

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
w Warszawie
Instytut Nauk o Zwierzętach

Katarzyna Thor

Czynniki wpływające na zasiedlenie budek
chiropterologicznych przez nietoperze
w pierwszym okresie od ich powieszenia

Factors influencing the use of chiropterological boxes by bats
during the first time after their installation

Praca doktorska
Doctoral thesis

Praca wykonana pod kierunkiem
prof. dr hab. Wandy Olech-Piaseckiej
Promotor pomocniczy: dr hab.
Grzegorz Lesiński, prof. Uczelni
Katedra Genetyki i Ochrony Zwierząt
Instytut Nauk o Zwierzętach
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
w Warszawie
INSTYTUT NAUK O ZWIERZĘTACH
02-786 Warszawa, ul. Ciszewskiego 8
tel. 22 59-36510

Warszawa, 2023

KIEROWNIK SEKRETARIATU
Instytutu Nauk o Zwierzętach


/ mgr Agnieszka Serwatka /



2023 -10- 0 6

Oświadczenie promotora rozprawy doktorskiej

Oświadczam, że niniejsza rozprawa została przygotowana pod moim kierunkiem i stwierdzam, że spełnia warunki do przedstawienia jej w postępowaniu o nadanie stopnia naukowego doktora.

Data 09.10.2023

Podpis promotora 

Oświadczenie autora rozprawy doktorskiej

Świadom/a odpowiedzialności prawnej, w tym odpowiedzialności karnej za złożenie fałszywego oświadczenia, oświadczam, że niniejsza rozprawa doktorska została napisana przez mnie samodzielnie i nie zawiera treści uzyskanych w sposób niezgodny z obowiązującymi przepisami prawa, w szczególności z ustawą z dnia 4 lutego 1994 r. o prawie autorskim i prawach pokrewnych (tj. z dnia 28 października 2022 r., Dz.U. z 2022 r. poz. 2509 ze zm.)

Oświadczam, że przedstawiona rozprawa nie była wcześniej podstawą żadnej procedury związanej z uzyskaniem stopnia naukowego doktora.

Oświadczam ponadto, że niniejsza wersja rozprawy jest identyczna z załączoną wersją elektroniczną.

Przyjmuję do wiadomości, że rozprawa doktorska poddana zostanie procedurze antyplagiatowej.

Data 06.10.2023

Podpis autora pracy 

Streszczenie

Czynniki wpływające na zasiedlenie budek chiropterologicznych przez nietoperze w pierwszym okresie od ich powieszenia

Ze względu na postępującą antropopresję, ubożeje dostępność naturalnych kryjówek nietoperzy. W związku z tym poza ochroną starych drzew koniecznym jest instalowanie sztucznych schronień. Od wielu lat z powodzeniem stosowane są budki dla nietoperzy. Różnią się one materiałem z jakiego są zbudowane, wielkością oraz typem.

Prezentowane badania zostały przeprowadzone w Centralnej Polsce. Wywieszono cztery typy budek drewnianych. Dwa z nich to budki z jedną komorą imitującą dziuple i dwa to budki posiadające szczeliny. Kontrole budek były przeprowadzane od 2020 do 2022 roku od początku marca do końca listopada. Analizowano zarówno wpływ typu budek jak i czynników środowiskowych na ich zasiedlenie. Szczególną uwagę zwrócono na zasiedlenie stosunkowo nowych w Polsce budek szczelinowych. W badanych budkach zaobserwowano 11 gatunków nietoperzy. Dominowały nietoperze należące do rodzaju *Pipistrellus* oraz do gatunku *N. noctula*. Warunki siedliskowe miały niewielkie znaczenie na zasiedlenie budek. Decydujący okazał się typ budki. Wszystkie gatunki i grupy nietoperzy najczęściej wybierały budki szczelinowe.

Słowa kluczowe: środkowa Polska, wybór schronienia, budki lęgowe, nietoperze leśne

Abstract

Factors influencing the use of chiropterological boxes by bats during the first time after their installation

Due to increasing anthropopression, the availability of natural roosts for bats is becoming poorer. Therefore, in addition to the protection of old trees, it is necessary to install artificial roosts. Bat boxes have been successfully used for many years. They differ in the material from which they are built size, and type.

The presented study was conducted in Central Poland. Four types of wooden shelters were posted. Two of them were single-chambered boxes imitating hollows and two were boxes with slots. The sheds were inspected from 2020 to 2022 from the beginning of March to the end of November. The influence of the shed type and environmental factors on their settlement were analyzed. Particular attention was paid to the colonization of crevices boxes, which are relatively new to Poland. Eleven species of bats were observed in the surveyed boxes. Bats belonging to the genus *Pipistrellus* and the species *N. noctula* predominated. Habitat conditions had little influence on the colonization of the boxes. The type of box proved to be decisive. All species and groups of bats most often chose crevice boxes.

Keywords: central Poland, choice of shelter, nest boxes, forest bat

Spis treści

1. Wstęp.....	9
1.1. Cele pracy i hipotezy badawcze	15
2. Materiał i metody	17
2.1. Teren badań	17
2.2. Charakterystyka powierzchni	18
2.3. Typy zastosowanych skrzynek i ich budowa	26
2.4. Instalacja budek	28
2.5. Parametry środowiskowe.....	29
2.6. Kontrole budek	35
2.7. Oznaczanie gatunków.....	35
2.8. Sezonowa dynamika zasiedlenia budek	35
2.9. Ugrupowania nietoperzy w okresie rozrody i poza nim.....	36
2.10. Analiza danych	36
2.11. Analiza statystyczna	37
2.12. Metody zastosowane w dyskusji wyników	37
2.13. Zezwolenia	38
3. Wyniki	39
3.1. Fauna nietoperzy	39
3.1.1. Kolonie rozrodcze	42
3.1.2. Ugrupowania poza sezonem rozrodczym.....	44
3.2. Zasiedlanie typów budek.....	46
3.2.1. Kolonie rozrodcze	47
3.2.2. Ugrupowania nietoperzy poza okresem rozrodu	48
3.2.3. Ponowny wybór budek	50
3.3. <i>Pipistrellus spp.</i>	52
3.3.1. Kolonie rozrodcze	55
3.3.2. Ugrupowania poza okresem rozrodu.....	55
3.4. <i>Nyctalus noctula</i>	57
3.4.1. Ugrupowania poza okresem rozrodu.....	58
3.5. Powtarzalność obserwacji nietoperzy w budkach w trakcie jednego roku badań	59
3.6. Współwystępowanie gatunków nietoperzy	62
3.7. Akcydentalne gatunki nietoperzy	63
3.8. Sezonowa dynamika zasiedlenia budek dla nietoperze	63

3.8.1. <i>Pipistrellus</i> spp.	63
3.8.2. <i>Nyctalus noctula</i>	68
3.9. Wpływ czynników środowiskowych na zasiedlanie skrzynek przez nietoperze	71
3.9.1. <i>Pipistrellus</i> spp.....	74
3.10. Proporcje nietoperzy w budkach na powierzchniach.....	82
4. Dyskusja.....	83
4.1. Oznaczanie nietoperzy do gatunków	83
4.2. Pierwsze obserwacje nietoperzy w budkach.....	84
4.3. Skład gatunkowy nietoperzy.....	85
4.4. Fenologia zasiedlenia budek	87
4.5. Czynniki wpływające na zasiedlenie budek.....	89
4.5.1. Typy budek	89
4.5.2. Warunki środowiskowe.....	92
4.6. Podsumowanie	96
4.7. Zalecenia na przyszłość	96
5. Bibliografia	97

1. Wstęp

Postępująca antropopresja wpływa w coraz większym stopniu zarówno na poszczególne gatunki, jak i na całe ekosystemy (Hautier, 2015). Dotyczy ona zarówno eksploatacji zasobów naturalnych (Pimm i in., 1995), jak i stopniowej urbanizacji (Gonzalez-Cesped i in., 2021). Nie bez znaczenia jest także intensyfikacja rolnictwa (Głodowska i in., 2018), oraz introdukcje gatunków inwazyjnych (Wilcove i in., 2000). Efektem jest ubożenie, a nawet zanikanie całych ekosystemów (Sala, 2000, Richardson i in., 2017). Jedną z najbardziej narażonych grup taksonomicznych są nietoperze, szczególnie nietoperze owadożerne (Festa i in., 2022). Przyczyną tego jest ich miejsce w łańcuchu pokarmowym: stanowią one przedostatnie ogniwo (zaraz przed reducentami), stąd jakakolwiek ingerencja w świat bezkręgowców nie pozostaje bez wpływu na populacje nietoperzy (Appel i in., 2023). Przy czym utrata (lub zatrucie) pokarmu wraz z utratą siedlisk są jednymi z najważniejszych czynników wpływających negatywnie na populacje nietoperzy w strefie umiarkowanej (Heise, 1985). Stosowane w rolnictwie insektycydy na bazie dichlorodifenylotrichloroetanu (DDT) kumulują się w tkance tłuszczowej, a po jej wyczerpaniu (np. w trakcie długich migracji i/lub hibernacji) przedostają się do mózgu powodując poważne zatrucia (Geluso i in., 1976), a także śmierć (Thies i McBee, 1994, Bennett i Thies, 2007). Dodatkowo sezonowy brak pokarmu, wymusza albo migracje, albo hibernacje, albo obydwie. Nie bez znaczenia może być postępujące ocieplenie (IPCC, 2021), jednak z uwagi na to, że europejskie nietoperze to zwierzęta owadożerne jego bezpośredni wpływ na bazę pokarmowa jest raczej pomijalny. Poza tym nietoperze jako zwierzęta heterotermiczne są uważane za mniej wrażliwe na zmiany w środowisku związane z wzrostem temperatur towarzyszących zmianom klimatycznym (Geiser i Turbill, 2009). Wzrost średnich temperatur może być korzystny dla nietoperzy ze względu na szybszy rozwój zarodków i młodych osobników (Zahn, 1999, Burles i in., 2009, Frick i in., 2009), oraz zwiększoną dostępność pożywienia i skrócenie okresu, kiedy owady są niedostępne (Bale i in., 2002, Prakash i Wajid, 2023). Czyli reagować na zmiany temperatur mogą zarówno pozytywnie (np. rozszerzenie zasięgu i wzrost liczebności populacji), (Sherwin i in., 2013, Festa, i in., 2022, Salinas-Ramos i in., 2023), jak i negatywnie (kurczenie się zasięgu i spadek liczebności populacji) zwłaszcza w przypadku gatunków związanych z chłodniejszym klimatem (Rebelo i in. 2010). Jednak ekstremalne zjawiska pogodowe takie jak bardzo niskie lub wysokie temperatury, zmniejszona dostępność wody czy cyklony (Jones i in., 2009) mogą spowodować znaczną śmiertelność nietoperzy.

Negatywny wpływ na tą grupę ssaków ma także postępująca urbanizacja (Browning i in., 2021). Przy czym wpływ urbanizacji w zależności od przystosowania poszczególnych gatunków do życia w zmienionym przez człowieka terenie może mieć na nie pozytywny lub negatywny wpływ (Russo i Ancillotto, 2014). Na terenach zurbanizowanych emitowany przez transport hałas utrudnia percepcję dźwięków generowanych przez bezkręgowce (np. szelest poruszających się po ziemi owadów), (Faure i Barclay, 1992). Przez to nietoperze, które podczas polowania namierzają zdobycz używając „biernego słuchania” unikają takich miejsc (Schaub i in., 2008, Barber i Crooks, 2010), a u innych gatunków skraca czas żerowania (Shirley i in., 2001). Z drugiej strony budynki znajdujące

się w miejscach zurbanizowanych posiadające liczne spękania i szczeliny oferują miejsca na potencjalne kryjówki, w których często są obserwowane nietoperze (Mazurska i Ruczyński, 2008, Webb i in., 2021). Dodatkowo sztuczne światło w nocy, które jest generowane np., przez lampy uliczne w miastach wpływają na zwiększenie liczby owadów (Van Langevelde i in., 2011), co sprawia, że oświetlone miejsca są dobrym żerowiskiem dla gatunków nietoperzy polujących na otwartej przestrzeni (Rydell i Racey, 1995, Gaisler i in., 1998). Prawdopodobnie nietoperze obserwowane w miastach zmieniają swoje zachowania, które są początkiem przystosowania się do życia w wysoce zurbanizowanych miejscach, jak sugerują Avila-Flores i in. (2023). Natomiast realnie policzalną śmiertelność nietoperzy generują: kolizje ze śmigłami turbin wiatrowych (Brinkmann, 2006) lub barotrauma, która jest przyczyną śmierci nietoperzy przelatujących w pobliżu turbin (Baerwald i in., 2008), a także kolizje z pojazdami (Lesiński, 2007, Russell i in., 2009, Lesiński i in., 2011, Medinas i in., 2012, Cichocki i in., 2013). Do zwiększonej śmiertelności mogą przyczynić się zwierzęta domowe, takie jak np. koty domowe *Felis catus*, które polują na nietoperze (Lesiński i in., 2008, Ancilotto i in., 2013). Dodatkowo budynki mogą stać się pułapkami dla nietoperzy. Zwierzęta te dostają się do budynków przez otwarte okna, zostają w nich uwięzione co przyczynia się do ich osłabienia lub śmierci głodowej (Kalpakis i in., 2005, Monsalve-Dolz, 2014).

Istotnym zagrożeniem dla wszystkich gatunków nietoperzy, które hibernują w jaskiniach zarówno w Europie jak i na całym świecie, jest turystyka jaskiniowa w okresie zimowym (Mann i in., 2002). Sygnały generowane przez ludzi: hałas oraz światło pochodzące z latarek turystów mogą wybudzać hibernujące zwierzęta (Hutson i in., 2001, Mann i in., 2002). W klimacie umiarkowanym wybudzające się nietoperze zużywają dużo energii skumulowanej pod postacią tłuszczu brunatnego, a nadmiarowe wybudzenia mogą doprowadzić do wyczerpania rezerw energii, przez co nie są one w stanie przetrwać zimy (Thomas i in., 1990, Ruczyński i in., 2005). Znane też są przypadki celowego uśmiercania nietoperzy w hibernakulach przez osoby zwiedzające bunkry (Cichocki i in., 2020).

Schronienia w zależności od pory roku pełnią różne funkcje (Kunz, 1982). Przez cały okres aktywności nietoperze wykorzystują je do ochrony przed warunkami atmosferycznymi oraz przed drapieżnikami (Kunz, 1982). Wiosną i jesienią wykorzystują je jako miejsca odpoczynku w trakcie migracji (Petersons, 2004, Jarzembowski, 2003), latem do zakładania kolonii rozrodczych i rozwoju młodych (Kunz i in., 2003), jesienią jako miejsca godów (Ciechanowski i Jarzembowski, 2003, Ruczyński i in., 2010, Wojtaszyn i in., 2021), a zimą do hibernacji (Furey i Racey, 2016).

Poważnym zagrożeniem dla nietoperzy jest zanikanie naturalnych kryjówek letnich (Kunz i in., 2003), które w zależności od gatunku nietoperzy mogą znajdować się w szczelinach pni drzew, pod odstającą korą (Russo i in., 2003), lub w dziuplach drzew (Ruczyński Bogdanowicz, 2005). Ze względu na to, że nietoperze nie mogą samodzielnie tworzyć dziupli, są one szczególnie wrażliwe na utratę już istniejących (Cockle i in., 2011). Gospodarowanie drzewostanem poprzez usuwanie starych drzew mogących mieć spękania, szczeliny lub dziuple, sprawia, że liczba potencjalnych schronień drastycznie maleje. Pomimo dużego zalesienia powierzchni Europy liczącego około 50%, lasy

pierwotne stanowią tylko 3% całkowitej powierzchni Europy (Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej, 2022). Zwiększane są natomiast powierzchnie młodych lasów gospodarczych. Nie ma w nich starych i martwych drzew, a co za tym idzie mniej jest dziupli i spękań niż w lasach niegospodarczych (Vesk i in., 2008, Russo i in., 2010, Andersson i in., 2018). Dodatkowo dziuple w lasach zarządzanych mają mniejszą różnorodność kształtów i wielkości otworów wlotowych (Andersson i in., 2018). Z uwagi na to, że liczba dziupli i zagłębień w drzewach zwiększa się wraz z ich wiekiem: w drzewach mających mniej niż 60 lat takie zagłębienia nie powstają, a mogą je mieć nieliczne drzewa 100 letnie (Vesk i in., 2008), nie należy oczekiwać szybkiej poprawy sytuacji. Poza tym w lasach, w których nie jest prowadzona gospodarka leśna rejestrowano większą liczbę nietoperzy niż w lasach gospodarczych (Russo i in., 2010). Wpływ na to może mieć fakt, że jednogatunkowe i młode lasy w porównaniu ze starymi drzewostanami są ubogie w bezkręgowce (Pettersson i in., 1995), będące pokarmem europejskich nietoperzy.

