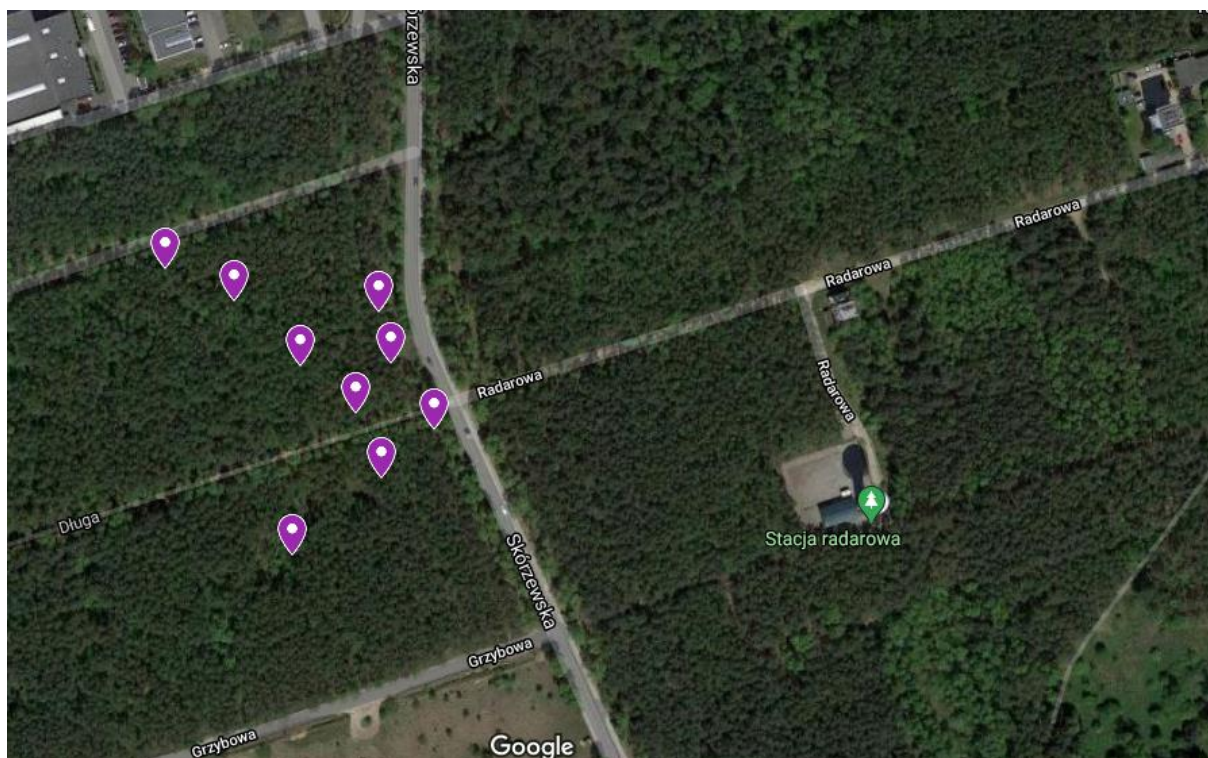
Przy zbieraniu pojemników, nasiona zostały przesiane przez sito o wielkości oczka 1 mm, zebrane, a następnie wysuszone w cieplarni w temperaturze 60°C przez 5 h. Następnie sucha masa nasion została zważona do wartości 0.001, aby oszacować ubytek w wyniku żerowania (Hinkelman i in. 2011). Jednocześnie na każdej powierzchni, na każdym stanowisku, przez okres jednej godziny w nocy pomiędzy godziną 20.00 a 24.00, został zmierzony hałas uliczny w dBA za pomocą miernika hałasu Svan 945a. Średni godzinny hałas drogowy został odczytany za pomocą programu Svan PC++. W czasie pomiaru hałasu był również wystawiony miernik siły wiatru, mierzący jego średnią siłę podczas 1h (wiatr jest czynnikiem zmieniającym poziom naturalnego hałasu). Okazjonalnie również została zainstalowana fotopułapka, w celu weryfikacji gatunków małych ssaków korzystających z GUDów. Innymi mierzonymi zmiennymi były opady (gdyż naturalnie maskują dźwięki) oraz temperatura, zachmurzenie i faza Księżyca (gdyż wpływają one na aktywność i intensywność żerowania małych ssaków) (Falcenberg i Clarke, 1998; Wróbel i Bogdziewicz 2015).



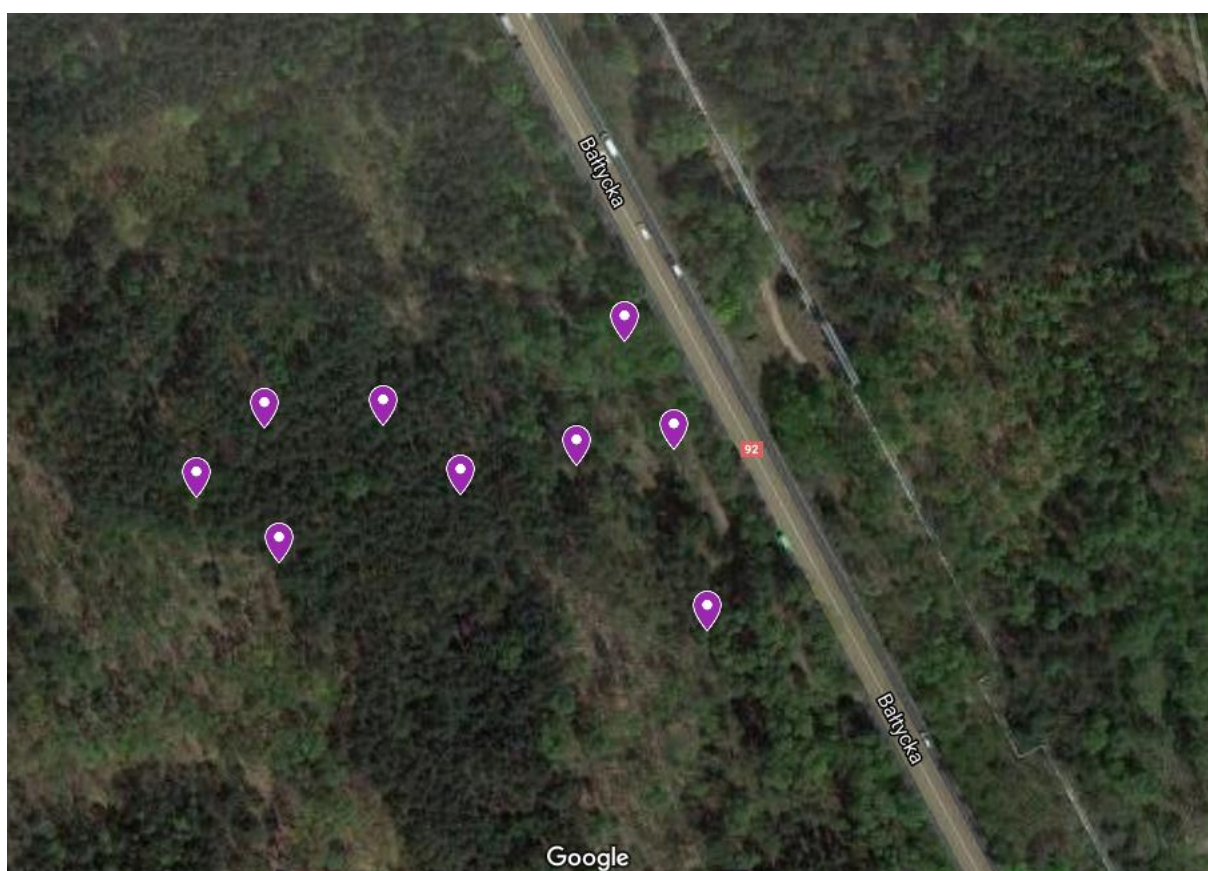
Rycina 6. Powierzchnie badawcze w roku 2017 na terenie miasta Poznania (źródło: Google Maps).



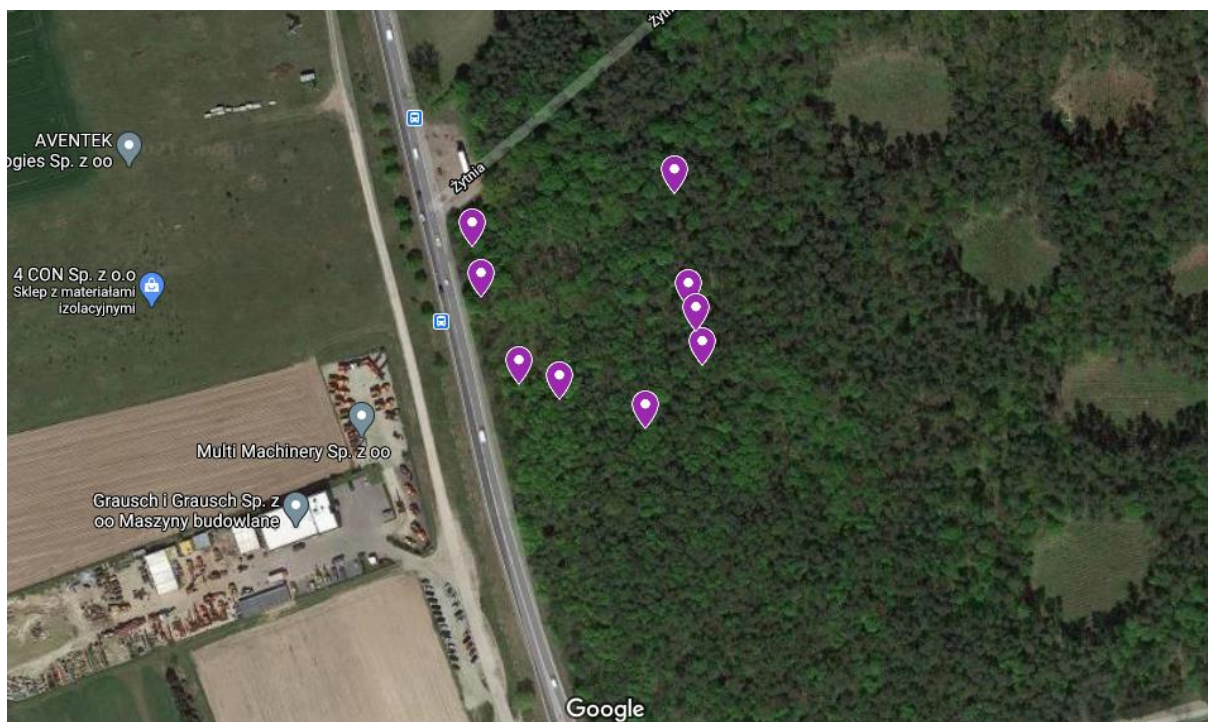
Rycina 7. Punkty GUD na powierzchni „Lutycka” (źródło: Google Maps).



Rycina 8. Punkty GUD na powierzchni „Tor Poznań” (źródło: Google Maps).



Rycina 9. Punkty GUD na powierzchni „Bałtycka” (źródło: Google Maps).



Rycina 10. Punkty GUD na powierzchni „Złotkowo” (źródło: Google Maps).



Rycina 11. Punkty GUD na powierzchni „S11” (źródło: Google Maps).

4.3 Metodyka badań w roku 2019

4.3.1 Badania obserwacyjne

W okresie od 23 lipca do 31 sierpnia wykonano badania obserwacyjne na sześciu powierzchniach badawczych znajdujących się nieopodal dróg (Perzycka_1; Marcelin_1; Strzeszyn_1; Lutycka_1; Bydgoska_1; Borowikowa_1). Wszystkie powierzchnie badawcze znajdowały się na obszarze zarządzanym przez Zakład Lasów Komunalnych w Poznaniu oraz charakteryzowały się dominacją sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris*) w drzewostanie. Powierzchnia „Perzycka_1”, „Marcelin_1” znajdowały się na terenie Lasku Marceleńskiego w zachodniej dzielnicy Poznania, na terenie części miasta Poznań - Ławica. Powierzchnia „Lutycka_1” była umiejscowiona na terenie Gołęczin w północno-zachodniej dzielnicy Poznania, na terenie części Poznania Jeżyce, natomiast powierzchnia „Strzeszyn_1” znajdowała się na części administracyjnej Strzeszyn w północno - zachodniej dzielnicy Poznania, również na terenie dzielnicy miasta Poznań - Jeżyce. Powierzchnia „Bałtycka_1” znajdowała się we wschodniej części miasta Poznań, w okolicach cmentarza Miłostowo oraz przy drodze nr 92 w Poznaniu, na terenie osiedla Antoninek - Zieliniec - Kobylepole. Powierzchnia „Bydgoska_1” również znajdowała się w okolicach cmentarza Miłostowo oraz we wschodniej części miasta Poznań, jednakże jej położenie graniczyło ze wsią Bogucin i jednocześnie z gminą Swarzędz. Ze względu na niszczenie przez dziki wystawionych pojemników z pokarmem, powierzchnia Marcelin_1 została zamknięta po upływie jednej nocy badań.

Pojemniki GUD, o wymiarach takich samych, jak w 2017 roku, były rozstawiane w czterech odległościach od drogi: 10, 30, 50 oraz 70 m. Pojemniki były wystawiane między godziną 17:00 a 20:00 oraz zbierane następnego ranka w godzinach 8:00-11:00. Na każdej powierzchni wykonano dziewięć serii badań, czyli wystawiono pojemniki w sumie na dziewięć nocy w lipcu i sierpniu. Każda kolejna seria eksperymentu była wykonana w innym miejscu: pojemniki GUD były przeniesione 20 m wzdłuż drogi, zachowując docelową odległość od drogi.

Każdy pojemnik został wypełniony 0.5 L piasku oraz 200 (~9,5 g) ziarnami łuskanego słonecznika (fot.1) . Każdorazowo po upływie jednej nocy została zmierzona ilość spożytych nasion. Nasiona zostały przesiane przez sito o wielkości oczka 1 mm, zebrane, a następnie zważone do wartości 0.01 g wagą jubilerską (MT6255) oraz przeliczone.

Przy każdym pojemniku GUD mierzono wartość hałasu w dBA, a także wilgotność powietrza w procentach (%), natężenia oświetlenia w Luksach (Lux; jako wskaźnik zwartości koron drzew) oraz temperaturę powietrza w stopniach Celsjusza (°C) za pomocą miernika środowiskowego Voltcraft DT 8820. Pomiary światła, wilgotności oraz temperatury odbywały

się każdorazowo przy rozkładaniu i zbieraniu prób. Miara hałasu polegała na pomiarze natężenia hałasu co 10 sekund, przez okres 1 minuty przy rozkładaniu i zbieraniu prób. Dane uzupełniono fazą Księżyca, ilością opadów oraz stopnia zachmurzenia.