Z uwagi na rodzaje schronień, z których korzystają nietoperze często używa się podziału na gatunki leśne, które schronienia w okresie aktywności mają w lasach i tam zakładają kolonie rozrodcze, oraz jaskiniowe, które w okresie aktywności kryjówek mają zlokalizowane w jaskiniach, lub innych podziemiach i tam zakładają kolonie rozrodcze (Węgiel, 2006). Jednak podział ten może prowadzić do błędnych wniosków. Wiele tzw. leśnych gatunków takich jak np., mopek zachodni *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774) żeruje i zakłada kolonie rozrodcze głównie w lasach (Sierro, 1999, Zahn i Hamer, 2017, Russo i in., 2003), a hibernuje w podziemiach (Kłyś, 2013, De Bruyn i in., 2021).

Niektóre gatunki nietoperzy leśnych wykorzystują wiele schronień na zajmowanym terenie. Gatunki te charakteryzują się zmienną wielkością i składem grup, a osobniki do nich należące często przemieszczają się między schronieniami. Takie zachowania obserwowano u nocków Bechsteina *Myotis bechsteinii* (Kerth i König, 1999, Kerth i in., 2006, Kühnert i in., 2016), mopków zachodnich *Barbastella barbastellus* (Russo i in., 2005), borowców wielkich *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774), borowców leśnych *Nyctalus leisleri* (Kuhl, 1817), (Ruczyński i Barton, 2020), nocków rudych *Myotis daubentonii* (Rieger, 1996), a także borowców olbrzymich *Nyctalus lasiopterus* (Schreber, 1780) (Popa-Lisseanu i in., 2008). Poza tym dostępność wielu kryjówek daje możliwość zmiany schronienia (np. za mało lub za bardzo nasłonecznionego), (Kerth i in., 2001, Crawford i O'Keefe, 2020).

Najprostszą metodą kompensacji niedoborów naturalnych schronień jest instalacja budek dla nietoperzy (Issel i Issel, 1955, Rueegger, 2016,). Wieszanie sztucznych schronień dla tej grupy ssaków jest praktykowana co najmniej od lat 50-tych XX w. (Issel i Issel, 1955, Haensel i Nafe, 1982, Stebbings i Walch, 1991, Graczyk, 1992, Krzanowski, 1995). Poza kompensacją braków schronień, budki chiropterologiczne ułatwiają badania ekologii nietoperzy (Weidner, 1998, Beyer i Goldingay, 2006), lub ich behawioru (Siemers i Swift, 2006).

Dotychczas powstało kilkanaście różnych typów budek dla nietoperzy i cały czas są one modyfikowane (Stebbing i Walsh, 1991. Greenaway i Hill, 2004, Rueegger, 2016). Ich konstrukcje mają imitować naturalne schronienia. Część z nich to budki imitujące dziuple. Mają one jedną komorę w środku, której wielkość i kształt jest zależna od typu budki. Inne to budki imitujące szczeliny różnej wielkości i o różnym ułożeniu. Imitują one naturalne spękania i szczeliny w drzewach oraz pod odstającą korą. Poza samą konstrukcją budki różnią się miejscem usytuowania wlotu. Część budek dostępnych na polskim rynku ma pełne dno oraz wlot z przodu budki. Taka budowa uniemożliwia wypadanie guana lub martwych osobników z budek. Sprawia to, że mogą się one stać pułapką dla bytujących tam zwierząt, poprzez zasłanianie jedyne go wylotu lub potencjalnie przyczyniać się do opuszczenia takich schronień przez nietoperze (Stratmann, 1978). W przypadku prowadzenia kontroli budek niektóre modele wymagają ich otwarcia, co potencjalnie może niepokoić zamieszkujące je zwierzęta (Rueegger, 2016).

Poza kształtem różnią się także materiałem, z którego zostały wykonane (Brouwer i Henrard, 2020). Najczęściej budki wykonywane są z drewna lub ceramiki. Te ostatnie mogą mieć domieszkę z betonu lub gliny. Mogą one także zawierać różne wypełniacze (np. trociny lub styropian). Przy czym budki ceramiczne są używane prawie wyłącznie w Europie (Rueegger, 2016). Budki trocinowo – betonowe, to budki cylindryczne lub prostopadłościenn e, zawierające wewnątrz jedną komorę i wlotem z przodu budki w przypadku budek cylindrycznych a na spodzie w budkach prostopadłościennych (Rueegger, 2016). Jednak najczęściej zarówno w Europie jak i na całym świecie używane są budki drewniane z litego drewna lub sklejk i (Rueegger, 2016). Większość z nich to budki mające jedną obszerną komorę, takie jak budki: typu angielskiego, „Issel” i „Stratmann”. Dwie pierwsze z nich mają przynajmniej częściowo zakryte dno, a wlot do nich usytuowany jest na spodzie budki (Stebbing i Walsh, 1991, Issel i Issel, 1955). Trzeci typ to budka, której przestrzeń wewnętrzna to spłaszczona, wąska komora. Budka ta pozbawiona jest dna, przez co wlot do niej jest usytuowany na spodzie (Stratmann, 1971). Przedstawione rozwiązania (pełne i otwarte dno) z wlotami usytuowanymi albo na dnie budki albo na jej dolnej części różnią się od naturalnych dziupli, w których wlot jest usytuowany powyżej połowy wysokości dziupli, a dno jest pełne (Ruczyński i Bogdanowicz, 2005, Andersson i in., 2018). Taką budowę przypominają budki dla ptaków (Dulisz i in., 2021). Budki chiropterologiczne jednokomorowe różnią się także wielkością. Ich objętość waha się od 1,88 dm³ do 46,93 dm³ (Rueegger, 2016).

Stosunkowo nowym typem budki drewnianej w Polsce jest budka szczelinowa projektu Greenaway i Hilla (2004), zmodyfikowana przez Rachwalda (Rachwald i in., 2018, Rachwald i Gottfried, 2019). Jej wnętrze jest podzielone deskami na cztery szczeliny, położone prostopadle do ściany tylnej. Taka budowa ma imitować szczeliny w spękaniach drzew. Podobnie jak budka, której wnętrze podzielone jest na kilka wąskich szczelin, które położone są równoległe do pnia, jedna za drugą (Rueegger, 2016). Wloty do szczelin w przypadku obu typów budek szczelinowych znajdują się na ich spodzie.

W klimacie umiarkowanym budki są zasiedlane przez nietoperze od początku wiosny do końca jesieni, czyli w okresie aktywności nietoperzy, chociaż znane są

przypadki korzystania z budek przez nietoperze w okresie zimowym (Dieterich, 1998). Przy czym czynnikiem warunkującym przydatność budek w okresie zimy jest temperatura otoczenia. Nietoperze obserwowane były w budkach przez cały rok, o ile temperatura na zewnątrz nie spadała poniżej -4°C (Stebbing i Walsh, 1991).

Przyczyny różnic w zasiedlaniu zarówno schronień naturalnych jak i sztucznych takich jak budki są przedmiotem badań (np. Tillman i in., 2021, Crawford i O'Keefe, 2023). Pierwszym zagadnieniem jest odnajdywanie nowych schronień przez nietoperze. Wizualne wskazówki, takie jak kontrast między otoczeniem a wlotem do kryjówki (zdarta kora przy wlocie) mogą przyczynić się do łatwiejszego ich znalezienia i co za tym idzie zasiedlenia tak odznaczających się budek (Ruczyński i in., 2011). Być może niewystarczająca widoczność budek i wlotów do nich wpływa na to, że w niektórych badaniach budki są zasiedlane dopiero po kilkunastu latach (Dieterich, 1988), a stopień zasiedlenia budek wzrasta wraz z czasem jaki upłynął od ich zainstalowania (Sachanowicz, 2003, Agnelli i in., 2011, Schmidt, 2016, Wieser i in., 2018, Ignaczak i in., 2021, Pschonny i in., 2022). Wpływać na to może także fakt, że nietoperze jako zwierzęta silnie socjalne (Chaverri i in., 2018) reagują na głosy socjalne lub echolokacyjne poszczególnych gatunków (Ruczyński i in., 2009, Schöner i in., 2010, Furmankiewicz i in., 2011). Dzięki temu osobniki przebywające w budkach mogą powodować ich zauważenie przez inne nietoperze co potencjalnie może się przekładać na większą liczbę zwierząt w budkach.

Kolejnym zagadnieniem są preferencje typów budek przez nietoperze. Wspomniane preferencje są zależne od wielu czynników i różne dla poszczególnych gatunków nietoperzy. W Europie najczęściej w budkach obserwowano nietoperze z rodzaju karlik *Pipistrellus*, nocek *Myotis*, borowiec *Nyctalus*, gacek *Plecotus*, mroczek *Eptesicus* i mopek *Barbastella* (Mayle 1990, Lesiński i in., 2009, Kowalski i Lesiński, 1994, König i König 1995, Rueegger, 2016, Wojtaszyn i in., 2021). *Barbastella barbastellus* zajmuje na ogół drobne szczeliny w drzewach lub chowa się pod odstającą korą zarówno w Europie południowej (Russo i in., 2003), jak i na terenie Polski (Furmankiewicz i in., 2005, Rachwald i in., 2022). Poza tym latem stwierdzany jest także w szczelinach budynków (Furmankiewicz i in., 2005). Osobnik tego gatunku w budce stwierdzony był dotychczas tylko raz (budka drewniana typu Stratman), (Błachowski, 2011). Natomiast preferencje tego gatunku do schronień w szczelinach spowodowały bardzo wysokie zajęcie budek szczelinowych (Rachwald i in., 2018, Rachwald i Gottfried, 2019). Większe gatunki nietoperzy, zwłaszcza te, które wybierają na schronienia dziuple wymagają budek większych rozmiarów (Wendorf, 2004) z wlotami dostosowanymi do rozmiaru nietoperzy. Wynika to z tego, że zbyt mały wlot do budki może uniemożliwić lub znacznie utrudnić zajęcie budki osobnikom większych gatunków (Bender, 2011). Czyli brak w budkach nietoperzy może świadczyć o tym, że zainstalowane budki na danym terenie nie są dostosowane do potrzeb miejscowej chiropterofauny i należy rozważyć wprowadzenie innych typów budek (Rueegger i in., 2018).

Zarówno materiał, z którego są zbudowane budki jak i ich kształt mogą wpływać na warunki panujące wewnątrz nich. Samice w okresie rozrodczym wybierają do założenia kolonii rozrodczych schronienia mające stabilne warunki termiczne z wyższymi średnimi

temperaturami (Brittingham-Brant i Williams, 2000, Kerth i in., 2001, Lourenço i Palmeirim, 2004). Może to wynikać z tego, że młode nietoperze, na wczesnym etapie rozwoju, są labilne termoregulacyjnie (Studier i O'Farrell, 1972).

Budki ceramiczne nagrzewają się bardziej, a schładzają wolniej niż budki drewniane, w których temperatura wewnętrzna jest zbliżona do temperatury otoczenia. Pierwsze z nich są częściej wybierane przez nietoperze (Jankowska-Jarek i in., 2023). W związku z tym warunki termiczne mogłyby tłumaczyć częstszą obecność kolonii rozrodczych w budkach ceramicznych i betonowych (Dodds i Bilston, 2013).

Wyższa temperatura w budkach spowodowana wysoką temperaturą zewnętrzną może być niebezpieczna dla nietoperzy, które je zajmują. Wewnątrz przegrzewających się budek, obserwowano wzrost temperatury powyżej 40°C, co może prowadzić do odwodnienia lub śmierci przebywających w nich zwierząt (Lourenço i Palmeirim, 2004, Czenze i in., 2022). W klimacie umiarkowanym dotyczy to głównie budek skierowanych na południe i/lub wystawionych na silne działanie promieni słonecznych (Bideguren i in., 2019), a nietoperze, które zajęły schronienia mające nieodpowiednie i niestabilne warunki termiczne, często je opuszczają w poszukiwaniu lepszych, optymalnych termicznie miejsc (Lewis, 1995, Barclay i Kurta, 2007).

Czynniki środowiskowe mogące potencjalnie wpływać na wybór budek przez nietoperze można podzielić w zależności na funkcje jakie pełnią. Część z nich może wpływać na warunki termiczne. Należą do nich ekspozycja budki (Mering i Chambers, 2012), oraz potencjalnie obecność przeszkód takich jak na przykład gałęzie przed wlotem (Jankowska-Jarek, i in., 2023) przez zasłanianie dopływu światła słonecznego. Do czynników pośrednio wpływających na temperaturę wewnątrz budek należy wysokość powieszenia budek nad gruntem. Niżej zainstalowane budki mogą być bardziej zasłonięte przez niskie drzewa i krzewy. Jednak czynnik ten miał niewielki wpływ na zasiedlenie budek (Pschonny i in., 2022). Podobnie jak nie znaleziono zależności między stopniem zwarcia koron drzew nad budkami, a ich zasiedleniem (Jankowska-Jarek i in., 2023).

Na zajęcie budek może też wpływać typ lasu, w jakim zostały one umieszczone lub jego wiek (Ciechanowski, 2005). Przedkładać się to może na potencjalną obecność kryjówek alternatywnych. Podobnie jak liczba budek wywieszonych w jednym miejscu (Mering i Chambers, 2014). Natomiast czynnikami związanymi z dostępnością pokarmu jest odległość od zbiorników lub cieków wodnych, oraz odległość od dróg (Jankowska-Jarek i in., 2023), które są miejscem żerowania niektórych gatunków nietoperzy (Krüger i in., 2014, Ciechanowski, 2015).

Poza opisanymi czynnikami na zasiedlenie schronień zarówno naturalnych jak i sztucznych może mieć wpływ konkurencja lub drapieżnictwo. Nietoperze unikały budek, w których znajdowały się gniazda błonkówek (Gerell, 1985, Ciechanowski, 2005, Baranauskas, 2009), chociaż Stratmann (1978), oraz König i König (1995) wskazywali, że osy i nietoperze mogą przebywać jednocześnie w tych samych budkach. Nie wiadomo jednak czy zaobserwowane współwystępowanie było stałe czy chwilowe. Podobnie budki,

w których obserwowano ślimaki (Clausilidae i Helicidae), były zasiedlane przez nietoperze (Preschel, 1997, Ciechanowski, 2005).

Budki chiropterologiczne mogą być dobrym sposobem na kompensację malejącej liczby naturalnych schronień nietoperzy. Podobnie jak budki dla ptaków, które nietoperze często zasiedlają (Kowalski i Lesiński, 1994, Rueegger, 2016). Może to świadczyć, że budki dla ptaków i nietoperzy zapewniają podobne warunki i są odpowiednią metodą ochrony obydwu tych grup zwierząt. Tym bardziej, że zdarzają się sytuacje, w których ptaki korzystają z budek dla nietoperzy wypierając z nich nietoperze (Haensel i Näfe, 1982, König i König, 1995, Meddings i in., 2011).

Jeżeli budki są wykonane z trwałych materiałów i są odpowiednio pielęgnowane mogą być używane nawet 30 lat (Heise i in., 2012), chociaż często w wyniku wpływu warunków atmosferycznych po 10-12 latach wymagają one odnowienia (Hackethal i Oldenburg, 1983). Nie zastąpią one jednak w pełni naturalnych schronień.

1.1. Cele pracy i hipotezy badawcze

Celem badań było:

- i) ocena preferencji poszczególnych gatunków nietoperzy do zasiedlania wybranych typów budek drewnianych: budki o charakterystyce dziupli oraz imitujących pęknięcia w pniu drzew i odstająca korą;
- ii) analiza czy i jak warunki środowiskowe wpływające na termikę budek, dostępność do źerowisk i wody, oraz potencjalna bliskość innych schronień mają wpływ na preferencje zasiedlenia budek przez nietoperze.

Przyjęto następujące założenia:

1. Budki są substytutem naturalnych schronień.
2. Na wybór budek ma wpływ ich typ i kształt i jest związany z biologią gatunku (szczelinujące gatunki wybierają budki szczelinowe, dziuplaki – prostopadłościennie).
3. Gatunki nietoperzy korzystają z różnych typów budek w różnym okresie roku: w czasie wiosennej i jesiennej migracji, rozrodu, godów, akumulacji zasobów – czyli poszczególne gatunki wykazują różne wzory sezonowego wykorzystania budek.

Na podstawie powyższych założeń sformułowano główne hipotezy badawcze:

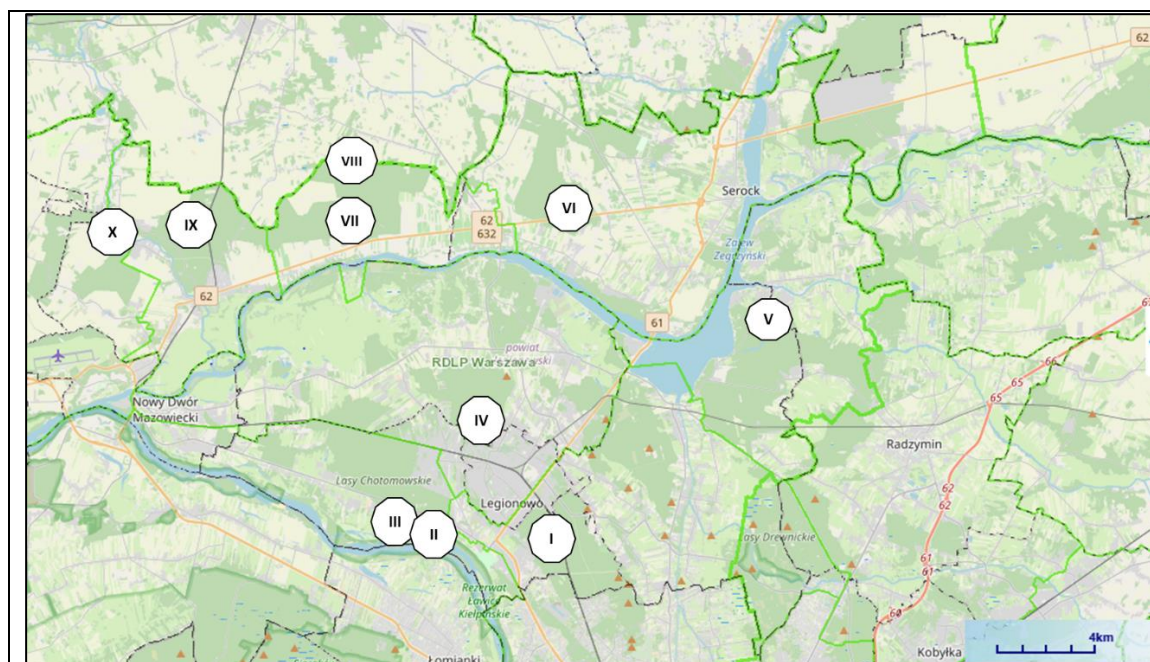
1. Typ i kształt budek ma wpływ na ich wybór przez nietoperze.
2. Wybór budek przez nietoperze może być modelowany przez czynniki środowiskowe: struktura przestrzenna otoczenia, która wpływa na dostępność energii słonecznej (ekspozycja skrzynek, zwarcie koron, stopień zakrycia wlotu), odległość od źerowisk i szlaków komunikacyjnych (zbiorników/cieków wodnych, od drogi i skraju lasu), jakości otoczenia (drzewostany, skład gatunkowy, wiek (determinuje dostęp schronień naturalnych), odległość od zabudowań (konkurencyjne schronienia).

3. Jeśli budki spełniają funkcję definiowaną poprzez badane parametry to w każdym kolejnym sezonie powinna wzrastać liczba osobników, kolonii rozrodczych i haremów, gatunków korzystających z budek oraz udział zasiedlonych budek.
4. Jeżeli budki mogą pełnić różne funkcje to poszczególne gatunki będą wykazywały różne wzory sezonowego wykorzystania skrzynek.
5. Jeżeli preferowaną funkcją budek jest imitacja warunków naturalnych (tu: przestrzeni) to można się spodziewać większego zasiedlenia budek imitujących charakterystyczne schronienia dla danego gatunku.

2. Materiał i metody

2.1. Teren badań

Teren badań położony jest w Kotlinie Warszawskiej (Nizinie Środkomazowieckiej) i Wysoczyźnie Ciechanowskiej (Nizina Północnomazowiecka), które stanowią wschodnią część Nizin Środkowopolskich (Kondracki, 2002). Kotlina Warszawska jest najniższą częścią Niziny Środkomazowieckiej (68 m n.p.m.). Powstała z połączenia się dolin rzek Narwi, Bugu i Wisły. Składa się z dwóch poziomów tarasowych: poziom zalewowy - głównie łąki i pastwiska), oraz piaszczysty, wyższy, pokryty wydymami. W jej obrębie znajduje się Puszcza Kampinoska oraz Jezioro Zegrzyńskie. Wysoczyzna Ciechanowska leży w środkowej części Niziny Północnomazowieckiej. Od południa graniczy z Kotliną Warszawską. Na zachodzie przepływa przez nią rzeka Wkra, a na wschodzie ogranicza ją rzeka Narew. Jest to równina morenowa o charakterze rolniczym z niewielką lesistością (ok.13%), a lasy na tym obszarze tworzą niewielkie kompleksy (Zielony i Kliczkowska, 2012). Na Nizinie Środkomazowieckiej średnia temperatura roczna wynosi 7,7°C, a średnia roczna suma opadów 547 mm (<https://www.kampinoski-pn.gov.pl>, dostęp 30.04.2023). Siedliska leśne znajdujące się na tym terenie są silnie przekształcone przez człowieka: typy siedliskowe to suboceaniczny bór sosnowy świeży *Leucobryo-Pinetum*, kontynentalny bór mieszany *Quercus roboris-Pinetum*, grąd subkontynentalny *Tilio cordatae-Carpinetum betli*, ols porzeczkowy *Ribes nigri-Alnetum*, świetlista dąbrowa *Potentillo albae-Quercetum*, łąg jesionowo olszowy *Fraxino-Alnetum-Alnetum*, łąg wiązowo-jesionowy *Ficario-Ulmetum* (Matuszkiewicz, 2007). Wszystkie powierzchnie badawcze znajdują się na terenie Nadleśnictwa Jabłonna (Ryc. 1). Powierzchnie wyznaczono od wierzchołków drzew, na których znajdują się budki, przez dodanie buforu o promieniu 100 m.



Ryc.1. Położenie powierzchni badawczych: I – X, na terenie Nadleśnictwa Jabłonna (www.bdl.lasy.gov.pl, dostęp 30.04.2023)

2.2. Charakterystyka powierzchni

Budki znajdują się na 10 powierzchniach badawczych (od I do X). Zainstalowane zostały przez pracowników nadleśnictwa Jabłonna w ramach projektu skierowanego na ochronę nietoperzy. Każda powierzchnia podzielona była na 3 części. Średnia odległość między powierzchniami wynosi 677 m (min. 30 m, max. 3123 m, $m_e=395$ m, $s_d=773$ m). Powierzchnie rozmieszczone są na terenie 7 leśnictw: Kąty Węgierskie (powierzchnia I), Poniatów (powierzchnia IV), Białobrzegi (powierzchnia V), Zegrze (powierzchnia VI), oraz po 2 powierzchnie badawcze w leśnictwach: Bagno (powierzchnia II i III), Kolonia (powierzchnia VII i VIII), oraz Pomiechówek (powierzchnia IX i X) (Tab. 1). Na powierzchniach dominuje suboceaniczny bór sosnowy świeży *Leucobryo-Pinetum*, kontynentalny bór mieszany *Quercus roboris-Pinetum*, grąd subkontynentalny *Tilio cordatae-Carpinetum betuli* (za Matuszkiewicz 2007). Gatunkami dominującymi na tym terenie są sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* (Linnaeus, 1753): 79% drzewostanu, a także miejscami dąb *Quercus sp.* (Linnaeus, 1753): 55% i grab pospolity *Carpinus betulus* (Linnaeus, 1753): 30% (Tab.1).

Tabela 1. Charakterystyka siedlisk leśnych na powierzchniach badawczych na terenie Nadleśnictwa Jabłonna: typ siedliska, dominujący gatunek drzewa i średni wiek gatunku dominującego (za: www.bdl.lasy.gov.pl, dostęp: 30.04.2023).

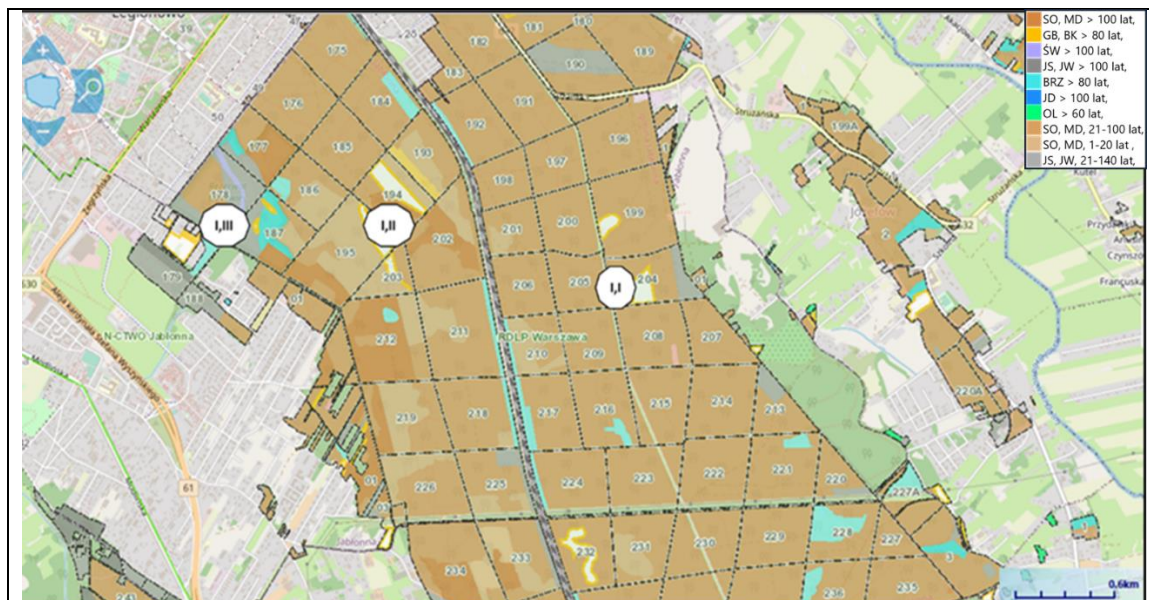
Powierzchnia	Podpowierzchnia	Leśnictwo	Odział/ wydzielenie	Typ siedliskowy lasu	Gatunek dominujący	Średni wiek gatunku dominującego
I	I.I	Kąty węgierskie	204/d	Leucobryo- Pinetum	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	61
	I.II		195d	Leucobryo- Pinetum	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	63
	I.III		178h	Quercus roboris- Pinetum	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	108
II	II.I	Poniatów	156i	Quercus roboris- Pinetum	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	61
	II.II		156h	Quercus roboris- Pinetum	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	73
	II.III		160a	Quercus roboris- Pinetum	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	88
III	III.I	Bagno	309b	Tilio cordatae- Carpinetum betuli	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	188
	III.II		309g	Quercus roboris- Pinetum	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	63
	III.III		310d	Tilio cordatae- Carpinetum betuli	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	63
IV	IV.I	Bagno	312b	Tilio cordatae- Carpinetum betuli	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	83
	IV.II		313a	Leucobryo- Pinetum	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	78
	IV.III		313g	Tilio cordatae- Carpinetum betuli	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	68

V	V.I	Białobrzegi	4c	Leucobryo- Pinetum	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	5
	V.II		5a	Leucobryo- Pinetum	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	103
	V.III		10a	Leucobryo- Pinetum	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	103
VI	VI.I	Zegrze	3d	Tilio cordatae- Carpinetum betuli	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	60
	VI.II		18h	Tilio cordatae- Carpinetum betuli	dąb szypułkowy <i>Quercus robur</i>	7
	VI.III		29l	Tilio cordatae- Carpinetum betuli	dąb sp. <i>Quercus</i> <i>sp.</i> ,	63
VII	VII.I	Kolonia	109a	Tilio cordatae- Carpinetum betuli	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	63
	VII.II		85b	Tilio cordatae- Carpinetum betuli	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	60
	VII.III		84b	Quercu roboris- Pinetum	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	98
VIII	VIII.I	Kolonia	56b	Tilio cordatae- Carpinetum betuli	dąb sp. <i>Quercus</i> <i>sp.</i> ,	75
	VIII.II		65b	Tilio cordatae- Carpinetum betuli	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	50
	VIII.III		49i	Tilio cordatae- Carpinetum betuli	dąb sp. <i>Quercu</i> <i>sp.</i> ,	78
IX	IX.I	Pomiechówek	124a	Tilio cordatae- Carpinetum betuli	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	53
	IX.II		124a	Tilio cordatae- Carpinetum betuli	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	53
	IX.III		97h	Tilio cordatae- Carpinetum betuli	grab pospolity <i>Carpinus betulus</i>	6
X	X.I	Pomiechówek	129a	Leucobryo- Pinetum	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	73
	X.II		104d	Leucobryo- Pinetum	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	68
	X.III		104d	Quercu roboris- Pinetum	sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i>	88

Poza gatunkami dominującymi na obszarze występują: modrzew europejski *Larix decidua* (Miller, 1768), świerk pospolity *Picea abies* (Linnaeus, 1753), jesion wyniosły *Fraxinus excelsior* (Linnaeus, 1753), klon jawor *Acer pseudoplatanus* (Linnaeus, 1775), robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia* (Lin., 1753), olsza czarna *Alnus glutinosa* (Linnaeus, 1775), oraz jodła pospolita *Abies alba* (Miller, 1768) (www.bdl.lasy.gov.pl, dostęp: 30.04.2023).

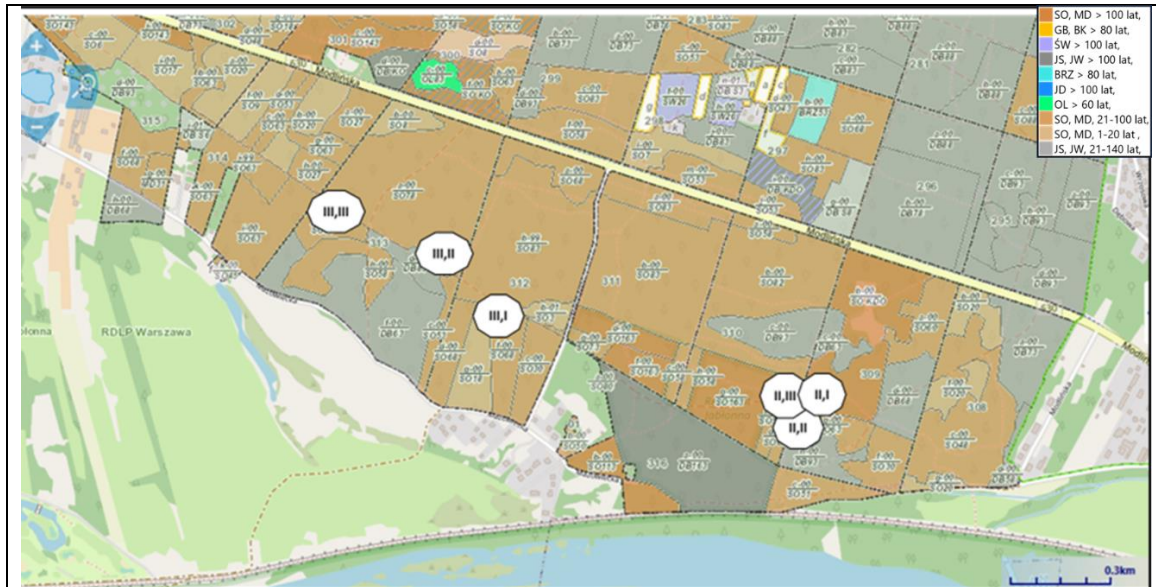
Powierzchnia I znajduje się między Jabłoną a Józefowem. Popdpowierzchnia I.I oddzielona jest od pozostałych torami (Ryc. 2). Typy siedliskowe lasu, w którym położone są powierzchnie to *Leucobryo-Pinetum* i *Quercu roboris-Pinetum* Część I.III znajduje się

na terenie rezerwatu Bukowiec Jabłonowski, w którym przedmiotem ochrony jest fragment lasu o charakterze zbliżonym do naturalnego z udziałem buka *Fagus sylvestris* i stanowiskiem brzozy czarnej *Betula nigra*. Poza dominującą sosną zwyczajną *Pinus sylvestris* (80%) w skład drzewostanu wchodzi: dąb szypułkowy *Quercus robur* (Linnaeus, 1753), brzoza brodawkowata *Betula pendula* (Roth, 1757) i buk pospolity *Fagus sylvatica* (Linnaeus, 1753). Na części I.I dominuje sosna zwyczajna, podobnie jak na I.II, jednak tutaj przeplatana jest ona dębem sp. i brzozą brodawkowatą.