Fotografia 3. Żerująca mysz leśna *Apodemus flavicollis* (wykonanie własne).

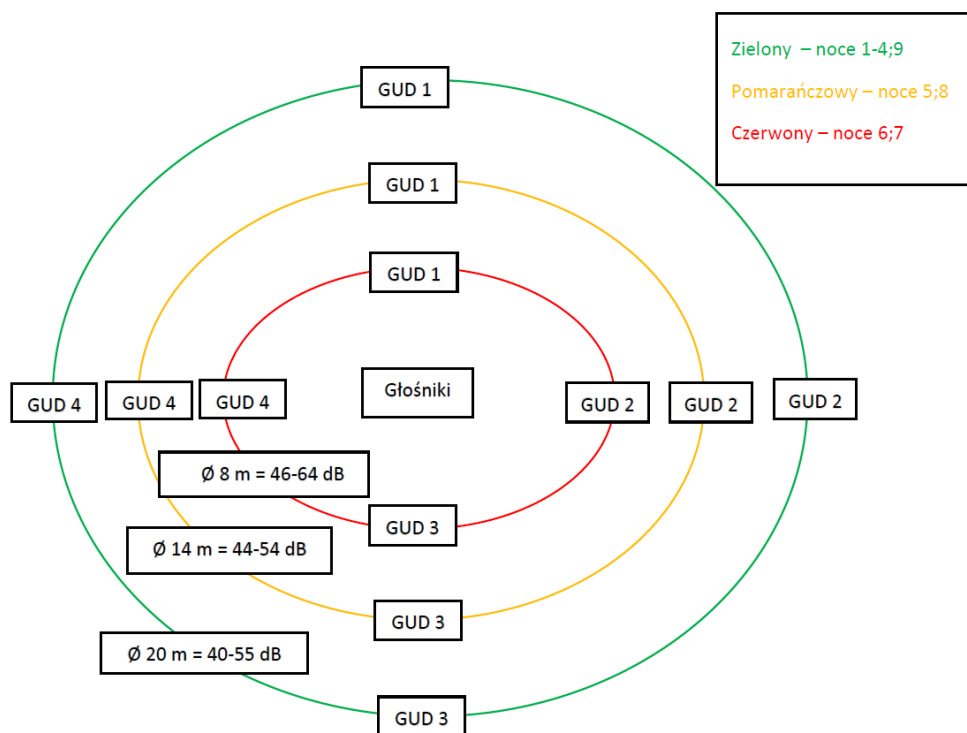
4.3.2 Badania eksperymentalne

Badania z eksperymentalną emisją hałasu zostały przeprowadzone od 26 lipca do 31 sierpnia 2019 roku, na pięciu powierzchniach (Bałtycka_E; Borowikowa_E; Marcelin_E; Perzycka_E oraz Strzeszyn_E), znajdujących się w cichszych rejonach miasta Poznania. Wszystkie powierzchnie badawcze znajdowały się na obszarze zarządzanym przez Zakład Lasów Komunalnych w Poznaniu oraz charakteryzowały się dominacją sosny zwyczajnej w drzewostanie. Powierzchnie „Perzycka_E” „Marcelin_E” oraz „Strzeszyn_E” znajdowały się przy drodze nr 92 w Poznaniu, na terenie osiedla Antoninek - Zieliniec - Kobylepole. Powierzchnia „Borowikowa_E” oraz „Bałtycka_E” były umiejscowione w okolicach cmentarza Miłostowo, również na terenie osiedla Antoninek – Zieliniec – Kobylepole.

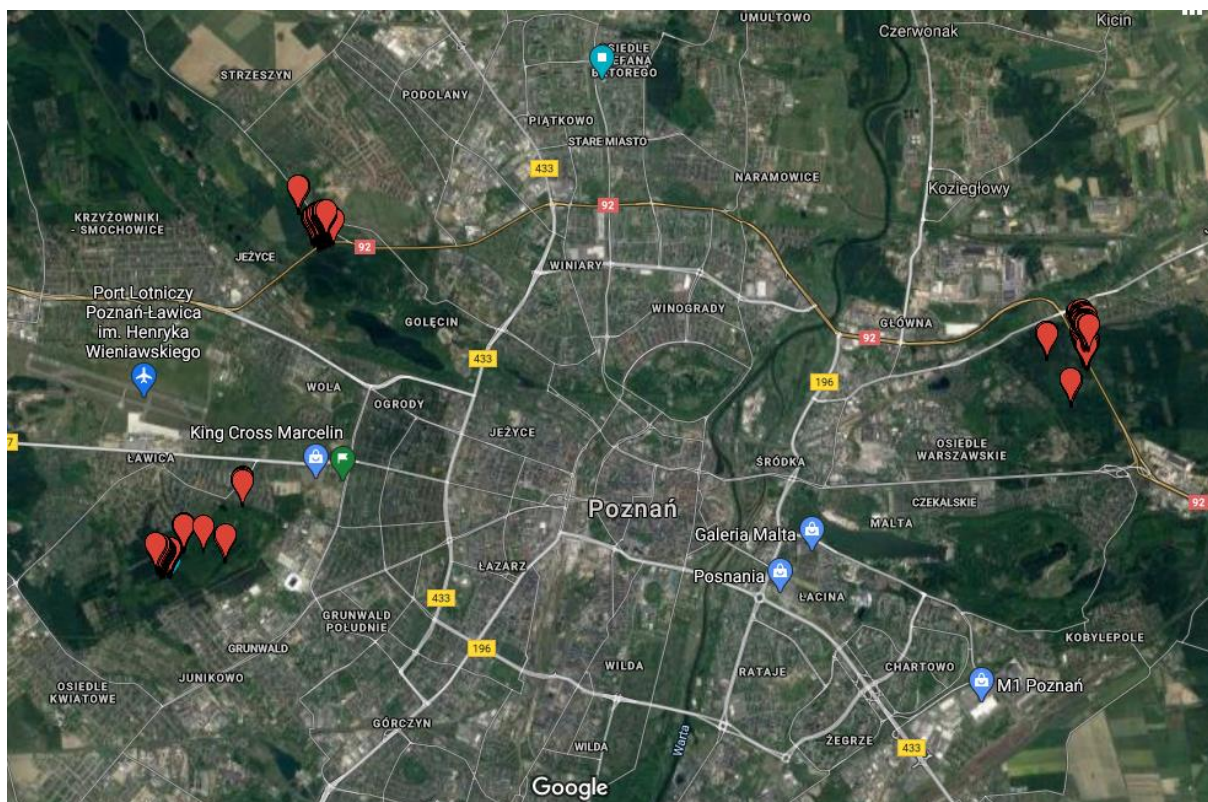
Na każdej powierzchni został umiejscowiony sprzęt emitujący hałas: dwa wodoodporne głośniki (Lamax Beat Sentinel SE-1) połączony z dwoma wodoodpornymi powerbankami (Sandberg Outdoor Waterproof 10400mAh).

Badania eksperymentalne były podzielone na trzy etapy – etap przed emisją hałasu, etap emisji hałasu i etap po emisji hałasu (ryc. 10). Etap pierwszy polegał na sprawdzeniu żerowania

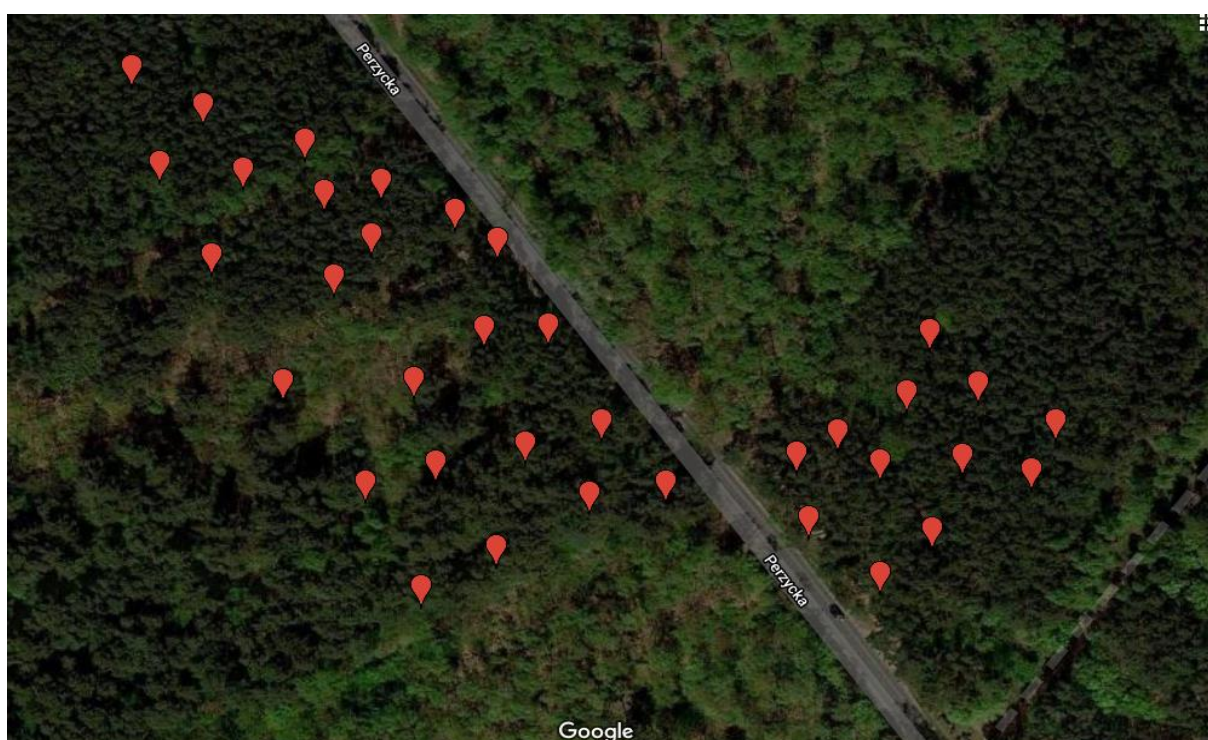
małych ssaków przez trzy noce bez emisji dźwięku (serie 1-3), następnie przez okres trzech nocy (serie 4-6) był emitowany hałas drogowy o wzrastającym natężeniu. Ostatnim, czyli trzecim etapem (serie 7-9) było sprawdzenie żerowania po okresie emisji hałasu. Pojemniki GUD były przygotowane w taki sam sposób, jak w badaniach obserwacyjnych 2019 r., natomiast wzrost natężenia hałasu uzyskano poprzez przybliżenie pojemników z GUD do ustawionych na maksymalną głośność głośników (ryc. 10). W serii 4 umieściłam cztery pojemniki z mieszanką piasku i nasion w najodleglejszych punktach okręgu o średnicy 20 m. Uzyskałam w ten sposób hałas o natężeniu 40-55 dB (średnia 45.1 dB). W serii 5, cztery pojemniki zostały umieszczone na okręgu o średnicy 14 m (hałas o natężeniu 44-54 dB, średnia 47.9 dB). W serii 6, odległość została zredukowana do 8 m (hałas o natężeniu 46-64 dB, średnia 52.9 dB). Różnicowanie natężenia hałasu miało na celu stwierdzenie, czy u małych ssaków występuje jego preferencyjne natężenie lub poziom natężenia hałasu, do którego jest on tolerowany przez myszy (Drolet i in. 2016). Każdorazowo wykonano pomiary hałasu w miejscu wystawienia pojemnika GUD. Nagrania hałasu drogowego było odtwarzane bez przerwy od godziny wystawienia GUD (czyli pomiędzy godziną 17:00 a 20:00) do zebrania prób następnego dnia (w okolicach godziny 8:00-11:00). Zbieranie prób i mierzenie żerowania oraz pomiary środowiskowe były przeprowadzone tak, jak w badaniach obserwacyjnych 2019 r. Badania na powierzchni Marcelin_E musiały zostać przerwane po pierwszym etapie badań eksperymentalnych ze względu na aktywność dzików i niszczenie sprzętu badawczego przez zwierzęta.



Rycina 12. Plan eksperymentu. GUD 1-4 oznacza tutaj pojemniki z mieszanką piasku i nasion użyte do mierzenia intensywności żerowania metodą „giving-up density”.



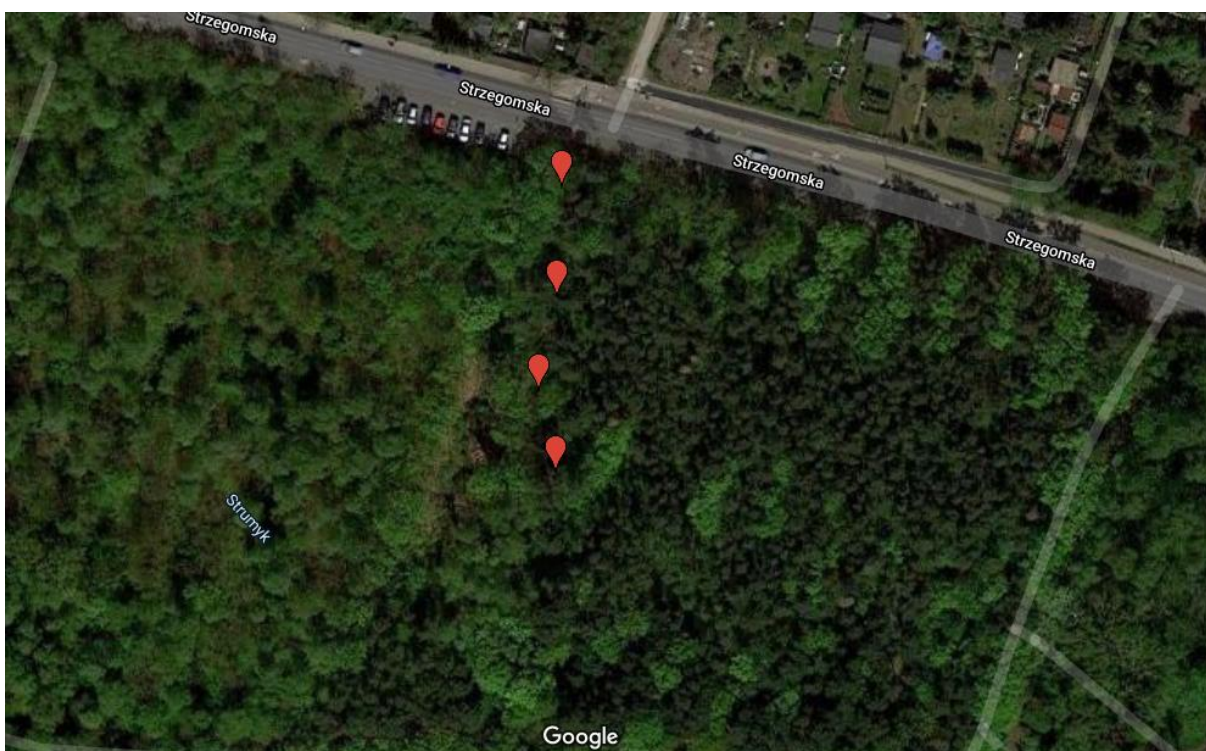
Rycina 13. Powierzchnie badawcze w roku 2019 na terenie miasta Poznania (źródło: Google Maps).