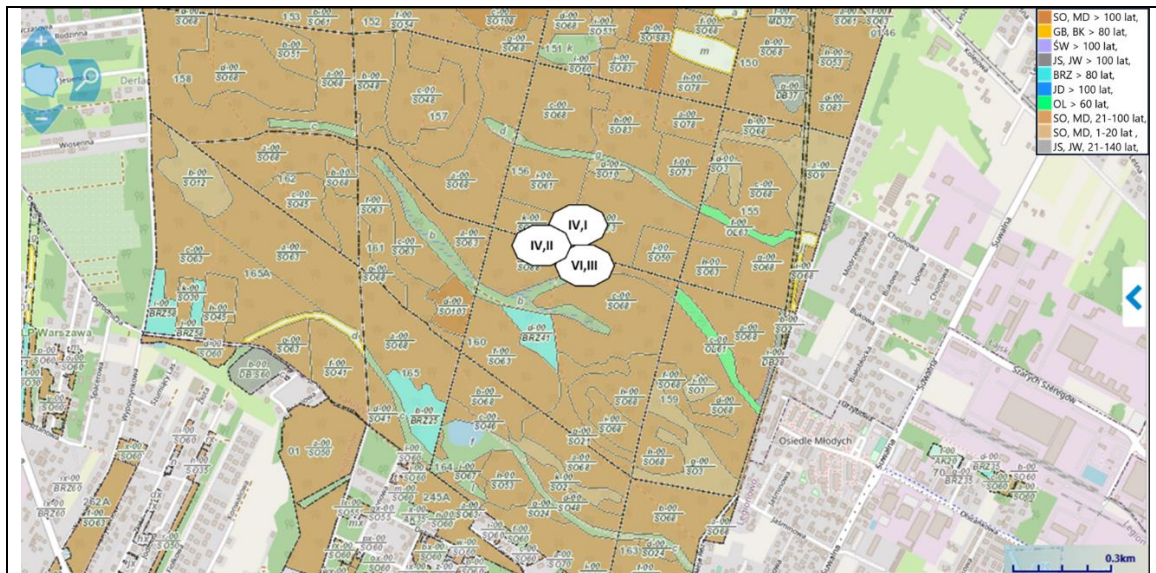
Ryc. 2. Powierzchnia I i podpowierzchnie. Gatunki drzew: SO-sosna zwyczajna, MD-modrzew europejski, GB-grab pospolity, BK-buk pospolity, ŚW-świerk pospolity, JS-jesion wyniosły, JW.-klon jawor, BRZ-brzoza brodawkowata, JD-jodła pospolita, OL-olsza czarna. Podział na oddziały za (www.bdl.lasy.gov.pl, dostęp 30.04.2023)

Powierzchnie II i III położone są w pobliżu rzeki Wisły (Ryc. 3). Powierzchnia II sąsiaduje z Rezerwatem Jabłonna. Przedmiotem ochrony w wspomnianym rezerwacie są naturalne zbiorowiska leśne o dużym zróżnicowaniu siedliskowym i fragmentami świetlistej dąbrowy. Występują tu drzewostany dębowe i dębowo-sosnowe z grabem zwyczajnym *Carpinus betulus*, lipą drobnolistną *Tilia cordata*, kruszyną pospolitą *Frangula alnus*, czeremchą zwyczajną *Padus avium* i wiązem polnym *Ulmus minor*. Typy siedliskowe lasu na całej powierzchni to *Quercus roboris-Pinetum* i *Tilio cordatae-Carpinetum betuli*, a gatunkiem dominującym jest sosna zwyczajna (od 50 do 70%). Trzy podpowierzchnie znajdują się obok siebie tworząc jeden duży obszar. Na powierzchni III typ siedliskowy lasu to *Leucobryo-Pinetum* i *Tilio cordatae-Carpinetum betuli* z dominującą sosną zwyczajną (od 90 do 100%) przeplataną dębem sp. Podpowierzchnie usytuowane są wzdłuż jednej drogi.



Ryc. 3. Powierzchnia II i III. Gatunki drzew: SO-sosna zwyczajna, MD-modrzew europejski, GB-grab pospolity, BK-buk pospolity, ŚW-świerk pospolity, JS-jesion wyniosły, JW.-klon jawor, BRZ-brzoza brodawkowata, JD-jodła pospolita, OL-olsza czarna. Podział na oddziały za (www.bdl.lasy.gov.pl, dostęp 30.04.2023).

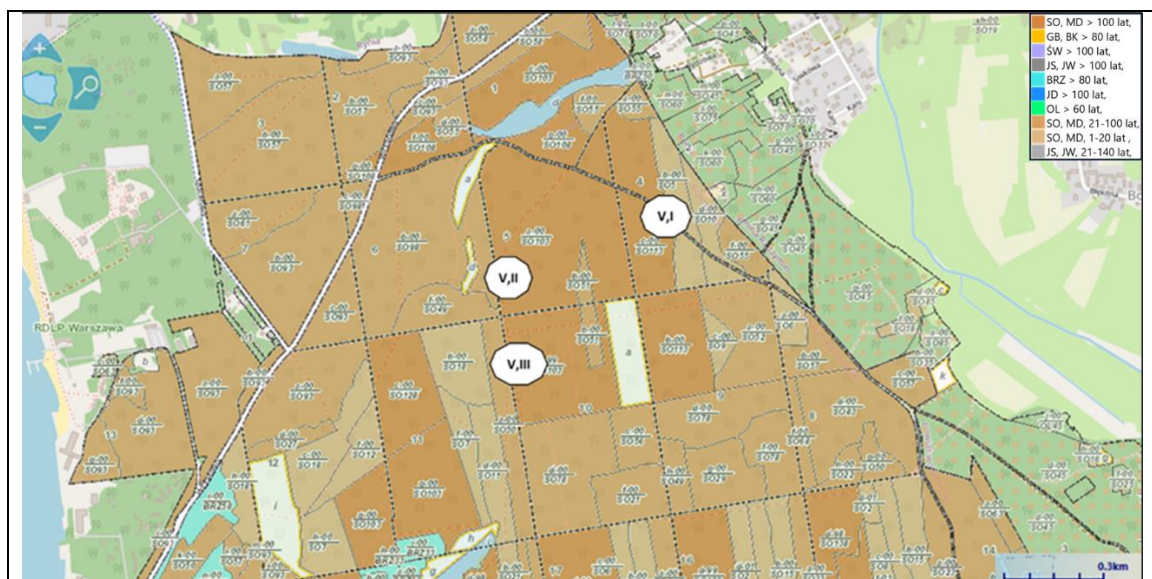
Części powierzchni IV zlokalizowane są blisko siebie (Ryc. 4). Typy siedliskowe występujące na tym obszarze to *Quercus roboris-Pinetum* i *Tilio cordatae-Carpinetum betuli*. Gatunkiem dominującym na całym obszarze jest sosna zwyczajna (80%).



Ryc. 4. Powierzchnia IV. Gatunki drzew: SO-sosna zwyczajna, MD-modrzew europejski, GB-grab pospolity, BK-buk pospolity, ŚW-świerk pospolity, JS-jesion wyniosły, JW-klon jawor, BRZ-brzoza brodawkowata, JD-jodła pospolita, OL-olsza czarna. Podział na oddziały za (www.bdl.lasy.gov.pl, dostęp 30.04.2023).

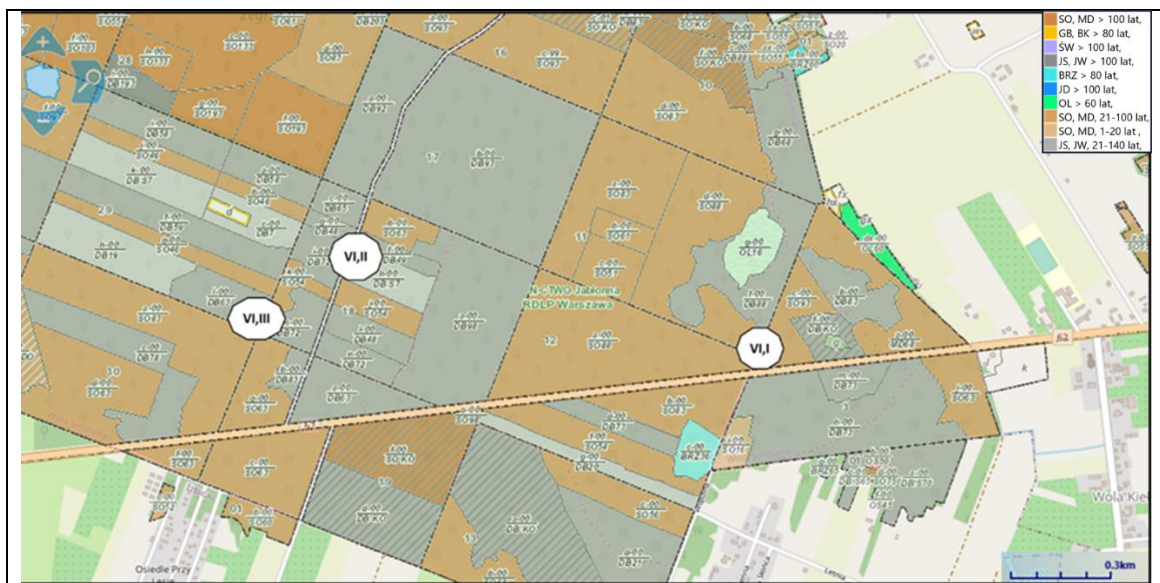
Powierzchnia V położona jest w niewielkiej odległości (ok. 1500 m) od jeziora Zegrzyńskiego (Ryc. 5). Na wszystkich częściach powierzchni występują *Leucobryo-*

Pinetum z dominującą na całym obszarze sosną zwyczajną (od 80 do 100%). Podpowierzchnia V.II i V.III usytuowane są wzdłuż jednej drogi.



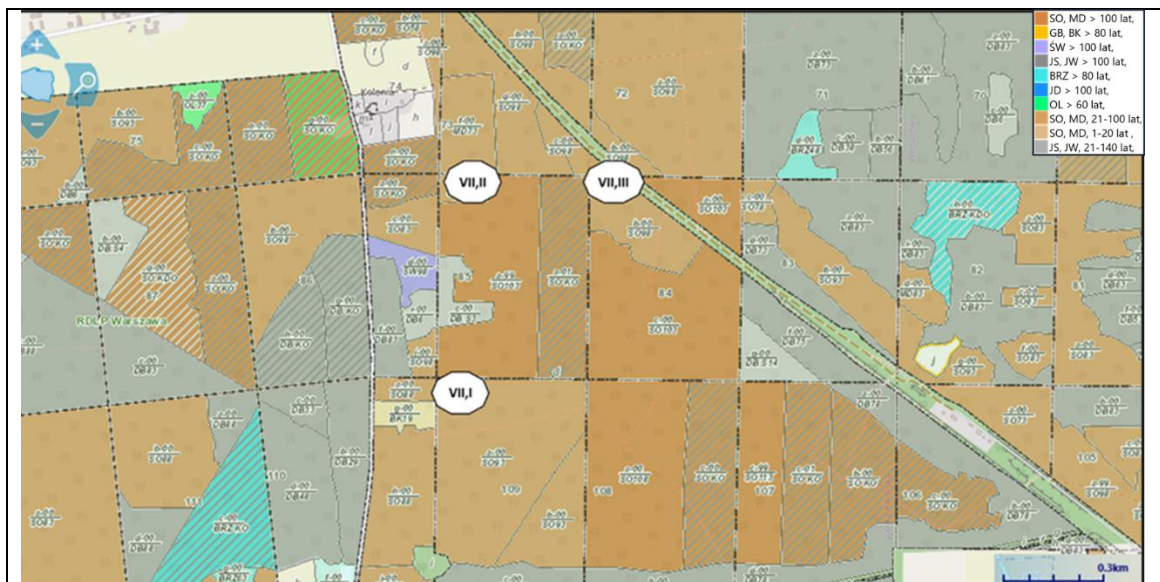
Ryc. 5. Powierzchnia V. Gatunki drzew: SO-sosna zwyczajna, MD-modrzew europejski, GB-grab pospolity, BK-buk pospolity, ŚW-świerk pospolity, JS-jesion wyniosły, JW.-klon jawor, BRZ-brzoza brodawkowata, JD-jodła pospolita, OL-olsza czarna. Podział na oddziały za (www.bdl.lasy.gov.pl, dostęp 30.04.2023).

Powierzchnia VI, znajduje się na północ od rzeki Narew (Ryc. 6) w granicach obszaru Natura 2000 „Świetliste dąbrowy i grądy w Jabłonnej”. Typ siedliskowy na części VI,II i VI,III to *Tilio cordatae-Carpinetum betuli*, w którym dominuje dąb szypułkowy (50% i dąb sp. *Quercus* (20%). Części te sąsiadują z Rezerwatem Zegrze, który został utworzony w celu ochrony naturalnych lasów mieszanych z udziałem dębu bezszypułkowego *Quercus petraea* (Mattuschka, 1734). Na terenie rezerwatu znajdują się drzewostany złożone z dębu bezszypułkowego, sosny zwyczajnej i brzozy brodawkowatej w różnym wieku.



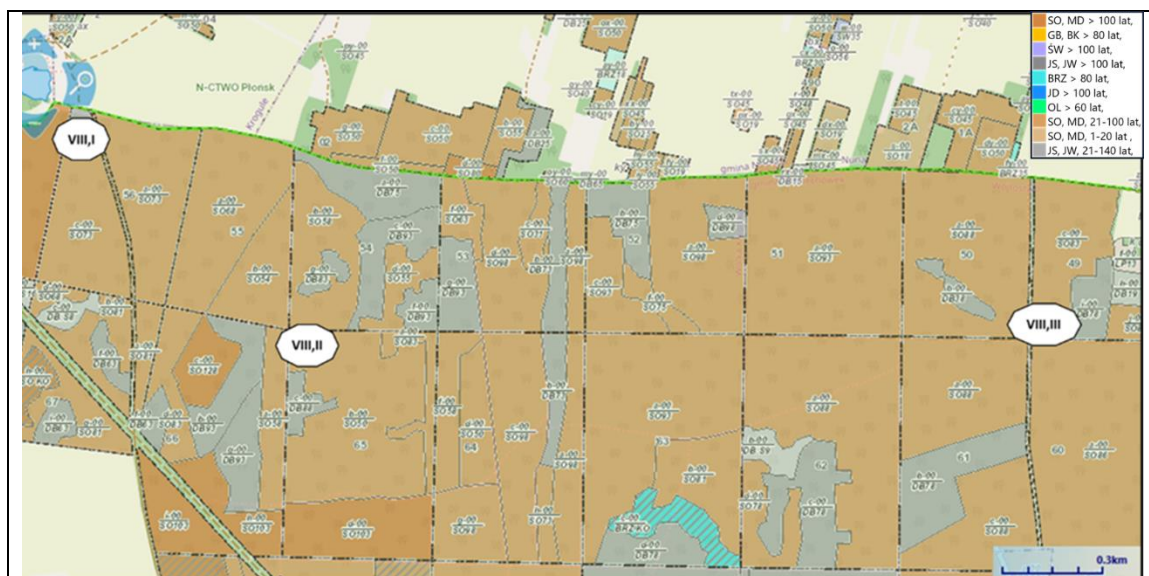
Ryc. 6. Powierzchnia VI. Gatunki drzew: SO-sosna zwyczajna, MD-modrzew europejski, GB-grab pospolity, BK-buk pospolity, ŚW-świerk pospolity, JS-jesion wyniosły, JW-klon jawor, BRZ-brzoza brodawkowata, JD-jodła pospolita, OL-olsza czarna. Podział na oddziały (www.bdl.lasy.gov.pl, dostęp 30.04.2023).

Dwie części powierzchni (VII,I, VII,II) leżą w granicach obszaru Natura 2000 (Ryc. 7), „Świetliste dąbrowy i grądy w Jabłonnej”. Na całej powierzchni VII gatunkiem dominującym jest sosna (od 70 do 100%), a typy siedliskowe to *Tilio cordatae-Carpinetum betuli* i *Quercus roboris-Pinetum*. Podpowierzchnia VII.II i VII.III umiejscowione są wzdłuż tej samej drogi.



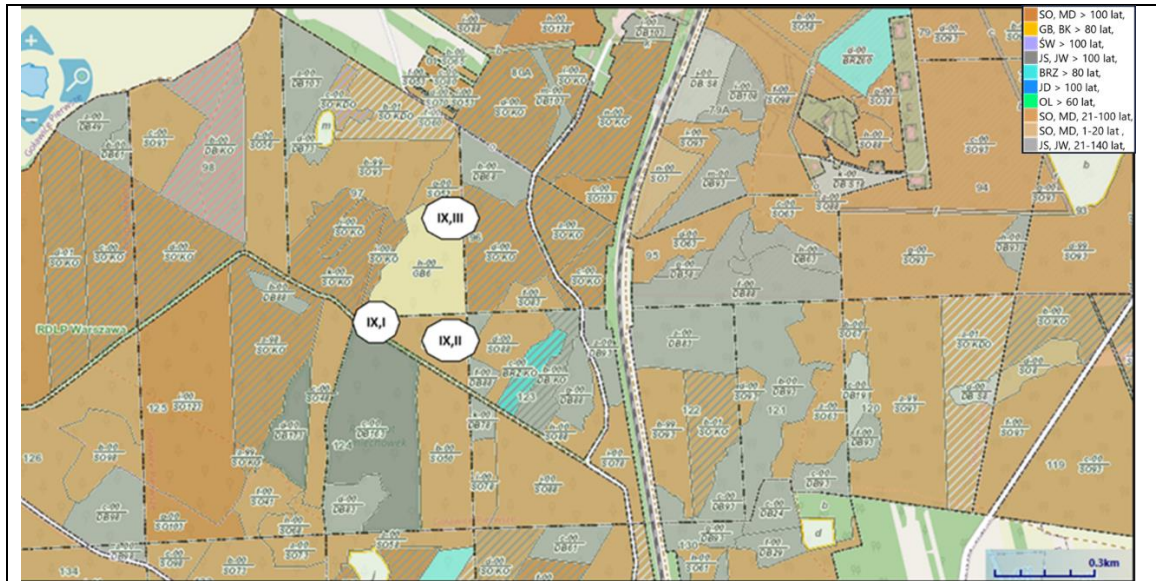
Ryc. 7. Powierzchnia VII. Gatunki drzew: SO-sosna zwyczajna, MD-modrzew europejski, GB-grab pospolity, BK-buk pospolity, ŚW-świerk pospolity, JS-jesion wyniosły, JW-klon jawor, BRZ-brzoza brodawkowata, JD-jodła pospolita, OL-olsza czarna. Podział na oddziały (www.bdl.lasy.gov.pl, dostęp 30.04.2023).

Powierzchnia VIII podobnie jak powierzchnia VII leży na obszarze Natura 2000 „Świetliste dąbrowy i grądy w Jabłonnej” (podpowierzchnia VIII,II i VIII,III), (Ryc.8). Na powierzchni VIII dominują sosna zwyczajna (50% na części II) i dąb sp. (80-100%, na częściach III i I). Typ siedliska leśnego to *Tilio cordatae-Carpinetum betuli*. Podpowierzchnie VIII,II i VIII,III znajdują się przy tej samej drodze i są oddalone od siebie o 2200 m.



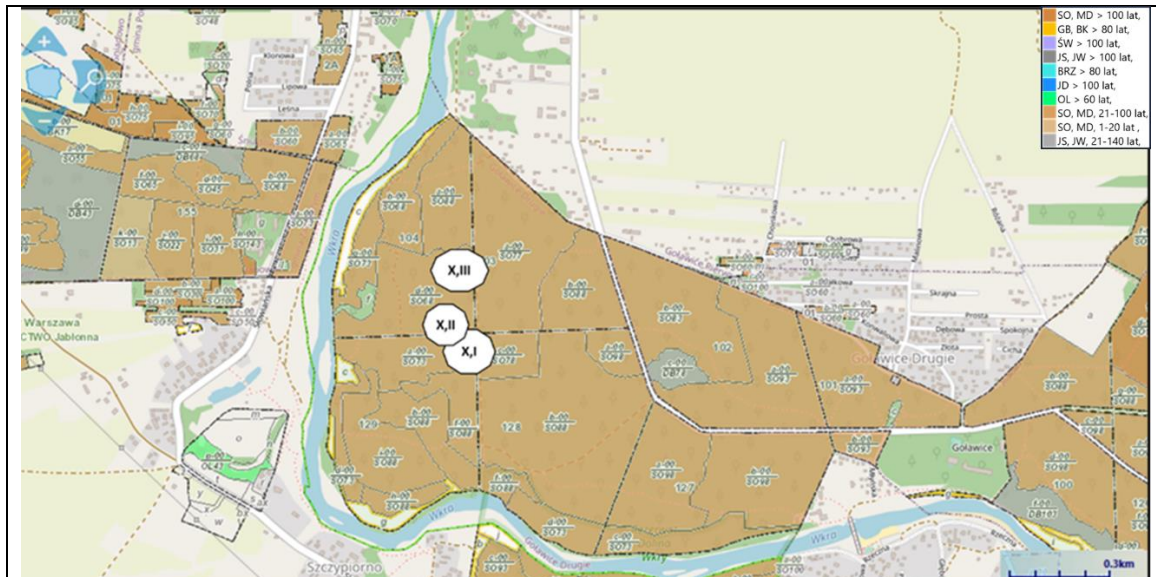
Ryc. 8. Powierzchnia VIII. Gatunki drzew: SO-sosna zwyczajna, MD-modrzew europejski, GB-grab pospolity, BK-buk pospolity, ŚW-świerk pospolity, JS-jesion wyniosły, JW-klon jawor, BRZ-brzoza brodawkowata, JD-jodła pospolita, OL-olsza czarna. Podział na oddziały (www.bdl.lasy.gov.pl, dostęp 30.04.2023).

Powierzchnia IX znajduje się w pobliżu rezerwatu Pomiechówek (Ryc. 9). Został on utworzony w celu ochrony fragmentów naturalnych grądów wraz z znajdującymi się w nim drzewami pomnikowymi. W skład drzewostanu wchodzi około 150 letnie dęby szypułkowe oraz sosna zwyczajna, topola osika *Populus tremula* (Linnaeus, 1753) i brzoza brodawkowata. Typ siedliskowy to *Tilio cordatae-Carpinetum betuli* z dominującą sosną zwyczajną (40% na częściach II i III) i grabem pospolitym (30% na części I).



Ryc. 9. Powierzchnia IX. Gatunki drzew: SO-sosna zwyczajna, MD-modrzew europejski, GB-grab pospolity, BK-buk pospolity, ŚW-świerk pospolity, JS-jesion wyniosły, JW-klon jawor, BRZ-brzoza brodawkowata, JD-jodła pospolita, OL-olsza czarna. Podział na oddziały (www.bdl.lasy.gov.pl, dostęp 30.04.2023).

Powierzchnia X jest położona w pobliżu rezerwatu Dolina Wkry (Ryc. 10). Powstał on w celu zachowania wartości przyrodniczych i krajobrazowych odcinka rzeki Wkry oraz terenów nabrzeżnych. Drzewostany na tym terenie tworzą: sosna zwyczajna, brzoza brodawkowata i olsza czarna. Natomiast dominuje sosna zwyczajna (100%), a typ siedliskowy to *Leucobryo-Pinetum* oraz *Quercu roboris-Pinetum*. Podpowierzchnie X.I i X.III zlokalizowane są przy jednej drodze.

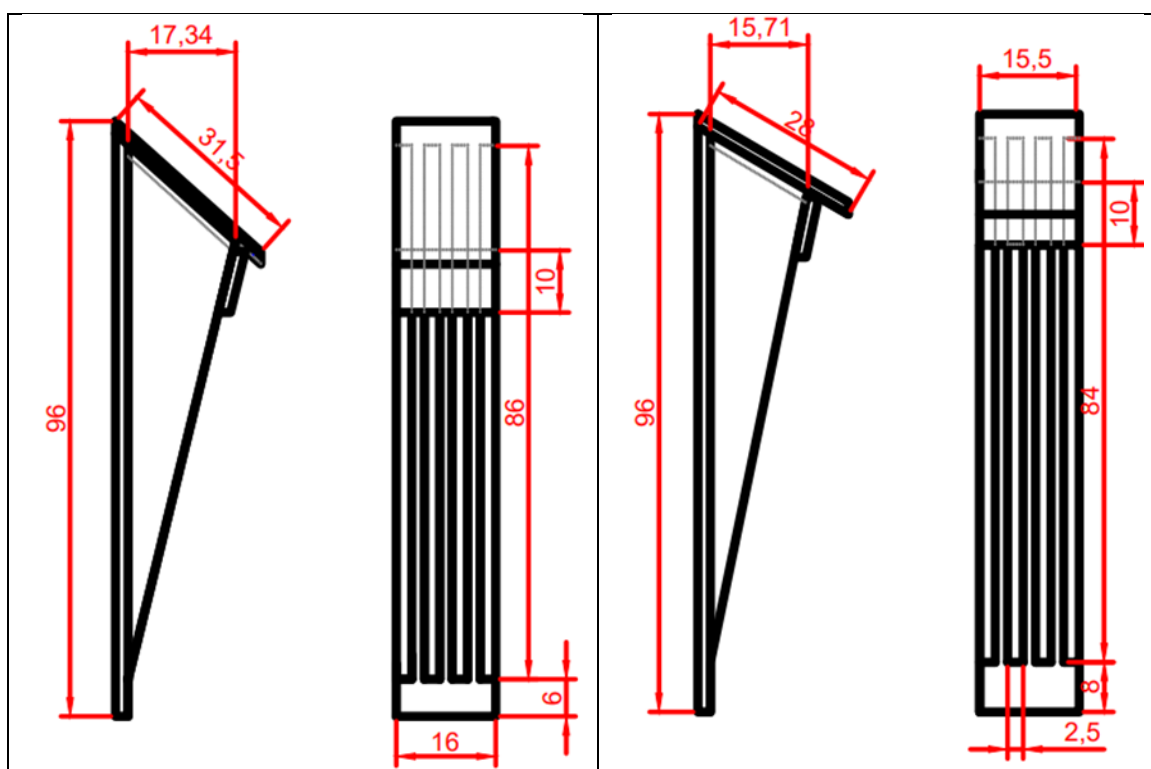


Ryc. 10. Powierzchnia X. Gatunki drzew: SO-sosna zwyczajna, MD-modrzew europejski, GB-grab pospolity, BK-buk pospolity, ŚW-świerk pospolity, JS-jesion wyniosły, JW-klon jawor, BRZ-brzoza brodawkowata, JD-jodła pospolita, OL-olsza czarna. Podział na oddziały (www.bdl.lasy.gov.pl, dostęp 30.04.2023).

2.3. Typy zastosowanych skrzynek i ich budowa

W badaniach wykorzystano 150 budek szczelinowych oraz 100 budek prostopadłościennych. Zastosowane budki potencjalnie imitują schronienia naturalne: szczeliny w pniach drzew lub pod odstającą korą (budki szczelinowe) oraz dziuple (budki prostopadłościenne). W badaniach zastosowano po 2 modele budek typu szczelinowego (crev_C: 73 szt, crev_D: 77 szt) i dwa typu prostopadłościennego (stra_A i stra_B po 50 szt.). W dalszej części pracy wszystkie modele będą nazywane typami budek.

Konstrukcja budek szczelinowych była oparta na projekcie Greenaway i Hill (2004) z niewielkimi modyfikacjami polegającymi na skróceniu desek tworzących szczelinę (Rachwald i in., 2018). Budki są zbudowane z 4 pionowych desek, z 3 wąskimi (2,5 cm) szczelinami pomiędzy nimi. Deski tworzące szczeliny mają kształt wydłużonego trójkąta. Dolna część szczelin jest otwarta, natomiast górna jest osłonięta poziomą deską. Deski tworzące szczeliny kończą się ok 1,5 cm od dachu, tworząc w ten sposób wolną przestrzeń pod dachem. Wloty do szczelin w ok. $\frac{3}{4}$ wysokości są otwarte. Typy budek szczelinowych różnią się: kątem nachylenia dachu: kąt 45° (crev_C: Ryc. 11, Ryc.13), 60° (crev_D: Ryc. 12, Ryc.14). Budki wykonano z drewna sosnowego (47 budek) i z topoli (30), oraz 73 budki zbudowanych zostało z obu gatunków drewna.

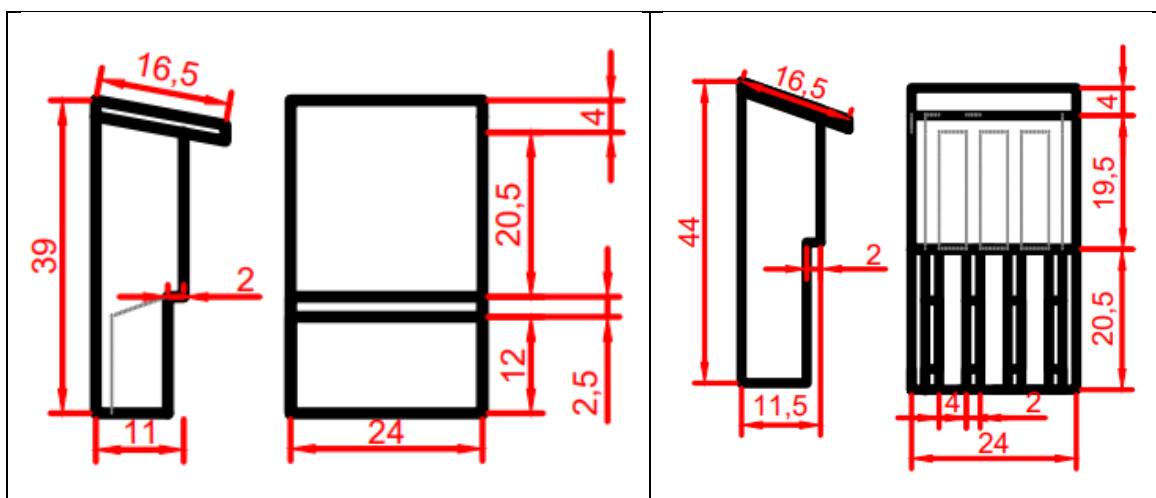


Ryc. 11 i 12. Schemat budek szczelinowych: 11. Typu crev_C, 12. Typu crev_D (wymiary w centymetrach)



Ryc. 13 i 14. Budki szczelinowa: 13. Typu crev_C (1), 14. Typu crev_D (2) (Fot. K. Thor)

Pierwszy typ budki prostopadłościenniej to powszechnie używana budka typu Stratmann (stra_A). Jest to płaska drewniana skrzynia, która ma jedną przestronną komorę z wlotem znajdującym się na spodzie budki (Stratmann, 1971), (Ryc. 15, Ryc. 16). Drugi typ budki prostopadłościenniej to stra_B., podobnie jak budka stra_A ma jedną komorę. Znaczącą różnicą jest ściana przednia – lita w budkach wariantu stra_A, natomiast w budkach stra_B w ścianie są oddalone od siebie listewki o 2 cm, tworzące szczeliny (Ryc. 17, Ryc. 18). Wszystkie budki prostopadłościenniej wykonane zostały z drewna sosnowego.



Ryc.15 i 16. Budowa budek prostopadłościennych: 15. Typu stra_A, 16. Typu stra_B (wymiary w centymetrach).



Ryc. 17 i 18. Budki prostokątne: 17. Typu stra_A (1), 18. Typu stra_B (2) (Fot. K. Thor).

Ze względu na niezabudowany spód budki, będący jednocześnie wlotem, kontrola wszystkich badanych typów była możliwa bez ich otwierania.

2.4. Instalacja budek

Budki zostały powieszone w okresie braku aktywności nietoperzy (hibernacja). Budki typu szczelinowego w grudniu 2019 roku, natomiast prostokątne w marcu 2020 roku. Na każdej powierzchni powieszono 15 budek szczelinowych (po 5 na każdej z 3 powierzchni) oraz 10 prostokątnych. Łącznie wywieszonych zostało 250 budek. W drugim roku badań, w trakcie prac leśnych została usunięta budka nr.3 (stra_B) z powierzchni I, a w trzecim roku budka nr. 90 (crev_C) z powierzchni IV. Stąd w analizach nie brano tych budek pod uwagę. Ostatecznie w pracy przeanalizowano dane z 248 budek: stra_A – 50, stra_B – 49, crev_C – 72 i crev_D – 77 budek. Budki prostokątne zostały wywieszane na powierzchniach w równych proporcjach, natomiast proporcje budek szczelinowych na powierzchniach nie były równe: crev_C (min=4, max=9, średnia=7,2, mediana=7,5) i crev_D (min=6 max=11, średnia=7,7, mediana=7,5). Budki zostały wywieszane na wysokości od 2,8 do 3,5 m.

2.5. Parametry środowiskowe

Każdą budkę scharakteryzowano parametrami, mogącymi mieć wpływ na jej zasiedlenie przez nietoperze. Podzielono je ze względu na funkcje:

1. Potencjalny wpływ na warunki termiczne skrzynek, poprzez zróżnicowanie dostępności światła słonecznego:

- zwarcie okapu nad budkami (%) w promieniu 15 metrów od drzewa, na którym wywieszona jest budka.
- stopień zakrycia wlotu do budek przez roślinność: skala od 0 do 5 gdzie: 0 to brak przeszkód, 1 – przeszkody w odległości 3,5-4 m od wlotu do budki, 2 to 2,5 – 3 m, 3 to 1,5 m – 2 m, 4 to 0,5 m – 1 m, a 5 – wlot do budki całkowicie zakryty przez gałęzie,
- wysokość powieszenia nad poziomem gruntu budek (cm),
- ekspozycja wlotu do budki (°)

2. Bliskość miejsc żerowania:

- odległość budek od skraju lasu (m);
- odległość budek od zbiornika lub cieków wodnych (m);
- odległość budek od najbliższej drogi (m);

3. Potencjalna bliskość innych schronień (antropogenicznych i naturalnych):

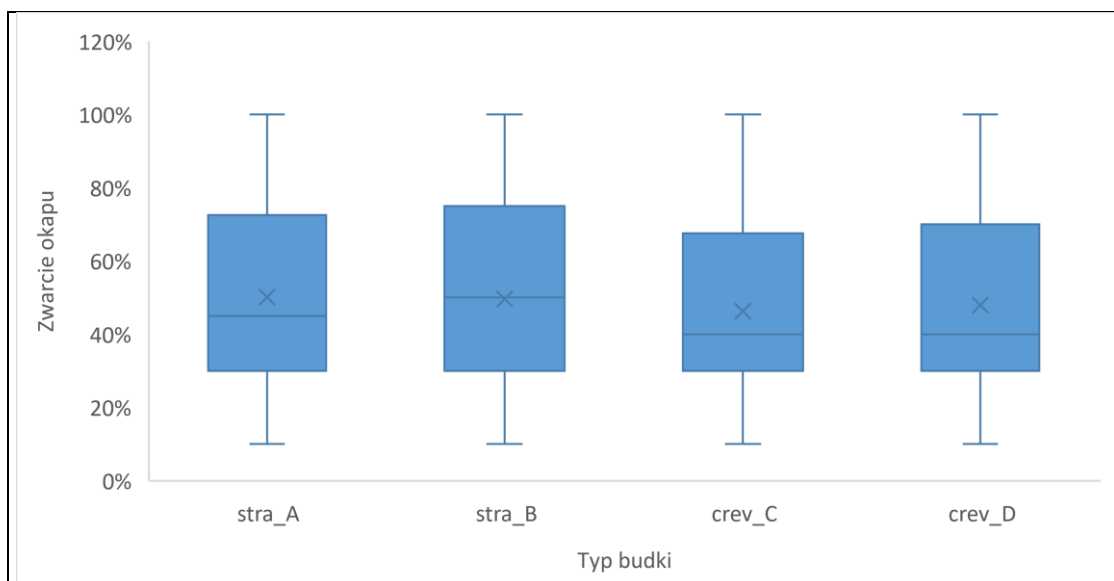
- odległość od najbliższych zabudowań (m);
- dominujący gatunek drzewa na wydzieleniu (igłaste/liściaste) - gatunek drzew może wpływać na obecność potencjalnych ofiar nietoperzy (dieta), oraz na obecność dziupli i spękań;
- średnia pierśnica drzew (wiek drzew) w promieniu 10 m od drzewa, na którym została zainstalowana budka (cm);

Parametry przestrzenne odczytywane były z map wykorzystaniem bezpłatnej wersji programu QGIS 3.24.2.