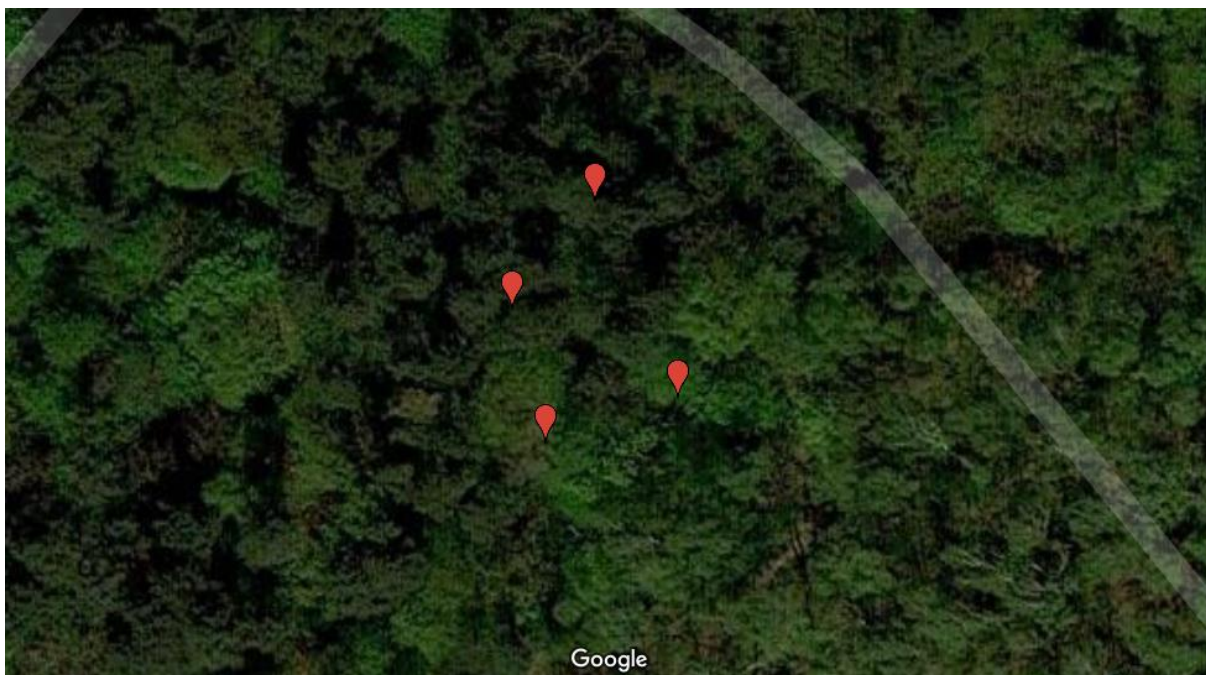
Rycina 14. Punkty GUD na powierzchni „Perzycka_1” (źródło: Google Maps).



Rycina 15. Punkty GUD na powierzchni „Perzycka_E” (źródło: Google Maps).



Rycina 16. Punkty GUD na powierzchni „Marcelin_1” (źródło: Google Maps).



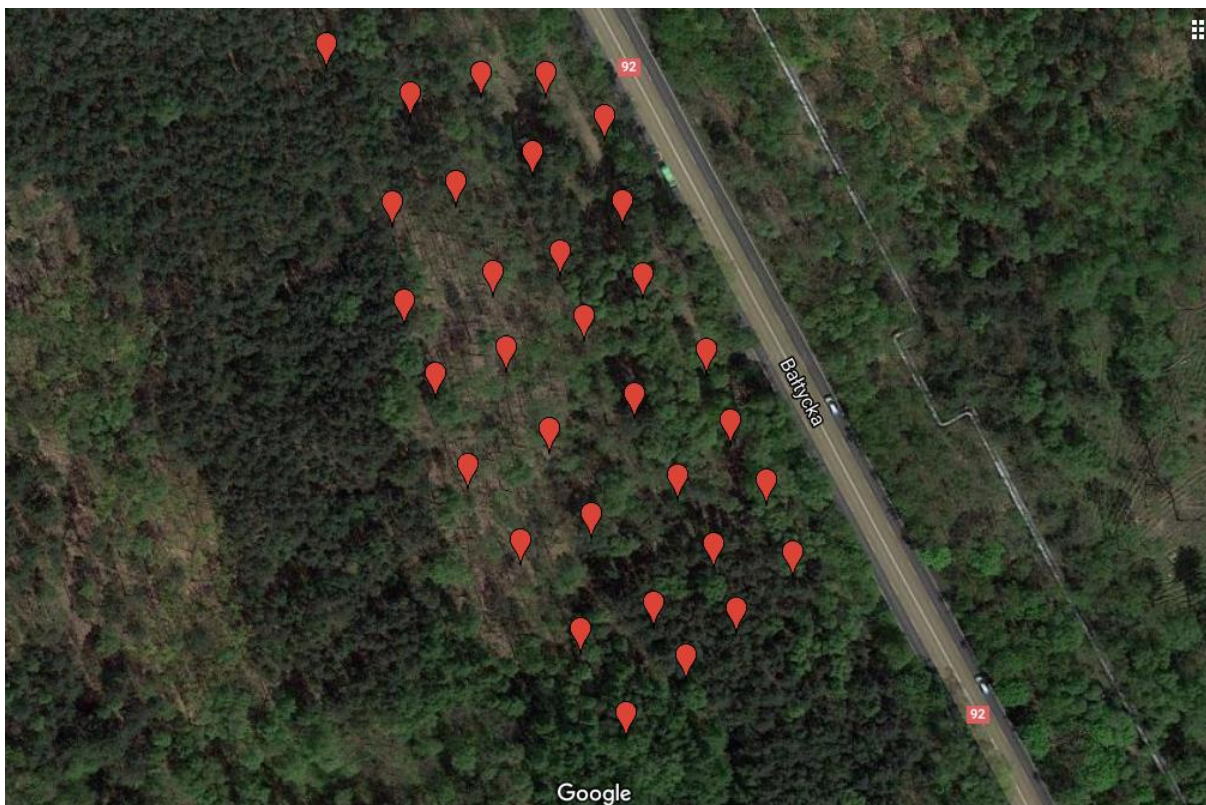
Rycina 17. Punkty GUD na powierzchni „Marcelin_E” (źródło: Google Maps).



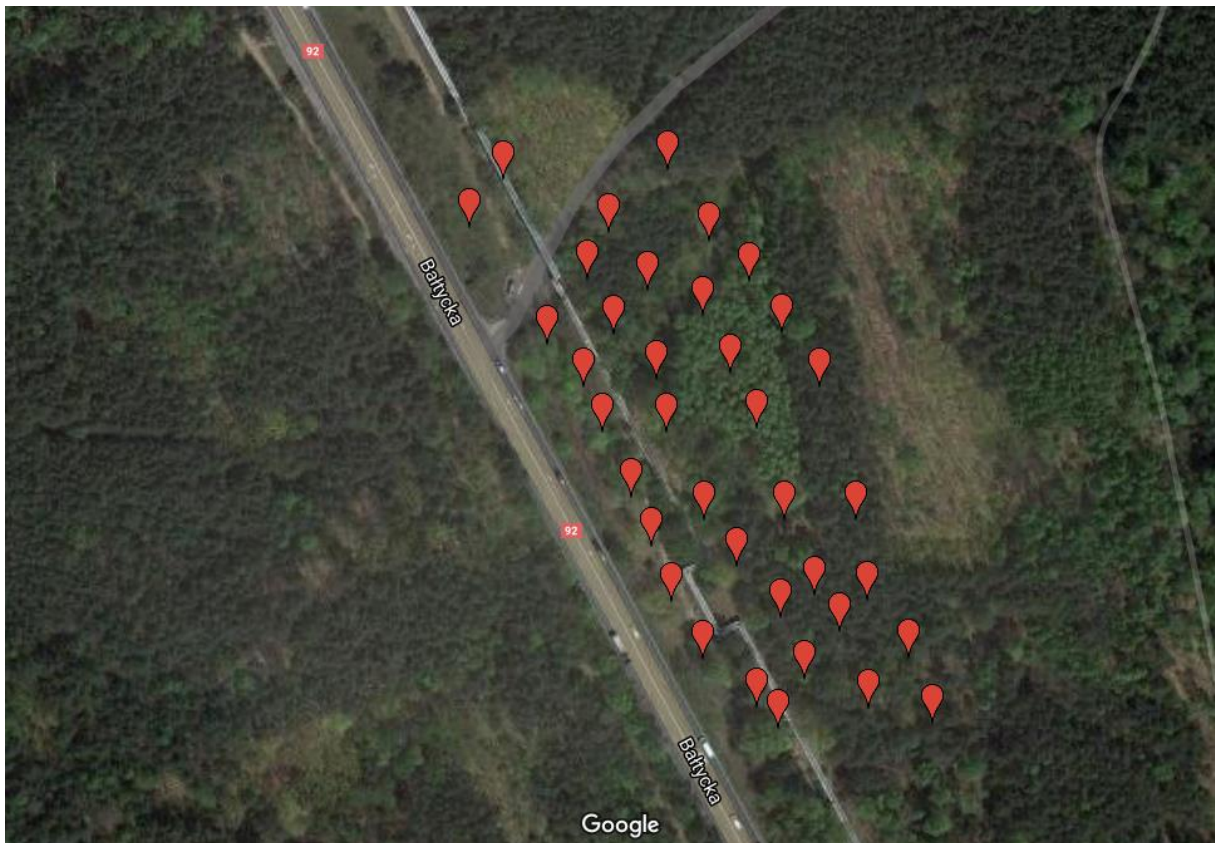
Rycina 18. Punkty GUD na powierzchni „Lutycka_1” oraz „Strzeszyn_1” (źródło: Google Maps).



Rycina 19. Punkty GUD na powierzchni „Strzeszyn_E” (źródło: Google Maps).



Rycina 20. Punkty GUD na powierzchni „Bałtycka_1” (źródło: Google Maps).



Rycina 21. Punkty GUD na powierzchni „Bydgoska_1” (źródło: Google Maps).



Rycina 22. Punkty GUD na powierzchni „Bałtycka_E” (źródło: Google Maps).



Rycina 23. Punkty GUD na powierzchni „Borowikowa_E” (źródło: Google Maps).

4.4 Analiza statystyczna

Analizę wyników wykonano w R (R Core Team, 2018). W pierwszym kroku wykonano wyliczenie hałasu na podstawie obliczeń średniej wartości hałasu ze wszystkich zmierzonych wartości dB. Następnie dokonano obliczenia współczynnika korelacji r Pearsona pomiędzy mierzonymi zmiennymi. W kolejnym kroku przetestowano wpływ czynników atmosferycznych (temperatura, wilgotność powietrza, zachmurzenie, faza Księżyca, oraz interakcja pomiędzy zachmurzeniem i fazą Księżyca) na żerowanie gryzoni, osobno dla zimy 2017 i lata 2019. W tym celu użyto uogólnionych mieszanych modeli liniowych (pakiet *glmmTMB*, Brooks i in., 2017). Zmienną objaśnianą była proporcja nasion, która pozostała w danym pojemniku, po przekształceniu logitowym, a zmiennymi objaśniającymi wyżej wymienione czynniki atmosferyczne. Modele zakładały normalny rozkład błędów losowych. Czynnikiem losowym w każdym modelu była powierzchnia badań. Dopasowanie modelu, w tym potencjalną kolinearność zmiennych objaśniających, sprawdzono pakietem *performance* (Lüdtke i in., 2021).

W kolejnych modelach o podobnej strukturze określono wpływ hałasu na żerowanie małych ssaków. W analizie danych obserwacyjnych z 2017 roku zmiennymi objaśniającymi był hałas (w decybelach) oraz seria (czyli kolejna noc eksperymentu w danej lokalizacji), gdyż zwierzęta mogły zmieniać zachowanie wraz z przyzwyczajaniem się do obecności pokarmu.

Statystycznie zostały skontrolowane również (poprzez uwzględnienie ich w modelu) te czynniki atmosferyczne, które okazały się wpływać na żerowanie gryzoni. Ponieważ, zgodnie z oczekiwaniami, hałas i odległość od drogi były ze sobą silnie skorelowane, wpływ tych zmiennych na żerowanie był przeanalizowany w dwóch osobnych modelach.

Analiza danych obserwacyjnych z 2019 roku była przeprowadzona w ten sam sposób. W analizie danych eksperymentalnych (rok 2019) zmiennymi objaśniającymi były emisja hałasu oraz seria, a czynnikiem losowym była powierzchnia badań. Analiza została przeprowadzona na dwa komplementarne sposoby. W pierwszym, emisja hałasu została potraktowana jako zmienna kategoryczna (tak/nie), aby zbadać ogólny wpływ zwiększonego hałasu na żerowanie. W drugim, przeanalizowałam intensywność żerowania w zależności od natężenia hałasu [dB], aby sprawdzić, czy gryzonie preferują jakąś jego wartość lub czy posiadają poziom natężenia hałasu, od którego przestaje on być tolerowany (Drolet i in. 2016). W tym wypadku natężenie hałasu było zmienną ciągłą. W obu analizach uwzględniłam też potencjalny efekt serii eksperymentu oraz interakcję pomiędzy serią i hałasem.

5. Wyniki

5.1 Dane obserwacyjne w 2017 roku

Korelacje zmiennych środowiskowych

W roku 2017 zachmurzenie i temperatura były ze sobą pozytywnie skorelowane ($r = 0.38$; $P < 0.001$). Zachodziła również umiarkowanie silna, pozytywna korelacja pomiędzy wilgotnością i zachmurzeniem ($r = 0.42$; $P < 0.001$) oraz słabsza, również pozytywna korelacja pomiędzy wilgotnością powietrza a temperaturą ($r = 0.26$; $P < 0.001$).

Wpływ czynników atmosferycznych na żerowanie małych ssaków

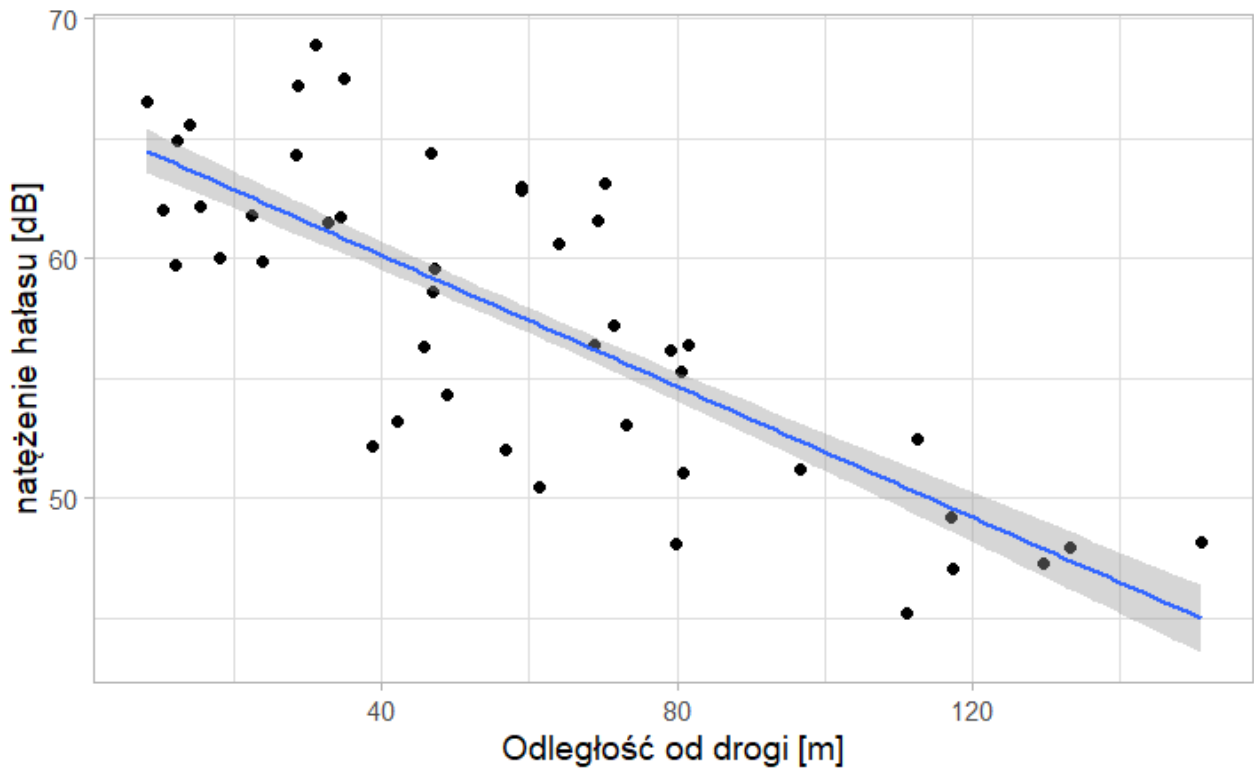
Spośród zachmurzenia, światła Księżyca oraz temperatury czy wilgotności powietrza, tylko zachmurzenie miało marginalnie znaczący wpływ na żerowanie małych ssaków ($z = -1.969$, $P = 0.049$, Tabela 1). Im zachmurzenie było większe, tym bardziej intensywne było żerowanie małych ssaków (niższe GUD). Wbrew oczekiwaniom, nie wystąpiła interakcja pomiędzy zachmurzeniem i fazą Księżyca ($z = -0.998$, $P = 0.318$, Tabela 1). Intensywność żerowania zmieniała się też wraz z serią. W późniejszych seriach eksperymentów żerowanie małych ssaków było mniej intensywne (wyższe GUD: $z = 2.564$, $P = 0.010$). W analizach nie został uwzględniony czynnik opadów atmosferycznych ze względu na praktyczny brak tego zjawiska w czasie badań terenowych.

Tabela 1. Zimą 2017 roku jedynie zachmurzenie oraz seria (noc eksperymentu, 1 – 5) miały istotny wpływ na żerowanie (GUD, *giving-up density*) małych ssaków. Wyniki pochodzą z modelu GLMM (*generalized linear mixed model*, uogólniony liniowy model mieszany). Szczegóły analizy są opisane w sekcji 4.4 "Metod".

<i>Predyktory</i>	<i>Oszacowanie</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>Wartość z</i>	<i>Pr(> z)</i>
Wyraz wolny	0.464	2.101	0.221	0.825
Zachmurzenie	-1.312	0.666	-1.969	0.049
Faza Księżyca	1.002	1.172	0.856	0.392
Seria	0.413	0.161	2.564	0.010
Wilgotność	3.329	2.284	1.457	0.145
Temperatura	-0.076	0.076	-1.007	0.314
Zachmurzenie*faza Księżyca	-1.330	1.333	-0.998	0.318

Związek pomiędzy hałasem a odległością od drogi

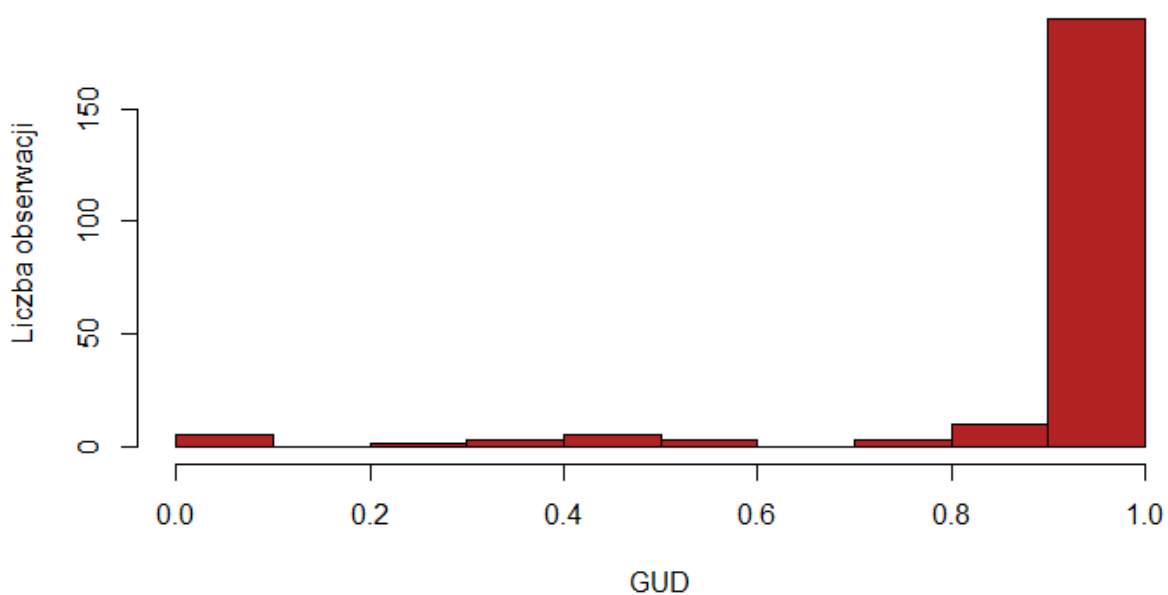
Hałas był silnie, negatywnie skorelowany z odległością od drogi ($r = -0.78$, $P < 0.001$; Wykres 1).



Wykres 1. Zależność pomiędzy hałasem a odległością od drogi, dane z roku 2017. Zacieniony obszar odpowiada 95% CI. Niebieska linia oznacza wartości predyktora liniowego, a zacienienie oddaje jego 95% przedział ufności.

Wpływ hałasu na żerowanie małych ssaków

W roku 2017 zdecydowana większość (86.3%) pozostawionych na powierzchniach GUDów była nienaruszona przez zwierzęta (Wykres 2).



Wykres 2. Histogram żerowania małych ssaków w roku 2017. GUD (Giving Up Density) zawiera się w przedziale od 0 (konsumpcja wszystkich nasion) do 1 (brak żerowania).

W roku 2017 nasilenie żerowania nie ulegało zmianom pod wpływem hałasu ($z = 0.631$, $P = 0.528$, Tabela 2A) ani odległości od drogi ($z = -0.894$, $P = 0.372$, Tabela 2B). Spośród badanych czynników wynikiem istotnym statystycznie wyróżniała się seria eksperymentu (w analizie hałasu: $z = 2.211$, $P = 0.027$, Tabela 2A; w analizie odległości od drogi: $z = 2.213$, $P = 0.027$, Tabela 2B) i zachmurzenie (w analizie hałasu: $z = -3.603$, $P = < 0.001$, Tabela 2A; w analizie odległości od drogi: $z = -3.610$, $P = < 0.001$, Tabela 2B). Tak jak w modelu czynników atmosferycznych, intensywność żerowania zwiększała się wraz z zachmurzeniem i spadała w kolejnych seriach eksperymentu.

Tabela 2. Zimą roku 2017 hałas (wyrażony w decybelach) oraz odległość od drogi (m) nie wpływały na mierzone za pomocą metody GUD (*giving-up density*) żerowanie gryzoni. Wyniki pochodzą z modelu GLMM (*generalized linear mixed model*, uogólniony liniowy model mieszany). „Seria” oznacza noc badań (1 – 5). Szczegóły analizy są opisane w sekcji 4.4 "Metod".

<i>Predyktory</i>	<i>Oszacowanie Błąd standardowy Wartość z $Pr(> z)$</i>			
(A) Hałas				
Wyraz wolny	2.675	1.408	1.900	0.057
Hałas [dB]	0.015	0.024	0.631	0.528
Seria	0.209	0.094	2.211	0.027
Zachmurzenie	-1.405	0.390	-3.603	< 0.001
(B) Odległość od drogi				
Wyraz wolny	3.729	0.436	8.561	< 0.001
Odległość od drogi	-0.003	0.004	-0.894	0.372
Seria	0.209	0.094	2.213	0.027
Zachmurzenie	-1.403	0.389	-3.610	< 0.001

5.2 Wyniki badań obserwacyjnych w roku 2019

Korelacje zmiennych środowiskowych

Spośród wszystkich zmiennych środowiskowych badanych latem 2019, dosyć słaba, lecz wysoce istotna statystycznie korelacja zachodziła jedynie pomiędzy zachmurzeniem oraz deszczem ($r = 0.19$; $P = 0.009$).

Wpływ czynników atmosferycznych na żerowanie małych ssaków

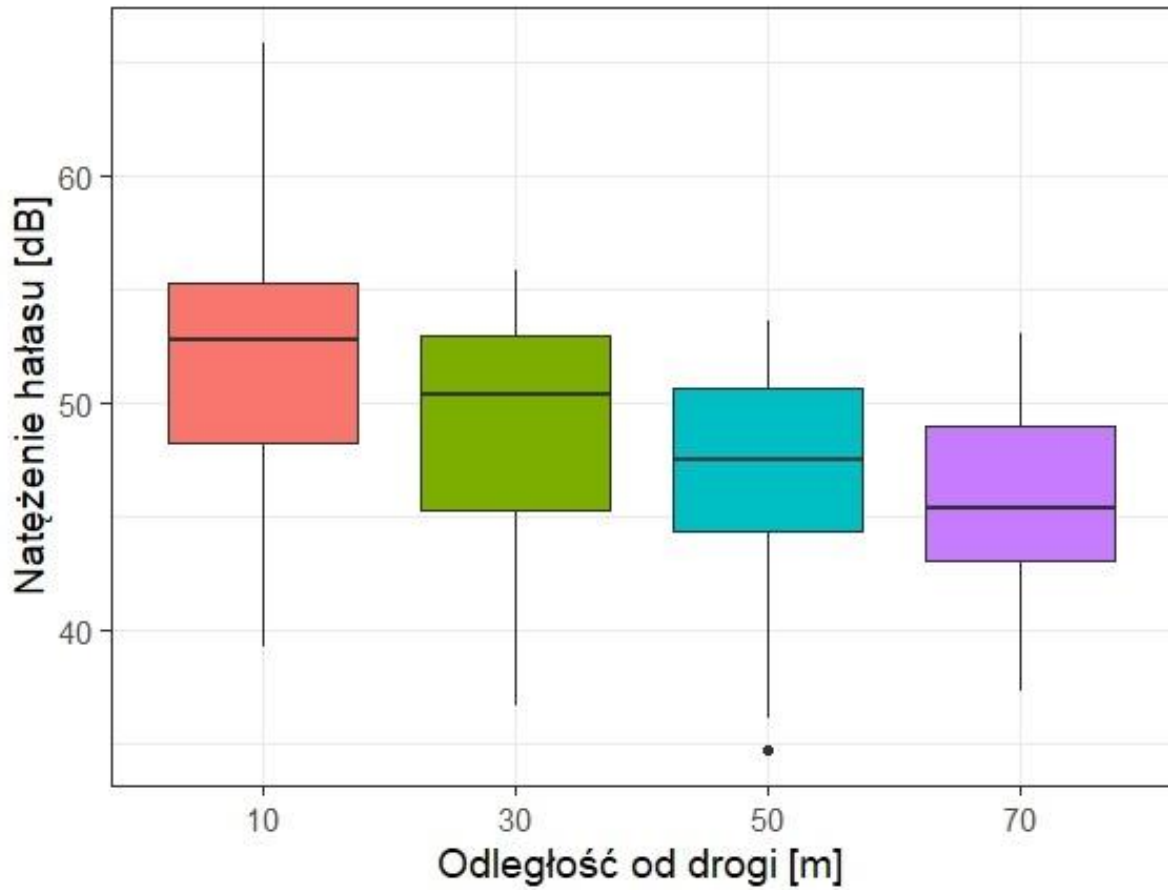
Jedynie opady deszczu w istotny statystycznie sposób wpływały na żerowanie ($z = 2.199$, $P = 0.028$, Tabela 3). Wpływ ten polegał na zmniejszeniu intensywności żerowania gryzoni (wyższe GUD).