Przy pomocy jednoczynnikowej analizy wariancji (ANOVA) sprawdzono różnice opisanych parametrów środowiskowych, które mogą wpływać na ich wybór przez nietoperze opisanych dla typów badanych budek.

Zwarcie okapu

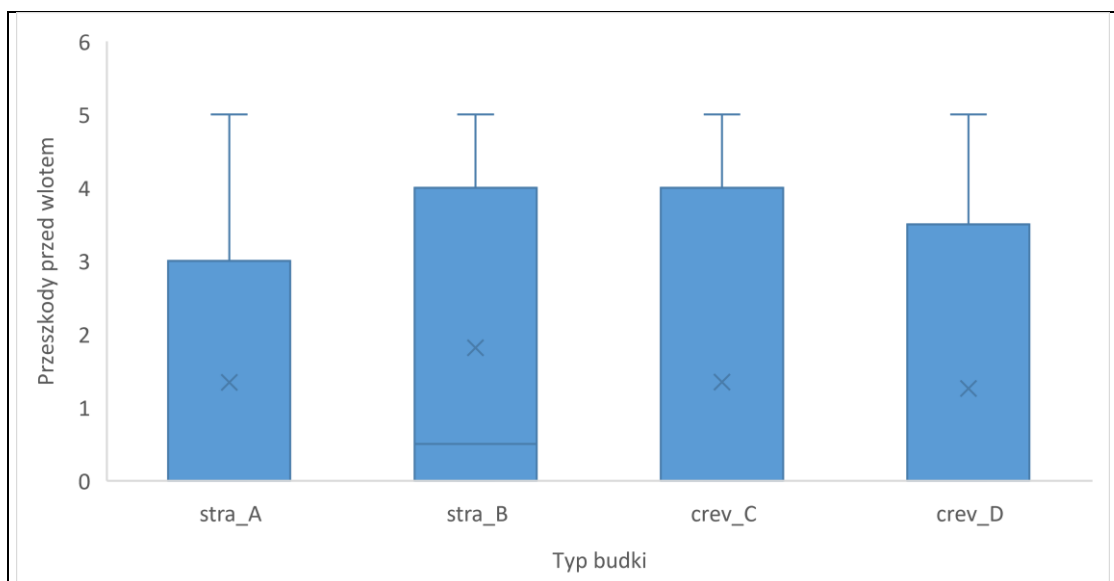
Minimalne zwarcie okapu obserwowane nad badanymi budkami to 10%, a maksymalne 100%. ($M=40\%$, $\bar{x}=48\%$, $SD=26\%$). Średnie dla wszystkich typów budek wynoszą około 50% (Ryc.19).



Ryc. 19. Rozkład obserwacji zwarcia okapu nad budkami [%]. Budki prostokątne: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D

Przeszkody przed wlotem

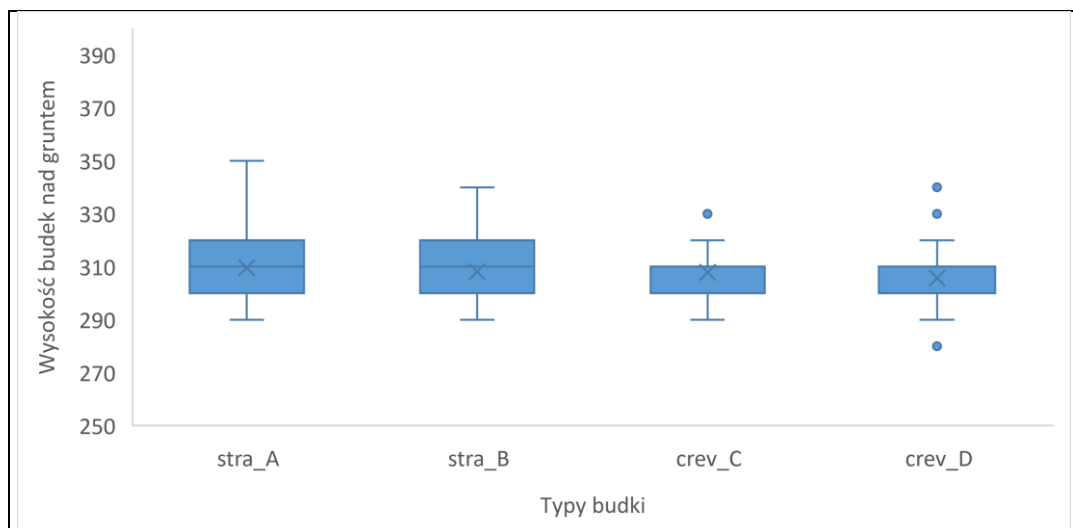
Minimalna odległość przeszkód (gałęzi) przed wlotem do budek [m] to 0, maksymalna to 5, ($M=0$, $\bar{x}=0,8$ m i $SD=1,3$ m (Ryc.20).



Ryc. 20. Rozkład obserwacji przeszkód przed wlotem do budek [m]. Budki prostokątne: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D.

Wysokość budki nad gruntem

Wysokości powieszenia budek nad gruntem [cm] były do siebie zbliżone. Minimalna to 280 cm, maksymalna 350 cm (\bar{x} =307,6 cm, M=310 cm, SD=10,7 cm) (Ryc.21).

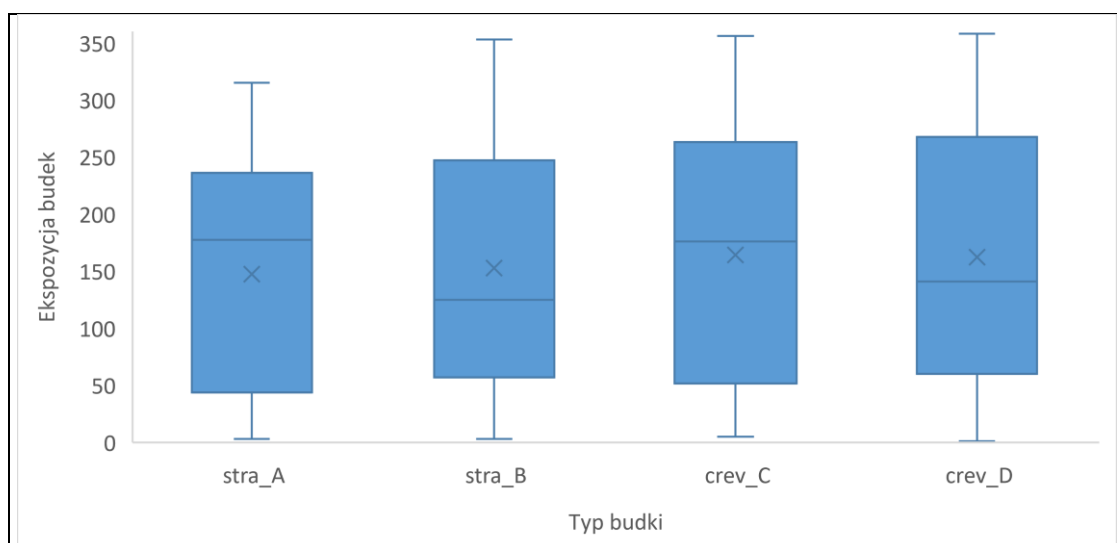


Ryc. 21. Rozkład obserwacji wysokości budek nad gruntem[cm]. Budki prostokątne: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D

Ze względu na małe zróżnicowanie wysokości powieszenia budek nad gruntem nie analizowano wpływu tego czynnika na obecność nietoperzy w budkach.

Ekspozycja budek

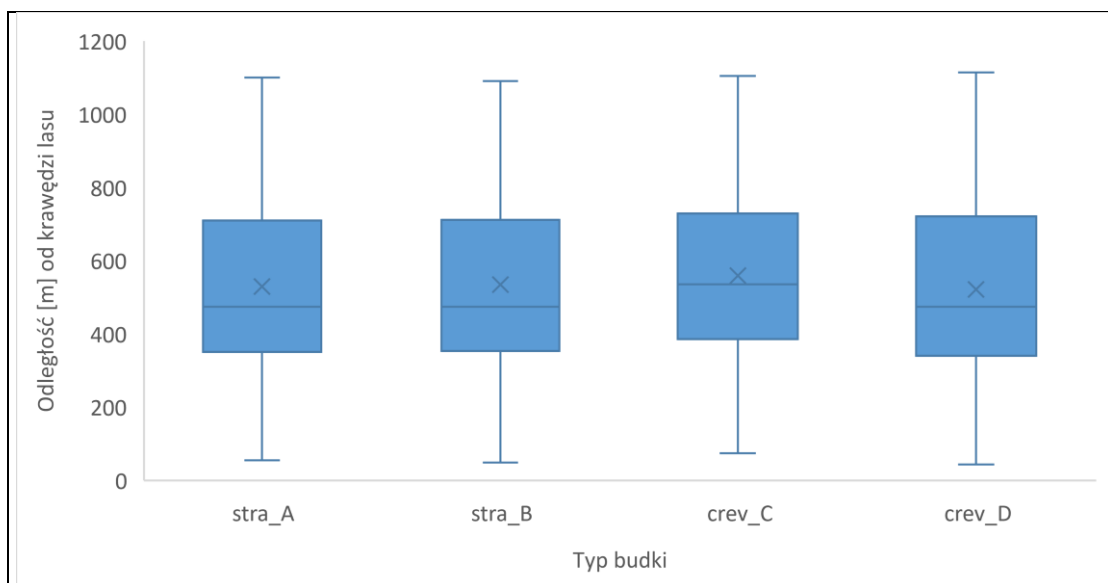
Udział budek powieszonych pod względem ekspozycji wynosił [%]: E-13,3%, N-18,6%, NE-14,5%, NW-6,1%, S-9,7%, SE- 8,8%, SW- 12,5% i W-16,5% (Ryc. 22)



Ryc. 22. Rozkład obserwacji ekspozycji budek [1-360°]. Budki prostokątne: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D

Odległość budek od krawędzi lasu

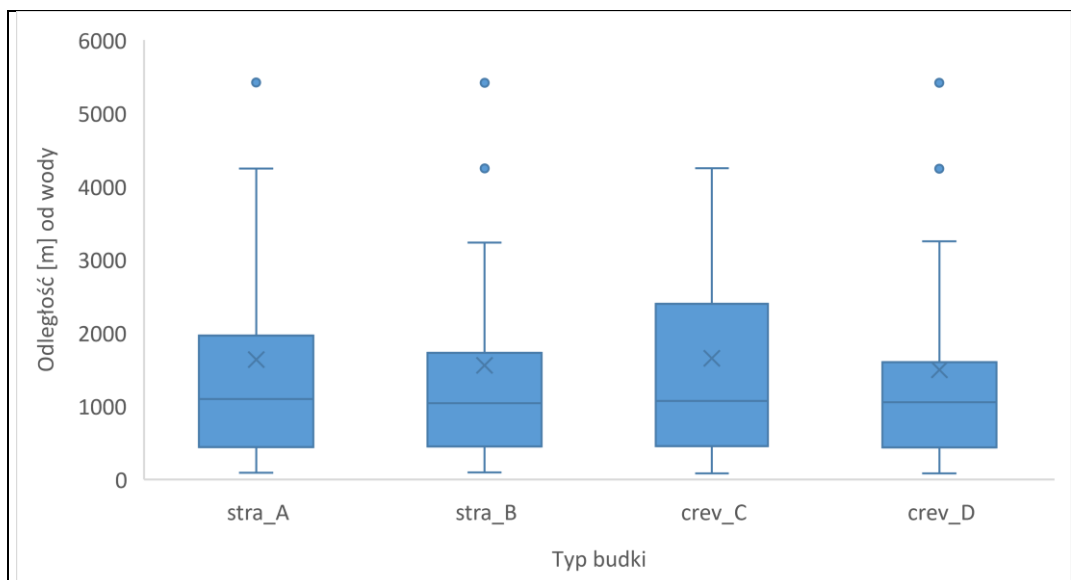
Maksymalna odległość lokalizacji budek od krawędzi lasu wynosiła 1114 m, minimalna 43 m ($M=477$ m, $\bar{x}=536,6$ m, $sd=252,3$ m) (Ryc. 22).



Ryc. 23. Rozkład obserwacji odległości od krawędzi lasu [m]. Budki prostopadłościennego typu: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D

Odległość powieszonych budek od zbiorników lub cieków wodnych

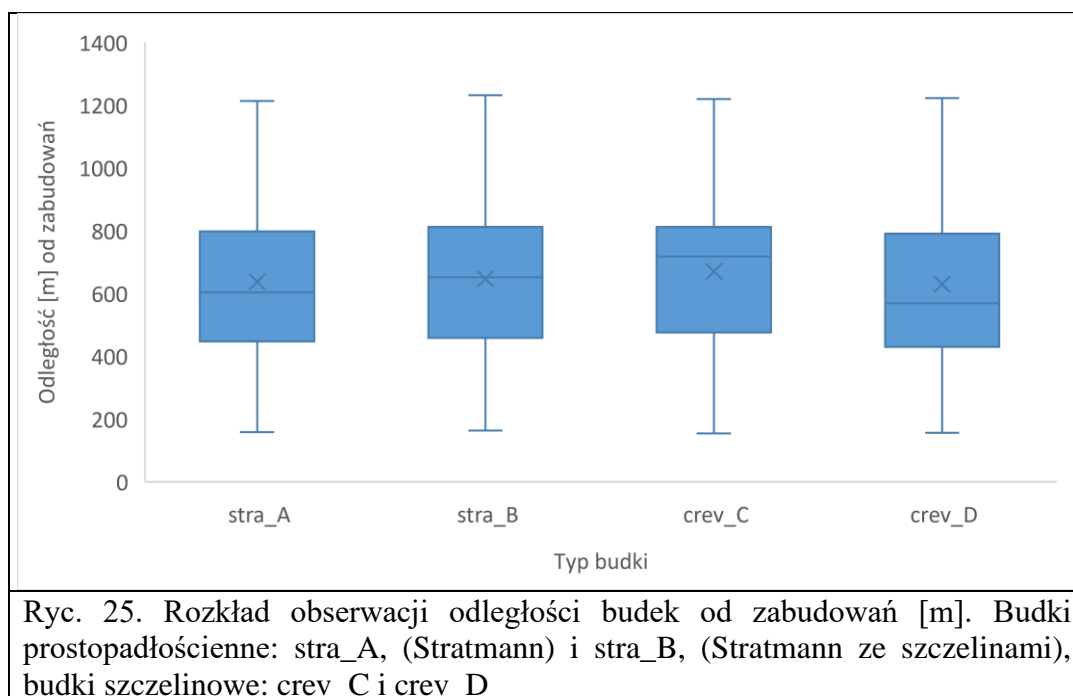
Maksymalna odległość wynosiła 5507 m, minimalna 81 m ($M=1065$, $\bar{x}=1581,3$ m, $SD=1585,38$ m), (Ryc. 24).



Ryc. 24. Rozkład obserwacji odległości od zbiorników/cieków wodnych [m]. Budki prostopadłościennego typu: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D

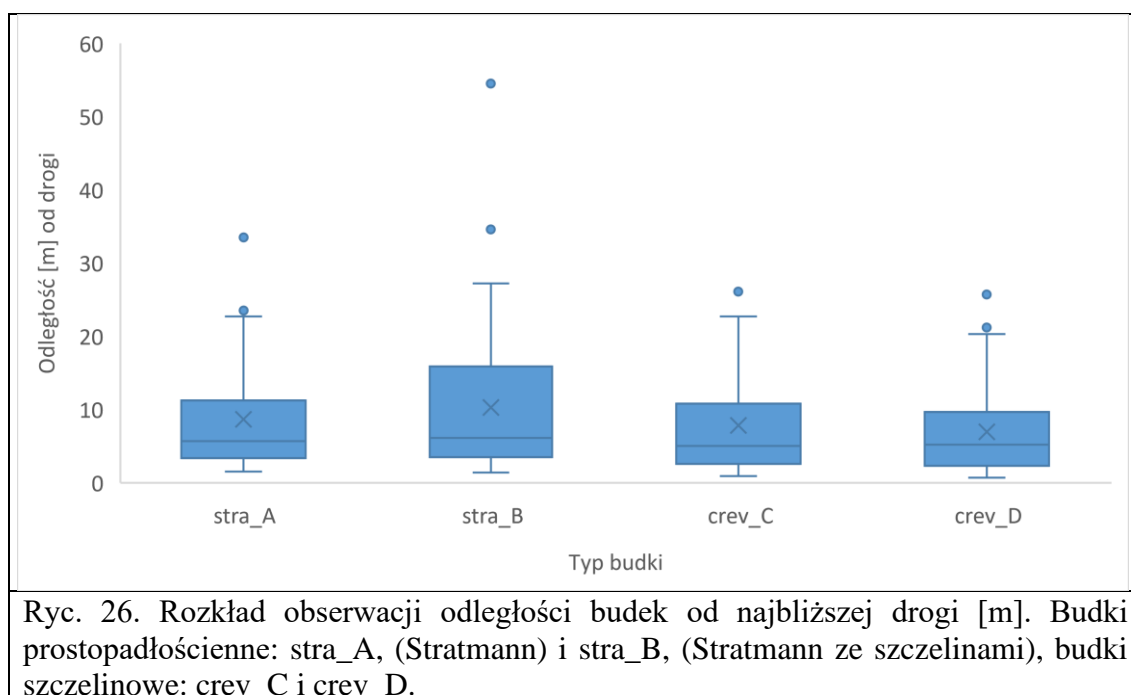
Odległość budek od zabudowań

Maksymalna odległość wynosiła 1231 m, minimalna 154 m ($M=673$, $\bar{x}=646$ m, $SD=241,7$), (Ryc. 25).



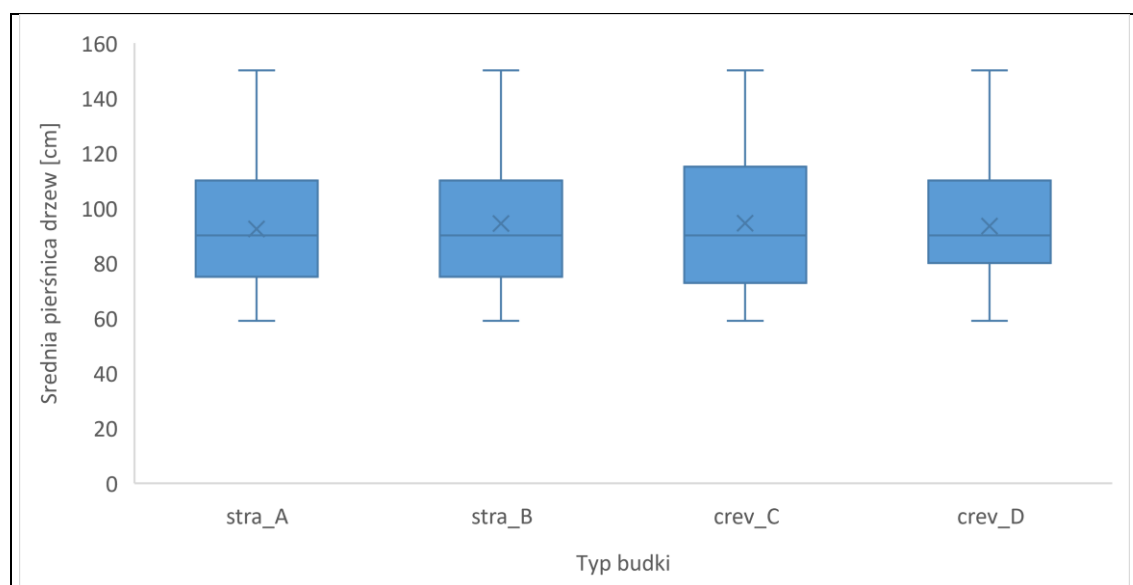
Odległość budek od najbliższej drogi

Maksymalna odległość od drogi wynosiła 54,5 m, minimalna 0,7 ($M=5,2$, $\bar{x}=8,2$ m, $SD=7,5$ m) (Ryc. 26).



Średnia pierśnica drzew w promieniu 10 m:

Maksymalna pierśnica wynosiła 150 cm, minimalna 59 cm ($M=90$, $\bar{x}=93,7$ cm, $SD=21,9$ cm) (Ryc. 27).



Ryc. 27. Rozkład obserwacji średniej pierśnicy w promieniu 10 m od drzewa, na którym powieszona jest budka [cm]. Budki prostopadłościennne: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe:

Wartości przedstawionych wyżej parametrów dla zainstalowanych rodzajów budek były na tym samym poziomie, oprócz odległości przeszkód przed wlotem do budek (Tab. 2). Przy czym najwięcej przeszkód przed wlotem było w budkach typu stra_B (Ryc. 20). Porównanie poziomych parametrów wykonano przy użyciu jednoczynnikowej analizy wariancji.

Tab. 2. Porównanie poziomych czynników środowiskowych opisanych w terenie dla poszczególnych rodzajów budek

Parametr	wartość statystyki testowej F	poziom istotności
Średnia pierśnica	0,09	0,965
Odległość od drogi	1,977	0,118
Odległość od zabudowań	0,32	0,811
Odległość od wody	0,159	0,924
Odległość od krawędzi lasu	0,236	0,871
Ekspozycja wlotu	0,238	0,869
Wysokość nad gruntem	1,423	0,237
Odległość przeszkód przed wlotem	4,287	0,006
Zwarcie okapu	0,087	0,967

2.6. Kontrole budek

Badania rozpoczęto w 2020 roku i trwały przez trzy kolejne lata, do 2022 roku włącznie. Kontrole budek odbywały się w okresie potencjalnej aktywności nietoperzy od początku marca do początku grudnia (9 miesięcy) każdego roku. Kontrole prowadzono co około 2 tygodnie (średnia 15,3, minimum 11, maksimum 22 dni). Każdego roku było 19 kontroli. Budki były kontrolowane z ziemi, metodami nieinwazyjnymi, przy użyciu latarek z zoomem. W momencie stwierdzenia nietoperzy w budce, ocena liczby osobników i oznaczenie gatunków odbywało się z drabiny przy pomocy lornetki z funkcją makro (Pentax Papilio II, 8.5 x 21 mm), lub za pomocą kamery inspekcyjnej (endoskop INSKAM 1080P FULL HD). Dokumentację fotograficzną wykonano za pomocą endoskopu oraz cyfrowego aparatu Nikon Coolpix P 900 (obiektyw 24-2000 mm).

2.7. Oznaczanie gatunków

Oznaczanie nietoperzy do gatunków wykonywano na podstawie standardowych cech diagnostycznych bez wyciągania nietoperzy z budek. W badaniach pominięto oznaczenie wieku i płci. Dzięki temu ograniczono płoszenie nietoperzy w budkach, mogące wpływać na wyniki (Rueegger, 2016). Nietoperze należące do rodzaju *Pipistrellus* traktowane były w dwóch pierwszych latach łącznie jako jedna grupa, natomiast w roku 2022 *Pipistrellus spp.* oznaczono do gatunków: *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774), *Pipistrellus pygmaeus* (Leach, 1825) i *Pipistrellus nathusii* (Keyserling i Blasius, 1839). Przy oznaczaniu nietoperzy tych gatunków posługiwano się następującymi cechami diagnostycznymi (za: Dietz i Helvesen, 2004, Dietz i Kiefer, 2015, Nyssen i Cors, 2019):

- kolor sierści (jasny/ciemny) nieowłosionej skóry (jasny/ciemny pysk i uszy);
- krótki/długi pyszczek;
- kontrast/ brak kontrastu między kolorami sierści na grzbiecie i brzuchu;
- fałd/brak fałdu między nozdrzami;
- kolor guzków gruczołowych w kącikach pyska;
- rozjaśnienia ucha wewnętrznego.

W przypadku nietoperzy z opisywanej grupy, których przynależność do gatunku budziła wątpliwość, oznaczono je jako *Pipistrellus spp.*

Drugą grupą nietoperzy niezidentyfikowaną do gatunków, była grupa małych nocek: nocek Alkatoe *Myotis alcathoe* (Helvesen i Heller 2001), nocek Brandta *Myotis brandtii* (Eversmann, 1845), oraz nocek wąsatek *Myotis mystacinus* (Kuhl, 1817).

Dla pozostałych gatunków w przypadku, gdy oznaczenie było niemożliwe: widoczne były tylko niewielkie i niepozwalające w identyfikacji części ciała przypisywano je do grupy nietoperzy nieoznaczonych (*indeterminata*). W przypadku dużych kolonii rozrodczych notowano liczbę widocznych w całości lub fragmentu ciała nietoperzy.

2.8. Sezonowa dynamika zasiedlenia budek

Wyniki z kontroli zostały podzielone na 3 sezony (I, II, III) związane z aktywnością europejskich gatunków nietoperzy:

- sezon I - wiosenny, w czasie migracji wiosennych, w którym nietoperze zajmują kryjówki - od początku marca do połowy maja,

- sezon II - letni, w którym samice rodzą i wychowują młode - od połowy maja do połowy sierpnia
- sezon III - czas jesiennych wędrówek oraz godów - od początku września do końca listopada.

Do fenologii zasiedlenia budek przez nietoperze dołączono wzory zasiedlenia poszczególnych typów budek przez nietoperze dominujące (z rodzaju *Pipistrellus* i gatunku *N. noctula*). Pokazują one podobieństwa i różnice w użytkowaniu badanych typów budek w latach 2020, 2021 i 2022 roku w zależności od terminu przeprowadzonej kontroli. Opisywany podrozdział zawiera informacje o pierwszych i ostatnich obserwacjach nietoperzy w budkach oraz fluktuacje liczebności w typach budek w trakcie każdego z trzech lat badań.

2.9. Ugrupowania nietoperzy w okresie rozrody i poza nim

Grupy nietoperzy w jednej budce były oznaczano jako rozrodcze, gdy zaobserwowano wśród nich młodociane osobniki, co było możliwe dzięki częstym i regularnym kontrolom (sezon II). Jako zgrupowania poza okresem rozrodu opisywano grupy nietoperzy w okresie wiosny i jesieni (sezon I i III). Ze względu na brak możliwości sprawdzenia statusu rozrodczego samców, nie przeprowadzono podziału zgrupowań w okresie III na migrujące i odbywające gody.

2.10. Analiza danych

Zasiedlenie budek

W trakcie analizy wyboru poszczególnych typów budek przez nietoperze użyto parametrów:

1. Udział zasiedlonych budek spośród powieszonych danego typu.
2. Udział wszystkich zaobserwowanych nietoperzy w budkach z podziałem na typy budek.

Podobne analizy przeprowadzono dla poszczególnych gatunków i grup nietoperzy.

Poza tym w celu zidentyfikowania najbardziej odpowiednich dla nietoperzy typów budek spośród badanych analizowano:

1. Udział kolonii rozrodczych w budkach.
2. Udziały ugrupowań nietoperzy obserwowanych poza okresem rozrodu.
3. Obecność nietoperzy tego samego gatunku w tych samych budkach w trakcie kolejnych kontroli w ciągu jednego roku oraz w kolejnych latach.
4. Obecność kolonii rozrodczych i ugrupowań poza rozrodem w tych samych budkach w trakcie kolejnych kontroli w ciągu jednego roku, oraz w kolejnych latach.

Podczas analizy fenologii zasiedlenia budek przez nietoperze wyniki pokazano na trzech oddzielnych dla każdego roku rycinach. Wynikało to z tego, że duża liczba kontroli (57 kontroli w trakcie trzech lat badań) z podziałem na sezony związane z życiem nietoperzy na jednym wspólnym wykresie jest nieczytelna.

Przetestowano wpływ parametrów siedliskowych na zasiedlenie poszczególnych typów budek

Wpływ czynników środowiskowych na zasiedlenie budek

Sprawdzono wpływ parametrów środowiskowych na zasiedlenie budek (liczbę osobników obserwowanych w budkach). Następnie przeanalizowano, który rodzaj budek był wybierany przez wszystkie obserwowane w budkach osobniki, oraz grupy i gatunki nietoperzy.

2.11. Analiza statystyczna

Do porównania udziałów gatunków w budkach, proporcji zasiedlonych budek oraz udziałów osobników w budkach użyto test Chi-kwadrat. Podobnie w przypadku kolonii rozrodczych, zgrupowań poza okresem rozrodu oraz korzystania z tych samych budek przez osobniki, gatunki, kolonie rozrodcze i zgrupowania poza okresem rozrodu. Do obliczeń statystyk opisowych dla liczebności kolonii rozrodczych, zgrupowań poza okresem rozrodu, a także przy opisie czynników środowiskowych, których wpływ na zasiedlenie budek oraz długości przerw między kontrolami budek użyto program Excel, oraz program PAST, wersja 4.04.

Do analizy wpływu czynników środowiskowych oraz typów lasu (iglasty/liściasty) na liczbę nietoperzy w badanych typach budek, przez osobniki, gatunki i grupy nietoperzy zastosowano ogólne modele liniowe (GLM). Analizy GLM i ANOVA przeprowadzono przy użyciu programów R Studio, wersja 4.1.0. oraz PAST.

W tabelach wartości istotne statystycznie ($p < 0,05$) przedstawiono czcionką pogrubioną.

2.12. Metody zastosowane w dyskusji wyników

W celu porównania składu gatunkowego nietoperzy obserwowanych w budkach z składem gatunkowym zbadanym na tym samym terenie w dyskusji włączono wyniki badań z odłowów nietoperzy. Na badanym terenie prowadzone były badania terenowe chiropterofauny (przed wywieszeniem budek). Odłowione wtedy nietoperze należały do 11 gatunków. Były to: *E. serotinus*, *M. nattereri*, *Myotis brandtii*, *M. daubentonii*, *M. dasycneme*, *P. pipistrellus*, *P. nathusii*, *B. barbastellus*, *P. auritus*, *N. noctula* i *N. leisleri*, (Popczyk, 2019).

W celu określenia charakteru ugrupowań jesiennych uporządkowano potrzebne informacje w formie tabeli, wraz z danymi o zajmowanych przez nie schronieniach (Tab. 3). Gatunki nietoperzy korzystających z budek podzielono na tworzące haremy w okresie godowym i takie, które tego nie robią (Haensel i Näfe, 1982, Hackethal i Oldenburg, 1983, Dietz i in., 2009, Jankowska-Jarek i in., 2023). Przypisano także poszczególnym gatunkom kategorię odnoszącą się do ich zwyczajów migracyjnych. Ze względu na istniejące różnice w zakresie sezonowych wędrówek w różnych krajach, zastosowano uproszczony podział na gatunki osiadłe, krótko lub średnio dystansowe oraz długodystansowe (Thor, 2021). Przy czym w grupie małychnocków, pomimo tego, że zwyczaje migracyjne *M. alcaethoe* nie są dostatecznie poznane całą grupę opisano jako osiadłe z powodu dobrze poznanych zwyczajów *M. mystacinus*, i *M. brandtii* (Hutterer i in., 2005). Poza tym obecność *M. alcaethoe* w budkach na tym terenie jest mało prawdopodobne.

Tab. 3. Wybory miejsc na schronienia przez gatunki nietoperzy obserwowanych w budkach w trakcie badań w warunkach naturalnych, a także odległości pokonywane przez nietoperze w trakcie migracji. (gatunki osiadłe: do 100 km, migracje krótkie lub średnie: od 100 do 1000 km, migracje długie: powyżej 1000 km) za (Thor, 2021).