Tabela 3. Latem 2019 roku, spośród czynników atmosferycznych jedynie deszcz miał istotny wpływ na żerowanie (GUD, *giving-up density*) małych ssaków. Wyniki pochodzą z modelu GLMM (*generalized linear mixed model*, uogólniony liniowy model mieszany). Szczegóły analizy są opisane w sekcji 4.4 "Metod".

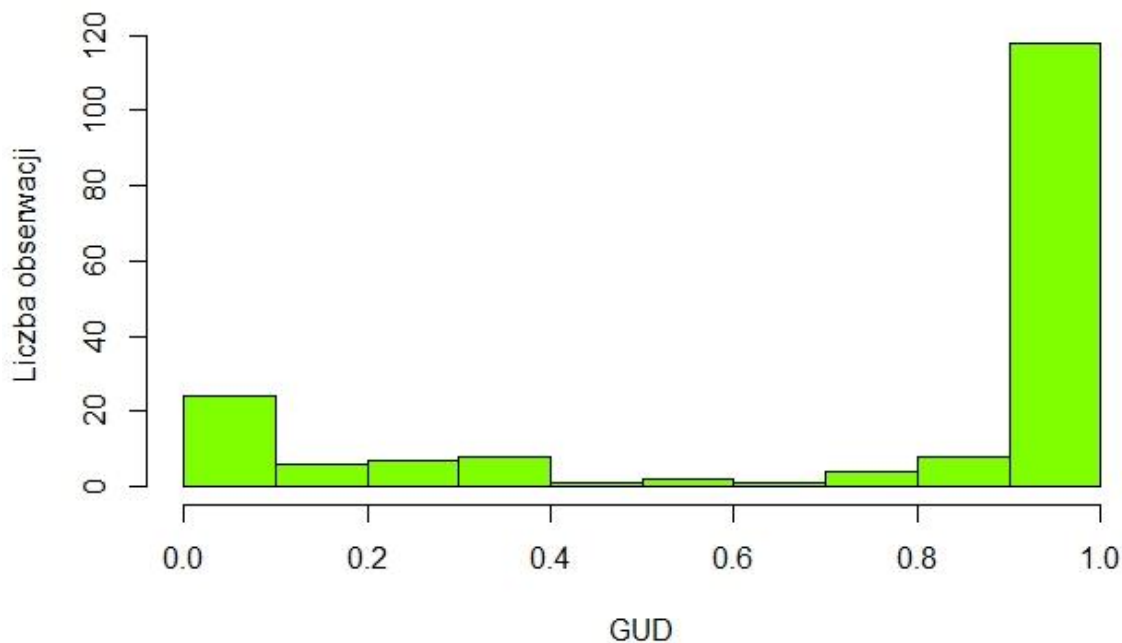
<i>Predyktory</i>	<i>Oszacowanie</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>Wartość z</i>	<i>Pr(> z)</i>
Wyraz wolny	-5.556	3.394	-1.64	0.102
Zachmurzenie	3.166	2.961	1.069	0.285
Faza Księżyca	2.899	1.897	1.528	0.127
Temperatura	0.162	0.093	1.741	0.082
Deszcz	0.903	0.411	2.199	0.028
Seria	0.031	0.165	0.185	0.853
Wilgotność	0.061	0.060	1.018	0.309
Światło wieczorne	< 0.001	< 0.001	1.129	0.259
Zachmurzenie*faza Księżyca	-5.565	4.756	-1.170	0.242

Związek pomiędzy hałasem a odległością od drogi

Zgodnie z oczekiwaniami, w roku 2019 w badaniach obserwacyjnych hałas był umiarkowanie negatywnie skorelowany z odległością od drogi ($r = -0.42$, $P < 0.001$; Wykres 3).



Wykres 3. Zależność pomiędzy hałasem a odległością od drogi w roku 2019.



Wykres 4. Histogram żerowania małych ssaków w roku 2019 w badaniach obserwacyjnych. GUD (*Giving Up Density*) zawiera się w przedziale od 0 (konsumpcja wszystkich nasion) do 1 (brak żerowania).

Wpływ hałasu na żerowanie małych ssaków

Podczas badań obserwacyjnych w roku 2019 małe ssaki również stosunkowo rzadko żerowały na wystawionych GUDach, pozostawiając około połowy (48.6%) z nich z całą zawartością ziaren. Mimo tego częściej niż w 2017 zdarzały się sytuacje, w których ziarna słonecznika w wystawionych pojemnikach zostały w całości lub częściowo zjedzone przez małe ssaki (Wykres 4). Intensywność żerowania zmniejszyła się w efekcie deszczu, ale nie ulegała istotnym statystycznie zmianom pod wpływem hałasu ($z = 0.366$, $P = 0.714$, Tabela 4A) ani odległości od drogi ($z = -1.474$, $P = 0.140$, Tabela 4B).

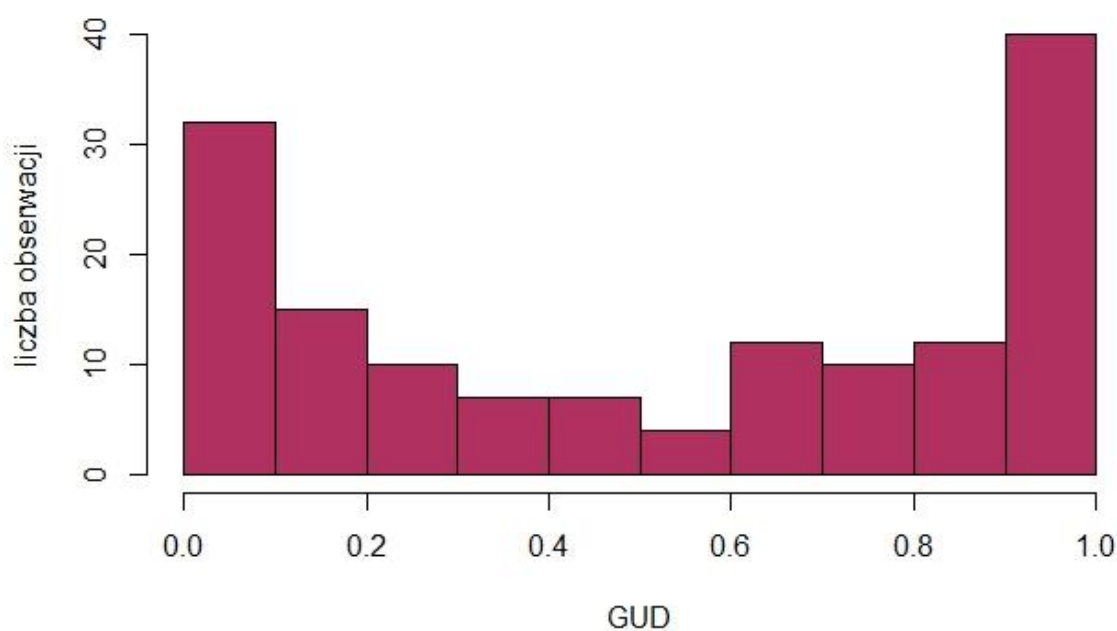
Tabela 4. Latem 2019 roku hałas (wyrażony w decybelach) oraz odległość od drogi (m) nie wpływały na mierzone za pomocą GUD (*giving-up density*) żerowanie gryzoni. Wyniki pochodzą z modelu GLMM (*generalized linear mixed model*, uogólniony model mieszany). Szczegóły analizy są opisane w sekcji 4.4 "Metod".

<i>Predyktory</i>	<i>Oszacowanie</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>Wartość z</i>	<i>Pr(> z)</i>
(A) Hałas				
Wyraz wolny	0.171	2.647	0.064	0.949
Hałas [dB]	0.020	0.054	0.366	0.714
Seria	0.009	0.108	0.081	0.935
Deszcz	0.818	0.370	2.210	0.027
(B) Odległość od drogi				
Wyraz wolny	1.681	0.728	2.309	0.021
Odległość od drogi	-0.013	0.009	-1.474	0.140
Seria	0.032	0.077	0.416	0.678
Deszcz	0.633	0.305	2.076	0.038

5.3 Wyniki badań eksperymentalnych w roku 2019

Wyniki żerowania małych ssaków

W części eksperymentalnej badań terenowych w roku 2019 nasiona najczęściej były albo w całości wyjedzone (21.5%) albo pozostawione w stanie nienaruszonym (26.8%) co poskutkowało bimodalnym rozkładem danych (Wykres 5).



Wykres 5. Histogram żerowania małych ssaków w roku 2019 w badaniach eksperymentalnych. GUD (Giving Up Density) zawiera się w przedziale od 0 (konsumpcja wszystkich nasion) do 1 (brak żerowania).

Wpływ hałasu na żerowanie małych ssaków w badaniach eksperymentalnych

Podczas eksperymentalnej emisji hałasu „giving-up density” było znacząco niższe, co oznacza, że gryzonie żerowały bardziej intensywnie ($z = -2.190$, $P = 0.029$, Tabela 5, Wykres 6). Dodatkowo żerowanie zwiększało intensywność w kolejnych seriach eksperymentu ($z = -6.350$, $P < 0.001$, Tabela 5).

Analiza danych traktująca hałas jako zmienną ciągłą wykazała istotny statystycznie wpływ hałasu ($z = -2.925$, $P = 0.003$, Tabela 6), serii badań ($z = -2.664$, $P = 0.008$, Tabela 6) oraz interakcji pomiędzy hałasem a serią ($z = 2.335$, $P = 0.020$, Tabela 6, Wykres 7) na żerowanie małych ssaków. Intensywność żerowania wzrastała wraz z nasileniem hałasu oraz w

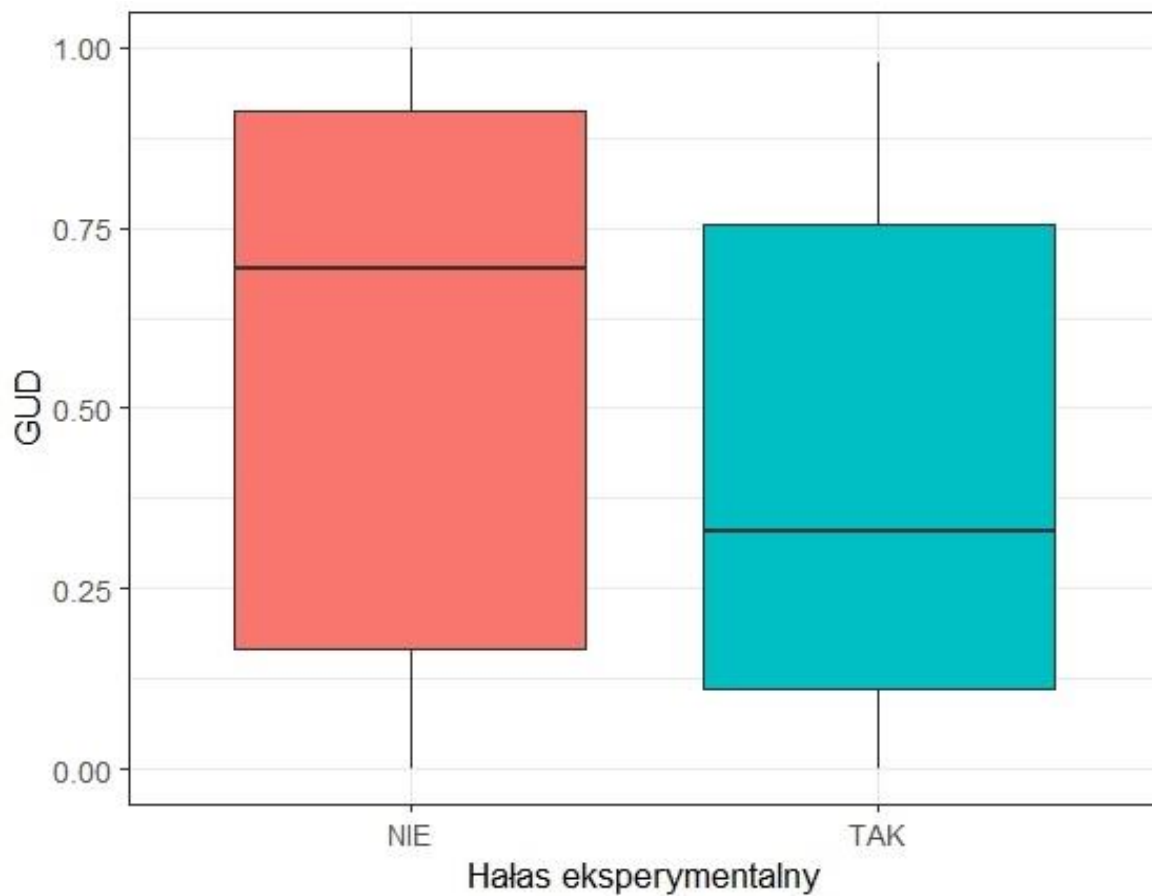
kolejnych seriach eksperymentu gdy było cicho, jednak spadała w kolejnych seriach gdy było głośno.

Tabela 5. Latem 2019 w badaniach eksperymentalnych emisja hałasu (tak/nie) miała istotny wpływ na żerowanie (GUD, *giving-up density*) małych ssaków. Wyniki pochodzą z modelu GLMM (*generalized linear mixed model*, uogólniony model mieszany). Szczegóły analizy są opisane w sekcji 4.4 "Metod".

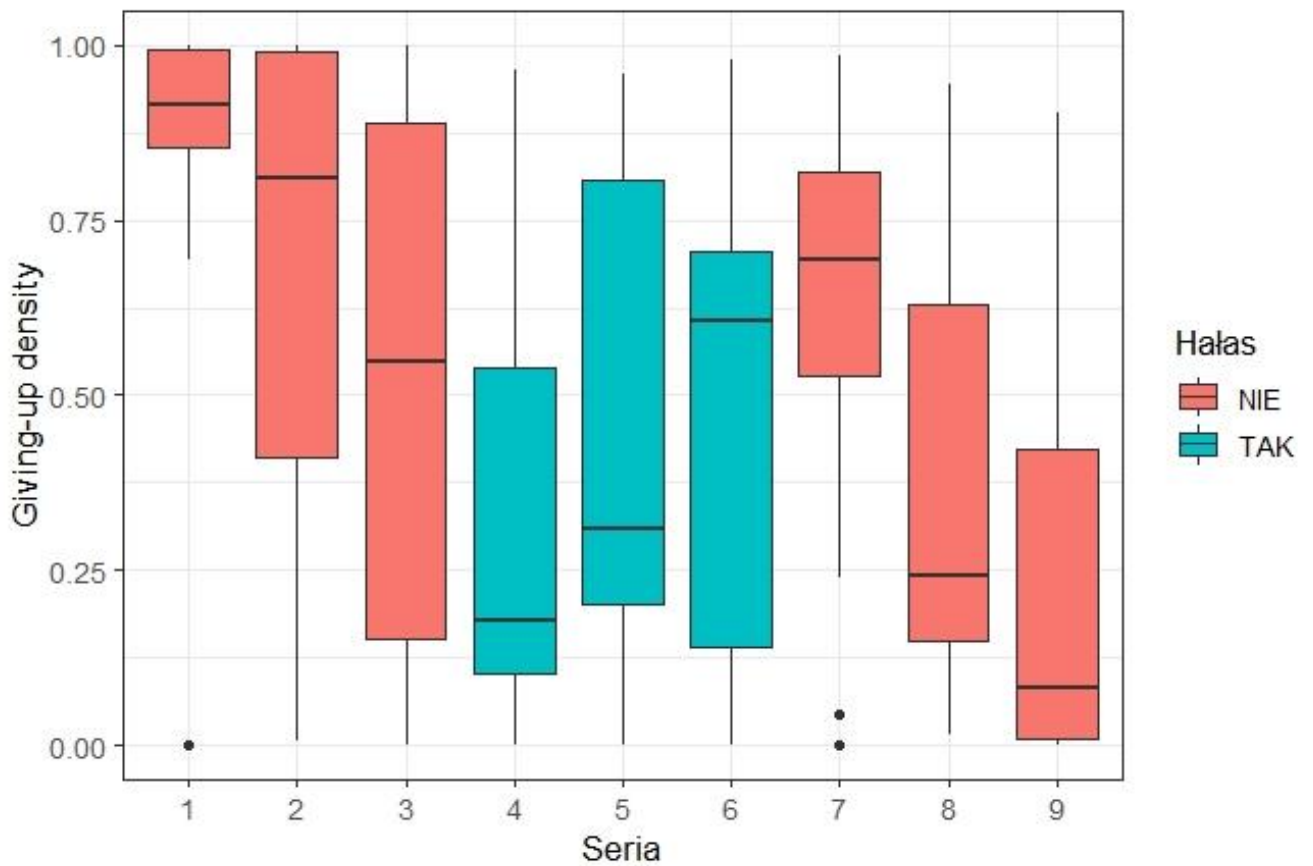
<i>Predyktory</i>	<i>Oszacowanie</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>Wartość z</i>	<i>Pr(> z)</i>
Wyraz wolny	2.742	0.955	2.872	0.004
Emisja hałasu	-5.266	2.405	-2.190	0.029
Seria	-0.534	0.084	-6.350	< 0.001
Emisja hałasu * seria	0.816	0.476	1.713	0.087

Tabela 6. Latem 2019 w badaniach eksperymentalnych hałas eksperymentalny (wyrażony w decybelach) miał istotny wpływ na żerowanie (GUD, *giving-up density*) małych ssaków. Wyniki pochodzą z modelu GLMM (*generalized linear mixed model*, uogólniony model mieszany). Szczegóły analizy są opisane w sekcji 4.4 "Metod".

<i>Predyktory</i>	<i>Oszacowanie</i>	<i>Błąd standardowy</i>	<i>Wartość z</i>	<i>Pr(> z)</i>
Wyraz wolny	15.347	4.625	3.318	0.001
Hałas [dB]	-0.354	0.121	-2.925	0.003
Seria	-2.698	1.013	-2.664	0.008
Hałas [dB]* seria	0.059	0.025	2.335	0.020



Wykres 6. Zależność pomiędzy emisją hałasu eksperymentalnego oraz żerowaniem (GUD, *giving up density*) w badaniach eksperymentalnych w roku 2019.



Wykres 7. Zależność pomiędzy wpływem emisji hałasu oraz żerowaniem wyrażonym w GUD w badaniach eksperymentalnych w roku 2019. Podczas serii 4-6 był emitowany hałas o wzrastającym natężeniu: (seria 4: 40-55 dB (średnia 45.1 dB); seria 5: 44-54 dB (średnia 47.9 dB) ; seria 6:46-64 dB (średnia 52.9 dB); szczegóły w sekcji 4.4 „Metod”).

6. Dyskusja

Badania obserwacyjne zarówno w roku 2017 jak i w roku 2019 nie wykazały wpływu hałasu drogowego na żerowanie małych ssaków. W badaniach obserwacyjnych w roku 2017 tylko zachmurzenie oraz seria (noc eksperymentu) miały wpływ na żerowanie małych ssaków, a w badaniach w roku 2019 – opady deszczu. Z drugiej strony, w przypadku badań eksperymentalnych potwierdziła się hipoteza numer jeden: małe ssaki żerowały intensywniej podczas emisji hałasu.

Dlaczego hałas drogowy nie miał efektu na żerowanie małych ssaków w badaniach obserwacyjnych? Nie można wykluczyć, że wpłynęła na to niska liczebność próby: w obu latach badań bardzo wiele pojemników z ziarnem pozostało nietkniętych, ograniczając możliwość zaobserwowania istotnych statystycznie różnic. Zagęszczenie gryzoni nie było bezpośrednio mierzone, ale w okresie zimowym i wczesnowiosennym, gdy wykonywane były badania w roku 2017, liczebność populacji małych ssaków jest często bardzo niska (Pucek i in., 1993). W roku 2019, latem, żerowanie było nieco częstsze, ale większość wystawionych pojemników wciąż pozostała nienaruszona.

Kolejnym wyjaśnieniem może być to, że nocny ruch samochodowy ma dość niskie nasilenie. Hałas wynikający z przejazdów może przeplatać się z okresami ciszy, co zmniejszałoby efekty ruchu samochodowego na otoczenie akustyczne żerujących gryzoni. Przypuszczenie to można byłoby zweryfikować w przyszłych badaniach, porównując żerowanie gryzoni przy drogach różniących się natężeniem ruchu.

Wreszcie, mogło dojść do równoważenia się wpływu hałasu antropogenicznego na akustyczne maskowanie ofiar i drapieżników i w konsekwencji żerowanie pozostało niezmienione (zgodnie z hipotezą trzecią). Taka sytuacja może mieć miejsce gdy hałas ma istotny wpływ na funkcjonowanie zwierząt, lecz w podobnym stopniu utrudnia zbieranie informacji o otoczeniu żerującym ofiarom i polującym drapieżnikom.

Z drugiej strony, eksperymentalnie emitowany hałas silnie wpłynął na żerowanie gryzoni (co stanowi argument przeciwko tezie o równoważeniu się skutków hałasu). Podczas emisji hałasu małe ssaki żerowały częściej i intensywniej w porównaniu do okresów kontrolnych bez emisji. Dlaczego wyniki badań obserwacyjnych i eksperymentalnych były tak różne? Oprócz wyżej zarysowanych wyjaśnień (np. ograniczonej mocy statystycznej badań obserwacyjnych), możliwe, że zwierzęta przyzwyczajają się do hałasu i przestaje on modyfikować ich zachowania. Wtedy za brak wpływu hałasu drogowego na żerowanie małych ssaków odpowiadałaby habituacja, natomiast eksperymentalna emisja hałasu, jako nowy bodziec, zmieniałaby żerowanie.

Wśród literatury dotyczącej wpływu hałasu na żerowanie, większość opublikowanych badań wskazuje na zwiększenie czujności i zmniejszenie czasu żerowania małych ssaków podczas emisji hałasu (Shannon i in., 2014; 2016; Buxton i in., 2020). Wyniki te sugerują, że głównym efektem hałasu jest maskowanie (utrudnione wykrycie) drapieżników. Badania nad nieświszczukiem czarnoogonowym *Cynomys ludovicianus* demonstrują, że osobniki tego gatunku unikają hałaśliwych miejsc oraz podczas emisji hałasu mniej żerują i spędzają więcej czasu na czuwaniu (Shannon i in., 2014; 2016; Buxton i in., 2020). Nieświszczuki czarnoogonowe są ssakami żyjącymi w stadach, dla których wokalizacje pełnią ważną funkcję ostrzegawczą, stąd mogą wynikać różnice między moimi badaniami, a powyższymi. Innym przykładem wpływu hałasu na małe ssaki używające sygnałów dźwiękowych do sygnalizacji niebezpieczeństwa są wyniki badań nad zachowaniami szczuroskoczka odosobnionego *Dipodomys stephensi* (Shier i in., 2012). Zwierzęta te charakteryzują się specyficznym sygnałem ostrzegawczym w postaci rodzaju bębnienia, wykonywanego tylnymi odnóżami. Eksperymentalnie emitowany hałas drogowy pokrywał się częstotliwościami z bębnieniem i powodował, że szczuroskoczki nie odpowiadały na sygnały osobników swojego gatunku. Co więcej, zwierzęta odpowiadały na sztucznie emitowany hałas bębnieniem, dając się zwieść złudnemu sygnałowi ostrzegawczemu. Powoduje to straty energii oraz zakłóca reakcje na potencjalne zagrożenia (Shier i in., 2012). Inne badania na odmiennym gatunku gryzonia - kalifornijskiej wiewiórce ziemnej (*Otospermophilus beecheyi*) – wskazują, że efekt zwiększenia aktywności i czujności zwierząt związanych z emisją hałasu może być zależny od wielkości grupy populacji zwierząt. Im mniejsza grupa zwierząt, tym bardziej zwiększona czujność i silniejszy efekt emisji hałasu (Le i in., 2019). Można więc wywnioskować, że w przypadku socjalnych, ostrzegających się sygnałami dźwiękowymi ssaków, hałas zwiększa ryzyko drapieżnictwa, wymusza zwiększoną czujność i zmniejsza czas, który może być poświęcony na żerowanie.

Badane przeze mnie małe ssaki żyją w pojedynkę i nie ostrzegają się wokalizacjami. Przegląd dostępnej literatury sugeruje, że mysz leśna oraz nornica ruda padają ofiarą zarówno drapieżników zakradających się (np. kuny leśnej *Martes martes*: Zalewski i in., 1995), jak i polujących bezszelestnie z zaskoczenia (sów: Sunde i in. 2012, Senzaki i in. 2016). Ich głównym wrogiem są jednak sowy, takie jak puszczyk zwyczajny *Strix aluco*, które powodują największą śmiertelność w populacjach małych ssaków (Jędrzejewska i Jędrzejewski, 2001). Można więc przypuszczać, że hałas w środowisku będzie sprzyjać ofiarom, gdyż zagłusza wydawane przez nie dźwięki i utrudnia socom polowanie. Zwiększenie żerowania, które nastąpiło w czasie eksperymentalnej emisji hałasu, jest zgodne z tym przypuszczeniem.

Seria (noc eksperymentu) bardzo różnie wpływała na żerowanie małych ssaków. Wyniki wahały się od wpływu negatywnego (2017) przez brak efektu (badania obserwacyjne 2019) do pozytywnego (eksperyment 2019). Teoretycznie zwierzęta powinny przyzwyczajać się do obcych struktur (pojemników używanych do mierzenia GUD) i zwiększać intensywność żerowania w kolejne noce. Możliwa jest zatem sytuacja, że negatywny wpływ serii na żerowanie w roku 2017 był artefaktem związanym ze małą liczebnością próby.

W badaniach eksperymentalnych wystąpiła interakcja pomiędzy natężeniem hałasu oraz serią. Zwierzęta wydawały się przyzwyczajać do pojemników (GUDów) i zwiększały żerowanie w kolejnych seriach eksperymentów, lecz podczas emisji hałasu tendencja ta się odwróciła: w kolejnych seriach z emisją hałasu żerowanie było mniej intensywne. Mogło to być spowodowane faktem, że natężenie hałasu zwiększało się w kolejnych seriach eksperymentu. Wynik ten sugerowałby, że gryzonie mają preferowaną wartość hałasu, do której żerowanie wzrasta, a powyżej znów spada. Zjawisko takie wydaje się dość rzadkie: dużo częściej spotyka się sytuację, w której hałas jest tolerowany do pewnego progu, a następnie unikany (Wiącek i in., 2015; Drolet i in., 2016). Jednak trzeba pamiętać, że wzrost natężenia hałasu został uzyskany w moich eksperymentach przez przybliżanie pojemników do głośników, więc alternatywnym wyjaśnieniem jest, że spadek żerowania wynikał z bliskości nowych, nieznanymi obiektów (głośników). Ponieważ czynników tych nie można rozdzielić, wyniki te należy traktować jako wstępne, a hipoteza istnienia preferowanej przez gryzonie wartości hałasu, choć intrygująca, wymaga przetestowania w przyszłych badaniach.

Moje wyniki wykazały znaczący wpływ wybranych aspektów pogody na żerowanie małych ssaków. W badaniach w roku 2017 na żerowanie małych ssaków wpływało zachmurzenie - im było większe, tym bardziej intensywne było żerowanie małych ssaków. Natomiast w badaniach obserwacyjnych w roku 2019 wpływ na żerowanie miała ilość opadów atmosferycznych – deszcze zmniejszały intensywność żerowania gryzoni. Należy podkreślić jednak fakt, że obie sesje badań obserwacyjnych zostały wykonane w innych porach roku. Badania w roku 2017 zostały przeprowadzone w sezonie zimowo-wiosennym, a badania w roku 2019 w sezonie letnim. Ta różnica może znacząco wpływać na wyniki dotyczące badań wpływu warunków pogodowych – w roku 2017 ze względu na praktycznie nie występujące opady, nie mogły być uwzględnione podczas analizy danych.

Uzyskane przeze mnie wyniki są częściowo zgodnie z dostępną literaturą na temat związku pomiędzy warunkami pogodowymi oraz zachowaniami małych ssaków. Wróbel i Bogdziewicz (2015) zademonstrowali wpływ zachmurzenia, temperatury, deszczu oraz fazy Księżyca na odłowienia tych samych gatunków małych ssaków: myszy leśnej oraz normicy

rudej. Zachmurzenie zwiększało aktywność myszy leśnej (analogicznie z wynikami moich badań), lecz nie miało wpływu na aktywność nornicy rudej. Światło Księżycy natomiast pozytywnie wpływało na odławialność nornicy rudej, lecz nie myszy leśnej. Temperatura negatywnie wpływała na aktywność obu gatunków gryzoni. Deszcz natomiast pozytywnie wpływał na odławialność myszy leśnej. Inne badania małych ssaków również wskazują na nasilenie aktywności i żerowania małych ssaków podczas deszczu (Vickery i Bider, 1981; Orrock i in., 2004; Zwolak, *nieopublikowane dane*), prawdopodobnie dlatego, że generowany przez deszcz hałas zmniejsza sukces łowiecki drapieżników takich jak sowy (Terraube i in., 2017). Negatywny wpływ opadów na żerowanie małych ssaków w roku 2019 jest więc zaskakujący. Trzeba jednak zauważyć, że efekt ten był tylko marginalnie istotny i opierał się na stosunkowo niewielkiej liczebności próby. Jednak najważniejszym w kontekście tematu mojej pracy wynikiem jest to, że warunki pogodowe nie modyfikowały w znaczący sposób wpływu hałasu na żerowanie małych ssaków.

Jeżeli, tak jak sugerują to wyniki eksperymentów, hałas zmienia ryzyko drapieżnictwa na gryzoniach, to może on również kształtować jakość siedlisk i wybiórczość siedliskową tych małych ssaków. Pośród gryzoni są zarówno gatunki unikające dróg – takie jak mysz pinyon *Peromyscus truei* czy piaszczyk białoogonowy *Ammospermophilus leucurus*, jak i przebywające w pobliżu dróg tak jak susłouch skalny *Otospermophilus variegatus* czy bylicornik amerykański *Lemmyscus curtatus* (Bisonette i Rosa, 2009), jednak mechanizmy takich reakcji pozostają zwykle nieznanne. Bardziej szczegółowe informacje na temat wpływu hałasu drogowego na występowanie ssaków przynoszą badania nad wiewiórką czerwoną z Mount Graham (*Tamiasciurus hudsonicus grahamensis*). Chen i Koprowski (2015) wnioskują, że zagęszczenie populacji tej wiewiórki spada o ponad połowę, w sytuacjach gdy hałas drogowy przekracza wartość 43 dB. Z kolei badania przeprowadzone w Kanadzie sugerują, że małe ssaki unikają samej powierzchni dróg, raczej niż hałasu czy ruchu drogowego (McGregor i in., 2007). Wiemy również, że drogi znacząco redukują przeżywalność przynajmniej niektórych gatunków małych ssaków (np. lotopałanki pośredniej, *Petaurus norfolcensis*: McCall i in., 2010).

Pomimo międzygatunkowego zróżnicowania reakcji na drogi, małe ssaki (w przeciwieństwie do dużych) zazwyczaj zwiększają liczebność w pobliżu dróg (Rytwinski i Fahrig 2007, 2011, 2012) albo w innych hałaśliwych środowiskach. Na przykład, Francis i in. (2012) zbadali wpływ hałasu związanego z wydobywaniem gazu na myszaki *Peromyscus spp.* oraz modrowronkę kalifornijską *Aphelocoma californica*. Stwierdzono, że myszaki częściej występowały w hałaśliwym środowisku niż w kontrolnym. Mogło to być spowodowane

zmniejszoną konkurencją względem modrowronki kalifornijskiej, która unikała występowania w hałaśliwym środowisku, ale również powodem takiej sytuacji mogło być unikanie hałaśliwych miejsc przez drapieżniki, takie jak sowy, lub zmniejszona efektywność ich polowań (Senzaki i in., 2016). Jednak bezpośredni test hipotezy, że drogi uwalniają gryzonia od drapieżników, nie przyniósł jasnych rezultatów (Downing i in., 2015).

Nasilanie się żerowania gryzoni w hałasie, wykryte podczas moich badań eksperymentalnych, może nieść ze sobą również szereg konsekwencji dla organizmów, którymi żywią się gryzonia (Francis i in., 2012). Ważnym elementem diety małych ssaków, w szczególności myszy leśnej, są nasiona drzew liściastych (Selva i in., 2012). Małe ssaki pełnią bardzo istotną rolę w reprodukcji drzew (Bogdziewicz i in., 2020). Są ważnym konsumentem nasion, zmniejszając szansę na potencjalną rekrutację drzew. Jednocześnie jednak roznoszą nasiona i zakopują je w sprzyjających kiełkowaniu miejscach (Zwolak i Crone 2012). Pionierskie badania przeprowadzone w Chinach sugerują, że drogi wpływają na zmianę zachowania małych gryzoni względem nasion drzew liściastych. Bliskość dróg wiązała się ze zmniejszeniem odległości rozsiewania nasion oraz zwiększała prawdopodobieństwo gromadzenia nasion w głębokich spiżarniach, w których nasiona nie mogły pomyślnie wykiełkować. Drogi, wpływając na zachowania gryzoni, zmniejszały korzyści i zwiększały koszty, jakie odnoszą rośliny w interakcjach z żerującymi na ich nasionach małymi ssakami (Chen i in., 2019). Zagadnieniem, które powinny rozstrzygnąć przyszłe badania, jest rola hałasu drogowego w udokumentowanej przez Chen i in. (2019) zmianie sposobu żerowania małych ssaków na nasionach.

Interesującym kierunkiem przyszłych badań może być również sprawdzenie, czy wśród małych ssaków występuje wewnątrzgatunkowe zróżnicowanie tolerancji hałasu (Harding i in., 2019). Zróżnicowanie to może być związane z wiekiem i doświadczeniem poszczególnych osobników. Na przykład w przypadku mangusteczki karłowatej *Helogale parvula* młode osobniki były bardziej bojaźliwe i ostrożniejsze podczas żerowania w hałaśliwym otoczeniu niż osobniki dorosłe (Eastcott i in., 2020). Badania Willems i in. (2021) sugerują, że hałas wpływa na przestrzenną segregację osobników gatunku myszy pinyon *Peromyscus truei* – w miejscach poddanych sztucznej emisji hałasu, odławiały się osobniki o gorszej formie fizycznej (mniejszej masie ciała), niż w cichszych miejscach. Możliwe jest również, że miejsca hałaśliwe są zajmowane jedynie przez osobniki o specyficznych tendencjach behawioralnych (tzw. „osobowościach”: Harding i in., 2019), co wraz ze wzrostem ilości dróg, może kreować zmiany populacyjne wśród małych ssaków. Prawdopodobnie komponentem tolerancji hałasu przez

populacje zwierząt może być przestrzenny podział osobników, na te które dobrze i te które słabo tolerują hałas. Przypuszczenie to warto w przyszłości zbadać.

7. Spis tabeli, wykresów, rycin i fotografii

Tabela 1. Zimą roku 2017 hałas (wyrażony w decybelach) nie wpływał na żerowanie (mierzone za pomocą GUD, <i>giving-up density</i>) gryzoni	30
Tabela 2. Zimą 2017 roku jedynie zachmurzenie oraz seria (noc eksperymentu) miały istotny wpływ na żerowanie (GUD, <i>giving-up density</i>) małych ssaków.....	33
Tabela 3. Latem 2019 roku seria badań miała istotny wpływ na żerowanie (GUD, <i>giving-up density</i>) gryzoni	35
Tabela 4. Latem 2019 roku jedynie światło wieczorne miało istotny wpływ na żerowanie (GUD, <i>giving-up density</i>) małych ssaków	38
Tabela 5. Latem 2019 w badaniach eksperymentalnych obecność hałasu (tak/nie) miała istotny wpływ na żerowanie (GUD, <i>giving-up density</i>) małych ssaków	40
Tabela 6. Latem 2019 w badaniach eksperymentalnych hałas eksperymentalny (wyrażony w decybelach) miał istotny wpływ na żerowanie (GUD, <i>giving-up density</i>) małych ssaków.....	40
Wykres 1. Zależność pomiędzy hałasem a odległością od drogi, dane z roku 2017.....	31
Wykres 2. Histogram żerowania małych ssaków w roku 2017.....	32
Wykres 3. Zależność pomiędzy hałasem (wyrażonego w decybelach) a odległością od drogi (wyrażoną w metrach)	36
Wykres 4. Histogram żerowania małych ssaków w roku 2019 w badaniach obserwacyjnych	37
Wykres 5. Histogram żerowania małych ssaków w roku 2019 w badaniach eksperymentalnych	39
Wykres 6. Zależność pomiędzy emisją hałasu (wyrażonego emisją lub jej brakiem czyli odpowiednio tak lub nie) oraz żerowania GUD w badaniach eksperymentalnych w roku 2019	41
Wykres 7. Zależność pomiędzy wpływem emisji hałasu (oznaczonej kolorem niebieskim bądź jej brak oznaczony kolorem czerwonym) oraz żerowaniem wyrażonym w GUD w badaniach eksperymentalnych w roku 2019.....	42
Fotografia 1. Zdjęcie myszy leśnej <i>Apodemus flavicollis</i>	11
Fotografia 2. Zdjęcie normicy rudej <i>Myodes glareolus</i>	13

Fotografia 3. Żerująca mysz leśna <i>Apodemus flavicollis</i>	19
Rycina 1. Mapa potencjalnych cichych rejonów na terenie Europy	4
Rycina 2. Zmiany w liczbie zarejestrowanych samochodów osobowych samochodów ciężarowych z przyczepami i bez przyczep w Polsce w latach 1980-2011	5
Rycina 3. Roczny wykres dobowego ruchu samochodów (AADT, <i>Annual Average Daily Traffic</i>) do 3.5 tony (LV) oraz cięższych pojazdów (HGV) na drogach regionalnych we Francji w latach 1996-1997	6
Rycina 4. Zasięg geograficzny myszy leśnej <i>Apodemus flavicollis</i>	12
Rycina 5. Zasięg geograficzny nornicy rudej <i>Myodes glareolus</i>	13
Rycina 6. Powierzchnie badawcze w roku 2017 na terenie miasta Poznania.....	15
Rycina 7. Punkty GUD na powierzchni „Lutycka”	15
Rycina 8. Punkty GUD na powierzchni „Tor Poznań”	16
Rycina 9. Punkty GUD na powierzchni „Bałtycka”	16
Rycina 10. Punkty GUD na powierzchni „Złotkowo”.....	17
Rycina 11. Punkty GUD na powierzchni „S11”	17
Rycina 12. Plan eksperymentu.....	21
Rycina 13. Powierzchnie badawcze w roku 2019 na terenie miasta Poznania.....	22
Rycina 14. Punkty GUD na powierzchni „Perzycka_1”.....	22
Rycina 15. Punkty GUD na powierzchni „Perzycka_E”	23
Rycina 16. Punkty GUD na powierzchni „Marcelin_1”	23
Rycina 17. Punkty GUD na powierzchni „Marcelin_E”	24
Rycina 18. Punkty GUD na powierzchni „Lutycka_1” oraz „Strzeszyn_1”	24
Rycina 19. Punkty GUD na powierzchni „Strzeszyn_E”	25
Rycina 20. Punkty GUD na powierzchni „Bałtycka_1”	25
Rycina 21. Punkty GUD na powierzchni „Bydgoska_1”	26
Rycina 22. Punkty GUD na powierzchni „Bałtycka_E”.....	26
Rycina 23. Punkty GUD na powierzchni „Borowikowa_E”	27

8. Bibliografia

- Barber J.R., Crooks, K.R., Fristrup, K.M., 2010. The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. *Trends in Ecology & Evolution* 25, 180-189.
- Bedoya-Pérez M., Carthey A., Mella, V., Mearns C., Banks P., 2013. A practical guide to avoid giving up on giving-up densities. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 67. 1-13. 10.1007/s00265-013-1609-3.
- Bejder L., Samuels A., Whitehead H., Gales N., 2006. Interpreting short-term behavioural responses to disturbance within a longitudinal perspective. *Animal Behaviour* 72,1149-1158.
- Bissonette, J., Rosa S., 2009. Road Zone Effects in Small-Mammal Communities. *Ecology and Society*. 14. 10.5751/ES-02753-140127.
- Bogdziewicz M., Crone E.E., Zwolak R., 2020. Do benefits of seed dispersal and caching by scatterhoarders outweigh the cost of predation? An example with oak and yellow-necked mice. *Journal of Ecology*, 108:1009–1018.
- Brandt MJ, Lambin X., 2005. Summertime activity patterns of common weasels *Mustela nivalis vulgaris* under differing prey abundances in grassland habitats. *Acta Theriologica* 50 (1): 67-79.
- Brown J. S., 1988. Patch use as an indicator of habitat preference, predation risk, and competition. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 22(1), 37-47.
- Brown J.S., Kotler, B. P., Smith, R. J. and Wirtz II, W. O., 1988. The effects of owl predation on the foraging behavior of heteromyid rodents. - *Oecologia* 76: 408-415.
- Brown J. S. i Kotler, B. P., 2004. Hazardous duty pays and the foraging cost of predation. *Ecology Letters*, 7(10), 999-1014.
- Brooks M. E., Kristensen, K., Van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Bolker, B. M., 2017. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R journal*, 9(2), 378-400.
- Bunkley J.P., Barber J.R., 2015. Noise reduces foraging efficiency in pallid bats (*Antrozous pallidus*). *Ethology* 121,1116-1121.
- Buxton R.T., McKenna M.F., Brown E., Ohms R., Hammesfahr A., Angeloni L.M., Crooks K.R., Wittemyer G., 2020. Varying behavioral responses of wildlife to motorcycle traffic. *Global Ecol. Conserv.* 21, e00844.
- Byrnes P., Goosem M., Turton M. S., 2012. Are less vocal rainforest mammals susceptible to impacts from traffic noise? *Wildlife Research* 39, 355-365.

- Chan A., Giraldo-Perez P., Smith S., Blumstein D., 2010. Anthropogenic noise affects risk assessment and attention: The distracted prey hypothesis. *Biology letters*. 6. 458-61. 10.1098/rsbl.2009.1081.
- Chan Y.-H A.A., Blumstein D.T., 2011. Attention, noise, and implications for wildlife conservation and management, *Applied Animal Behaviour Science*, Volume 131, Issues 1–2, Pages 1-7.
- Chen H.L., Koprowski J.L., 2015., Animal occurrence and space use change in the landscape of anthropogenic noise, *Biological Conservation*, Volume 192, Pages 315-322.
- Chen W., Zhong J., Carson W.P., Tang Z., Xie Z., Sun S., Zhou Y., 2019. Proximity to roads disrupts rodents' contributions to seed dispersal services and subsequent recruitment dynamics. *Journal of Ecology* 107: 2623-2634.
- Creel S., Christianson D., 2008. Relationship between direct predation and risk effects. *Trends in ecology & evolution*. 23. 194-201. 10.1016/j.tree.2007.12.004.
- Delaney M.A., Treuting P.M., Rothenburger J.L., 2018. Rodentia. *Pathology of Wildlife and Zoo Animals*, 499–515.
- Downing R. J., Rytwinski T., Fahrig L., 2015. Positive effects of roads on small mammals: a test of the predation release hypothesis. *Ecological Research*, 30(4), 651-662.
- Dulac J., 2013. Global land transport infrastructure requirements: estimating road and railway infrastructure capacity and costs to 2050. International Energy Agency, Paris, Francia.
- Drolet A., Dussault, C., Côté, S., 2016. Simulated drilling noise affects the space use of a large terrestrial mammal. *Wildlife Biology*. 22. 284-293.
- Dzhambov A., Dimitrova D., 2015. Chronic noise exposure and testosterone deficiency – meta-analysis and meta-regression of experimental studies in rodents. *Endokrynologia Polska*. 66: 39–46.
- Eastcott E., Kern J.M., Morris-Drake A., Radford A.N., 2020. Intrapopulation variation in the behavioral responses of dwarf mongooses to anthropogenic noise, *Behavioral Ecology*, Volume 31, Issue 3, Pages 680–691.
- Ellis E.C., 2011. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transaction of Royal Society A* 369,1010-1035.
- Ellis E.C. i Ramankutty N., 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 439-447.
- Falcenberg J.C. i Clarke J., 1998. Microhabitat use of deer mice: effects of interspecific interactions risks, *Journal of Mammology*, 79(2):558-565.

- Francis C.D., Kleist N.J., Ortega C.P, Cruz A., 2012. Noise pollution alters ecological services: enhanced pollination and disrupted seed dispersal. *Proceedings of Royal Society B*:279, 2727-2735.
- Francis C. i Barber, J., 2013. A framework for understanding noise impacts on wildlife: An urgent conservation priority. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 11. 10.1890/120183.
- Gaston K., 2010. Valuing Common Species. *Science*. 327. 154-155. 10.2307/40508806.
- Gierasimiuk P. i Motylewicz, M., 2014. Hałas w otoczeniu dróg i ulic - problemy oceny i działania ochronne (Traffic noise in the vicinity of roads and streets - assessment problems and protective actions). *Inżynieria Środowiska - Młodym Okiem* (pp.59-93), Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej.
- Gill S.A., Job J.R., Myers K., Naghshineh K., Vonhof M.J., 2015. Toward a broader characterization of anthropogenic noise and its effects on wildlife. *Behavioral Ecology*. 26. 10.1093/beheco/aru219.
- Halfwerk W, van Oers K., 2020 Anthropogenic noise impairs foraging for cryptic prey via cross-sensory interference. *Proceedings of Royal Society B* 287: 20192951.
- Harding H.R., Gordon T.A.C., Eastcott E., Simpson D., Radford A.N., 2019. Causes and consequences of intraspecific variation in animal responses to anthropogenic noise. *Behavioral Ecology* 30(6), 1501-1511.
- Hendry A.P., Farrugia T.J., Kinnison M.T., 2008. Human influences on rates of phenotypic change in wild animal populations. *Molecular Ecology*, 17, 20-29.
- Hinkelman T, Orrock J, Loeb S., 2011. Effect of downed woody debris on small mammal anti-predator behavior. *Ethology* 117, 1-7.
- Ibisch, P., Hoffmann, M., Kreft, S., Pe'er, G., Kati, V., Biber-Freudenberger L., Dellasala, D., Vale, M., Hobson, P., Selva, N., 2016. A global map of roadless areas and their conservation status. *Science*. 354. 1423-1427. 10.1126/science.aaf7166.
- Jędrzejewska B. i Jędrzejewski W., 2001. *Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieskiej*. Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Kern J.M., Radford A.N., 2016. Anthropogenic noise disrupts use of vocal information about predation risk. *Environmental Pollution*, 218:988-995.
- Konig C. 1973. *Mammals*. Collins & Co. pp. 110-111.
- Kotler B.P., Brown J.S., Mitchell W.A., 1993. Environmental factors affecting patch use in two species of gerbilline rodents. *Journal of Mammology* 74 (3):614-620.

- LaHaye W.S., Zimmerman G.S., Gutiérrez R.J., 2004. Temporal variation in the vital rates of an insular population of spotted owls (*Strix occidentalis occidentalis*): contrasting effects of weather. *Auk* 121(4):1056–1069.
- Le M.-L., Garvin C., Barber J., Francis C., 2019. Natural sounds alter California ground squirrel, *Otospermophilus beecheyi*, foraging, vigilance and movement behaviours. *Animal Behaviour*. 157. 51-60. 10.1016/j.anbehav.2019.08.014.
- Lima S. L., Valone, T. J. and Caraco, T., 1985. Foraging efficiency - predation risk tradeoff in the gray squirrel. - *Anim. Behav.* 33: 115-165.
- Luo J., Siemers B.M., Koselj K., 2015. How anthropogenic noise affects foraging. *Global Change Biology* 21, 3278-3289.
- Lüdecke D., Ben-Shachar, M., Patil, I., Waggoner, P., Makowski, D., 2021. Performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. *Journal of Open Source Software*, 6(60), 3139. 10.21105/joss.03139.
- Mason J. T., McClure, C. J. W., Barber, J. R., 2016. Anthropogenic noise impairs owl hunting behavior. *Biological Conservation*, 199, 29-32.
- McCall S., McCarthy M., van der Ree R., Harper M., Cesarini S., Soanes K., 2010. Evidence that a Highway Reduces Apparent Survival Rates of Squirrel Gliders. *Ecology and Society*, Vol. 15, No. 3 (2010). 15. 10.5751/ES-03445-150327.
- McGregor R., Bender D., Fahrig L., 2007. Do small mammals avoid roads because of traffic?. *Journal of Applied Ecology*. 45. 117 - 123. 10.1111/j.1365-2664.2007.01403.x.
- Monath T. P., Newhouse, V. F., Kemp, G. E., Setzer, H. W., Cacciapuoti, A., 1974. Lassa virus isolation from *Mastomys natalensis* rodents during an epidemic in Sierra Leone. *Science*, 185(4147), 263-265.
- Musser G.G., Carleton, M.D., 2005. Superfamily Muroidea. In Wilson, D.E., Reeder, D.M (eds.). *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference* (3rd ed.).
- Orrock, J. L., Danielson, B. J., & Brinkerhoff, R. J., 2004. Rodent foraging is affected by indirect, but not by direct, cues of predation risk. *Behavioral Ecology*, 15(3), 433-437.
- Orrock J.L., Danielson B.J., 2009. Temperature and cloud cover, but not predator urine, affect winter foraging of mice. *Ethology* 115(7):641-648.
- Patricelli G.L. i Blickey J.L., 2006. Avian communication in urban noise: causes and consequences of vocal adjustment. *Auk* 123, 639-649.
- Popper A.N i Hastings M.C., 2009. The effects of human-generated sound on fish. *Integrative Zoology* 4, 43-52.

- Preisser, E. L., Bolnick, D. I., Benard, M. E., 2005. Scared to Death? The Effects of Intimidation and Consumption in Predator-Prey Interactions. *Ecology*, 86(2), 501–509.
- Pucek Z., Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Pucek M., 1993. Rodent population dynamics in a primeval deciduous forest (Białowieża National Park) in relation to weather, seed crop, and predation. *Acta Theriologica* 38 (2), 199 – 232.
- Pucek Z., 1984. Klucz do oznaczania ssaków Polski (wydanie drugie zmienione i poprawione). Warszawa, Wydawnictwo Naukowe PWN.
- R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rytwinski, T., & Fahrig, L., 2007. Effect of road density on abundance of white-footed mice. *Landscape Ecology*, 22(10), 1501-1512.
- Rytwinski, T., & Fahrig, L., 2011. Reproductive rate and body size predict road impacts on mammal abundance. *Ecological Applications*, 21(2), 589-600.
- Rytwinski, T., & Fahrig, L., 2012. Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation*, 147(1), 87-98.
- Selva, N., Hobson, K. A., Cortés-Avizanda, A., Zalewski, A., Donazar, J. A., 2012. Mast pulses shape trophic interactions between fluctuating rodent populations in a primeval forest. *PLoS One*, 7(12), e51267.
- Senzaki M., Yamaura, Y., Francis, C., Nakamura, F., 2016. Traffic noise reduces foraging efficiency in wild owls. *Scientific reports*. 6. 30602. 10.1038/srep30602.
- Shannon G., Angeloni L.M., Wittemyer G., Fristrup K.M., Crooks K.R., 2014. Road traffic noise modifies behaviour of a keystone species. *Animal Behaviour*, 94, 135-141.
- Shannon G., Crooks K., Wittemyer G., Fristrup K.K., Angeloni L.M., 2016. Road noise causes earlier predator detection and flight response in a free-ranging mammal. *Behavioral Ecology*, Volume 27, Issue 5, 1370–1375.
- Shannon G., McKenna M.F., Angeloni L.M., Crooks K.R., Fristrup K.M., Warner K.A., Nelson M.D., White C., Briggs J., McFarland S, Wittemyer G., 2015. A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. *Biological Reviews* V.
- Schmitz O., Beckerman A., O'Brien K., 1997. Behaviorally Mediated Trophic Cascades: Effects of Predation Risk on Food Web Interactions. *Ecology*. 78. 10.2307/2266134.
- Siemers B.M. i Shaub A., 2011. Hunting at the highway: traffic noise reduces foraging efficiency in acoustic predators. *Proceedings of the Royal Society B*, 278, 1646-1652.

- Shier D., Lea, A., Owen, M., 2012. Beyond masking: Endangered Stephen's kangaroo rats respond to traffic noise with footdrumming. *Biological Conservation*. 150. 10.1016/j.biocon.2012.03.007.
- Sih A., Ferrari M.C.O., Harris D.J., 2011. Evolution and behavioural responses to human – induced rapid environmental change. *Evolutionary Applications*, 4, 367-387.
- Slabbekoorn H., Ripmeester E.A.P., 2007. Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular Ecology* 17:72-83 volume 91, Issue 4, 982-1005.
- Stradiotto A., Cagnacci F., Delahay R., Tioli S., Nieder L., Rizzoli A., 2009. Spatial organization of the yellow – necked mouse: effects of density and resource availability. *Journal of mammology* 90 (3), s.704-714.
- Sunde P., Forsom H.M., Al-Sabi M.N.S., Overskaug K., 2012. Selective Predation of Tawny Owls (*Strix aluco*) on Yellow-Necked Mice (*Apodemus flavicollis*) and Bank Voles (*Myodes glareolus*), *Annales Zoologici Fennici*, 49(5), 321-330.
- Tollenaere C., Rahalison, L., Ranjalahy, M., Duplantier, J. M., Rahelinirina, S., Telfer, S., Brouat, C., 2010. Susceptibility to *Yersinia pestis* experimental infection in wild *Rattus rattus*, reservoir of plague in Madagascar. *EcoHealth*, 7(2), 242-247.
- Terraube, J., Villers, A., Poudré, L., Varjonen, R., & Korpimäki, E., 2017. Increased autumn rainfall disrupts predator–prey interactions in fragmented boreal forests. *Global Change Biology*, 23(4), 1361-1373.
- United Nations Population Found, 2007. *State of World Population: Unleashing the potential of Urban Growth*, United Nations Population Found, New York.
- Vickery W., Bider J., 1981. The influence of weather on rodents' activity. *Journal of Mammalogy* :140-145.
- Wiącek J., Polak M., Kucharczyk M., Bohatkiewicz J., 2015. The influence of road traffic on birds during autumn period: Implications for planning and management of road network. *Landscape and Urban Planning*, 134, 76-82.
- Willems J., Phillips, J., Vosbigian, R., Villablanca, F., Francis, C., 2021. Night lighting and anthropogenic noise alter the activity and body condition of pinyon mice (*Peromyscus truei*). *Ecosphere*. 12. 10.1002/ecs2.3388.
- Williams C., Wilsterman, K., Kelley, A., Breton, A., Stark, H., Humphries, M., Mcadam, A., Barnes, B., Boutin, S., Loren, C., Breton, E., Buck, C. L., 2014. Light loggers reveal weather-driven changes in the daily activity patterns of arboreal and semifossorial rodents. *Journal of Mammalogy*. 95. 1230-1239/1230. 10.1644/14-MAMM-A-062.

- Winfree, R., Fox, J., Williams N., Reilly, J., Cariveau, D., 2015. Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service. *Ecology letters*. 18. 10.1111/ele.12424.
- Wilson Don E. I Reeder D.A.M., 2005. *Myodes glareolus* w *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference* (Wyd.3). Johns Hopkins University Press.
- Wilson D.E., Lacher T.E., Mittermeier R.A., 2017. *Handbook of the Mammals of the World. Volume 7, Rodents II*. Lynx Edicions Johns Hopkins University Press. p. 1265.
- Wróbel A., Bogdziewicz, M., 2015. It is raining mice and voles: which weather conditions influence the activity of *Apodemus flavicollis* and *Myodes glareolus*? *European Journal of Wildlife Research*. 10.1007/s10344-014-0892-2.
- Zaki S. R., 1995. Hantavirus pulmonary syndrome: pathogenesis of an emerging infectious disease. *The American journal of pathology*, 146(3), 552.
- Zalewski A., Jedrzejewski W., Jedrzejewska, B., 1995. Pine Marten home ranges, numbers and predation on vertebrates in a deciduous forest (Białowieża National Park, Poland). *Annales Zoologici Fennici*. 32. 131-144.
- Zwolak, R. i Crone, E. E., 2012. Quantifying the outcome of plant–granivore interactions. *Oikos*, 121(1), 20-27.

Źródła internetowe:

- Apodemus flavicollis*, w: Integrated Taxonomic Information System, <https://www.itis.gov/>, dostęp: 21.06.2021.
- Myodes glareolus* Integrated Taxonomic Information System, <https://www.itis.gov/>, dostęp: 21.06.2021.
- EEA Report No 22/2019, <https://www.eea.europa.eu/publications/environmental-noise-in-europe>, dostęp: 21.06.2021.
- Apodemus flavicollis*, IUCN Red list, <https://www.iucnredlist.org/>, dostęp :21.06.2021.
- Myodes glareolus*, IUCN Red list, <https://www.iucnredlist.org/>, dostęp: 21.06.2021.