Gatunki nietoperzy	Szczeliny w drzewach	dziuple	zabudowania	haremy	wędrowki
<i>P. nathusii</i>	tak	tak	tak	tak	długie
<i>P. pygmaeus</i>	tak	rzadko	tak	tak	krótkie lub średnie
<i>P. pipistrellus</i>	tak	rzadko	tak	tak	krótkie lub średnie
<i>N. noctula</i>	nie	tak	tak	tak	długie
<i>M.dasycneme</i>	rzadko	rzadko	tak	nie	krótkie lub średnie
<i>M.daubentonii</i>	rzadko	tak	rzadko	nie	krótkie lub średnie
<i>M.nattereri</i>	tak	tak	rzadko	nie	krótkie lub średnie
<i>B. barbastellus</i>	tak	nie	tak	tak	krótkie lub średnie
<i>P. auritus</i>	nie	tak	tak	nie	osiadłe
<i>N. leisleri</i>	tak	tak	rzadko	tak	długie
<i>E. serotinus</i>	rzadko	rzadko	tak	nie	krótkie
<i>M. alcathoe/ M. brandtii/ M. mystacinus</i>	tak	tak	tak	nie	krótkie

2.13. Zezwolenia

Na potrzebę przeprowadzenia badań uzyskano niezbędne zezwolenia: zezwolenie Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Warszawie: WPN-I.6205.91.2020.SB. oraz Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska: DZP-WG.6401.09.1.2018.eba.

3. Wyniki

3.1. Fauna nietoperzy

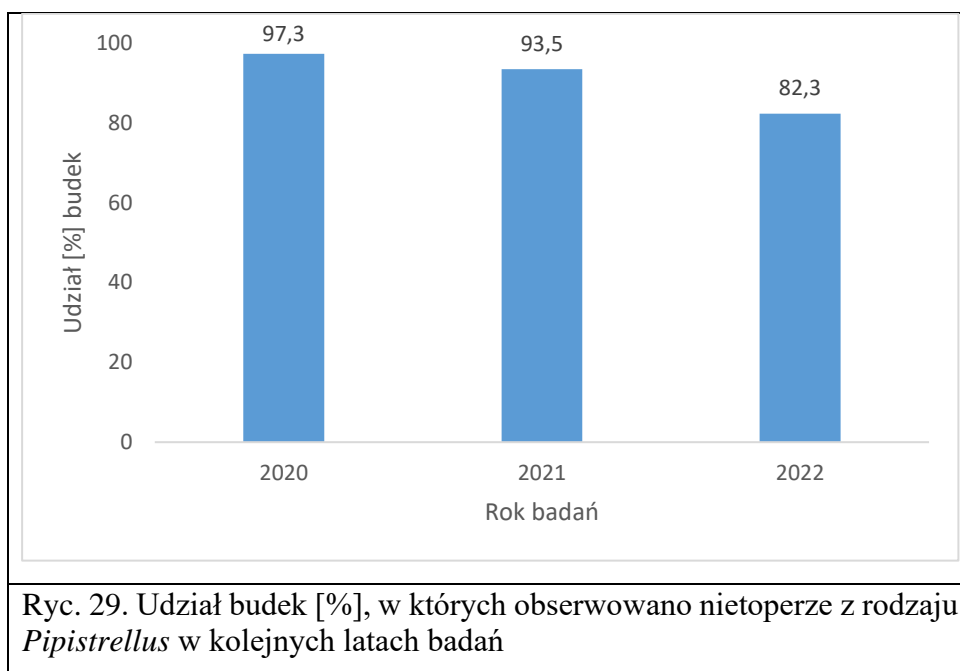
W trakcie trzech lat badań nietoperze obserwowane były w 165 budkach co stanowiło ponad 66% wszystkich powieszonych budek. W 2020 roku było to 101 budek, w 2021 roku - 125, a w 2022 roku 129. W trakcie trwania badań było 3140 obserwacji nietoperzy, które należały do 11 gatunków: *Pipistrellus pipistrellus*, *Pipistrellus pygmaeus*, *Pipistrellus nathusii* (Ryc. 28 A), *Barbastella Barbastellus* (Schreber, 1774), (Ryc. 28 B), *Plecotus auritus* (Ryc.28 C), *Eptesicus Serotinus* (Schreber, 1774), *Myotis dasycneme* (Boie, 1825), (Ryc. 28 D), *Nyctalus Leisleri* (Kuhl, 1817), *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774), *Myotis Daubentonii* (Kuhl, 1817), *Myotis Nattereri* (Kuhl, 1817), nietoperze z grupy małych nocków (*Myotis mystacinus/ Myotis brandtii/ Myotis alcaethoe*), oraz grupa nietoperzy, których nie oznaczono do gatunków (*Indeterminata*).



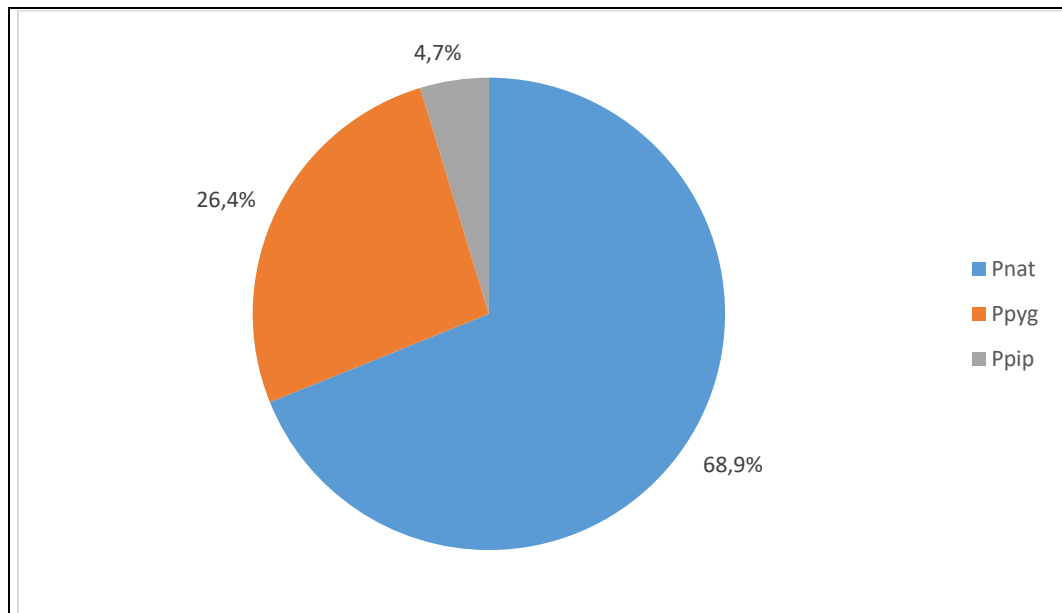
Ryc. 28. (A - *P. nathusii*, B - *B. barbastellus*, C - *P. auritus*, D - *M. dasycneme*, w budkach szczelinowych.

Największy udział stanowiły osobniki z rodzaju *Pipistrellus*: prawie 90% zaobserwowanych nietoperzy. Drugim licznym gatunkiem był *N. noctula*, który stanowił niewiele ponad 10% wszystkich nietoperzy w budkach. Pozostałe 9 gatunków były rejestrowane sporadycznie (łącznie około 1%). W 2020 roku badań maksymalna liczba nietoperzy obserwowanych w trakcie jednej kontroli to 99 osobników. Wszystkie należały do grupy *Pipistrellus spp.* W 2021 roku w trakcie jednej kontroli maksymalnie obserwowano 279 osobników i podobnie jak w roku poprzednim były to *Pipistrellus spp.* W 2022 roku liczba ta wyniosła 297 osobników. Większość z nich należało do grupy *Pipistrellus spp.* Pozostałe to po jednym osobniku *N. noctula* i *M. dasycneme*.

Łącznie przez 3 lata badań zanotowano 2789 obserwacji nietoperzy z rodzaju *Pipistrellus*, z czego w 2020 roku 474, 2021 roku 1056 i w 2022 roku 1259. Różnice udziału nietoperzy w budkach z tej grupy w kolejnych latach były istotne ($\text{Chi}^2=0,8$, $\text{df}=2$, $p=0,03$), natomiast udział budek zasiedlonych przez ten rodzaj nie różnił się w kolejnych latach ($\text{Chi}^2=0,7$, $\text{df}=2$, $p=0,7$), Ryc. (29).

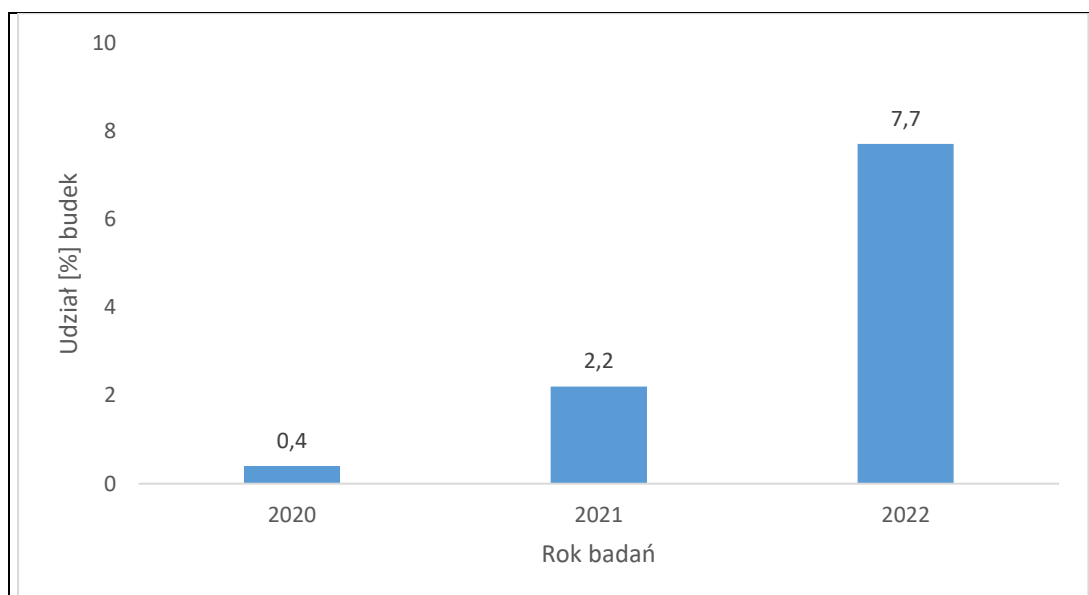


Spośród obserwacji dotyczących oznaczonych do gatunku nietoperzy z rodzaju *Pipistrellus* w 2022 roku badań dominowały *P. nathusii* (864 osobników), mniej liczny był *P. pygmaeus* (331 osobników), natomiast najmniej obserwowanych nietoperzy należało do gatunku *P. pipistrellus* (58 osobników). Nie wszystkie nietoperze należące do rodzaju *Pipistrellus* udało się oznaczyć do gatunku. Takich przypadków było 6 i oznaczono je jako jedną grupę *Pipistrellus spp.* Udział poszczególnych gatunków w tej grupie przedstawia Ryc.30.



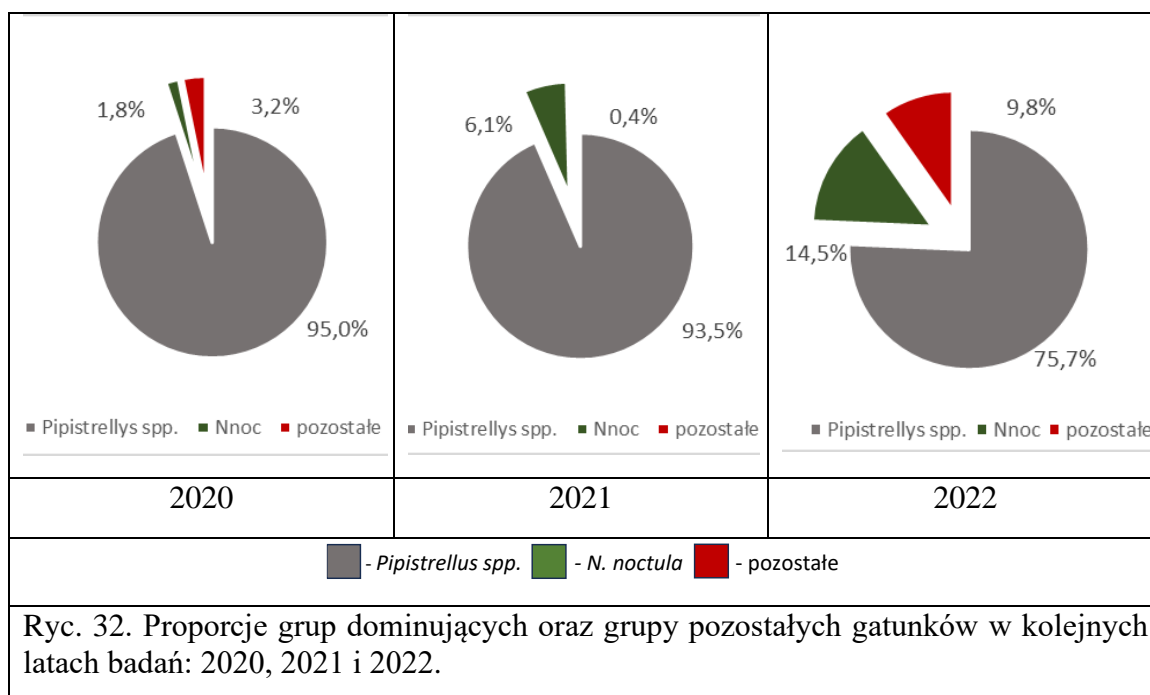
Ryc. 30. Udział [%] nietoperzy z rodzaju *Pipistrellus* zaobserwowane w budkach w 2022 roku z podziałem na gatunki, gdzie Pnat - *P. nathusii*, Ppyg - *P. pygmaeus* - Ppip - *P. pipistrellus*

Liczba wszystkich obserwacji *N. noctula* wynosiła 322 osobniki, z czego 13 w 2020 roku, 68 w 2021 roku i 241 w 2022 roku. Różnice udziału osobników tego gatunku w kolejnych latach badań był wysoce istotny ($\chi^2=34,16$, $df=2$, $p<0,0001$). Istotnie wzrósł także udział budek, w których obserwowane były *N. noctula* ($\chi^2=6,5$, $df=2$, $p=0,04$) (Ryc. 31).



Ryc. 31. Udział [%] budek, w których obserwowano *N. noctula* w, 2020, 2021, 2022 roku

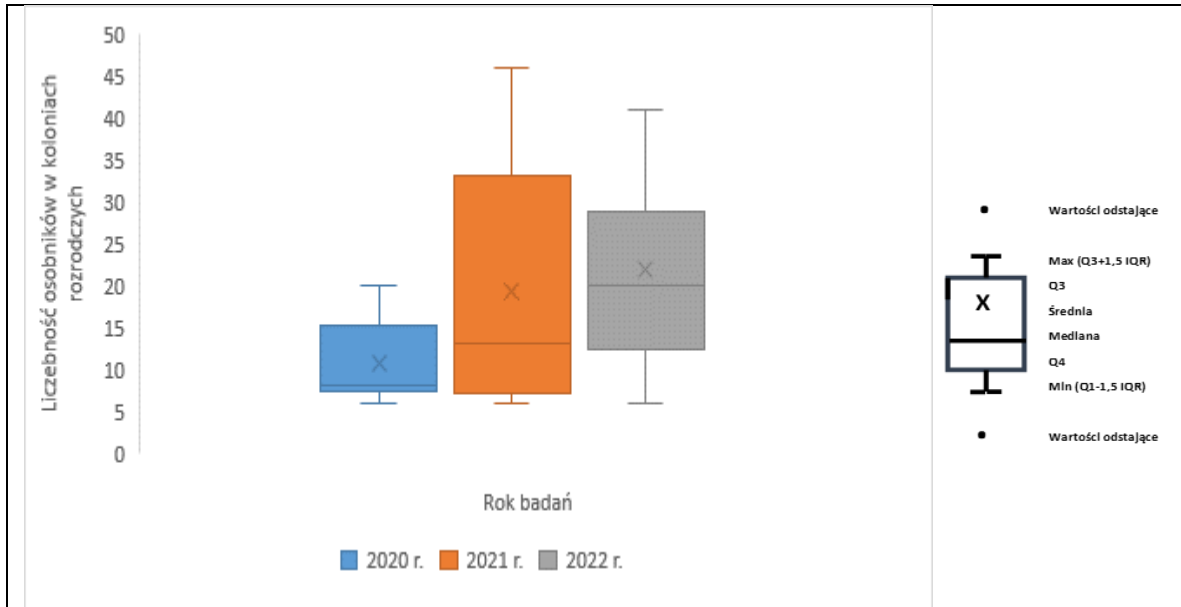
Proporcje grup nietoperzy dominujących (*Pipistrellus* spp., oraz *N. noctula*) były różne w 2020, 2021 i 2022 roku ($\chi^2=26,6$, $df=$, $p<0,0001$), (Ryc. 32).



W 2020 roku obserwowano w budkach tylko nietoperze należące do rodzaju *Pipistrellus* lub gatunku *N. noctula*. W 2021 roku badań stwierdzono 3 osobniki *P. auritus* oraz 2 *E. serotinus*. W 2022 roku obserwowano: *B. barbastellus* (9 osobników), *M. dasycneme* (2 osobniki), *N. leisleri*, *M. daubentonii*, *M. nattereri* (po 1 osobniku), z grupy *M. mystacinus*/*M. brandtii*/*M. alcathoe* (2 osobniki), *P. auritus* (3 osobniki) i *E. serotinus* (1 osobnik).

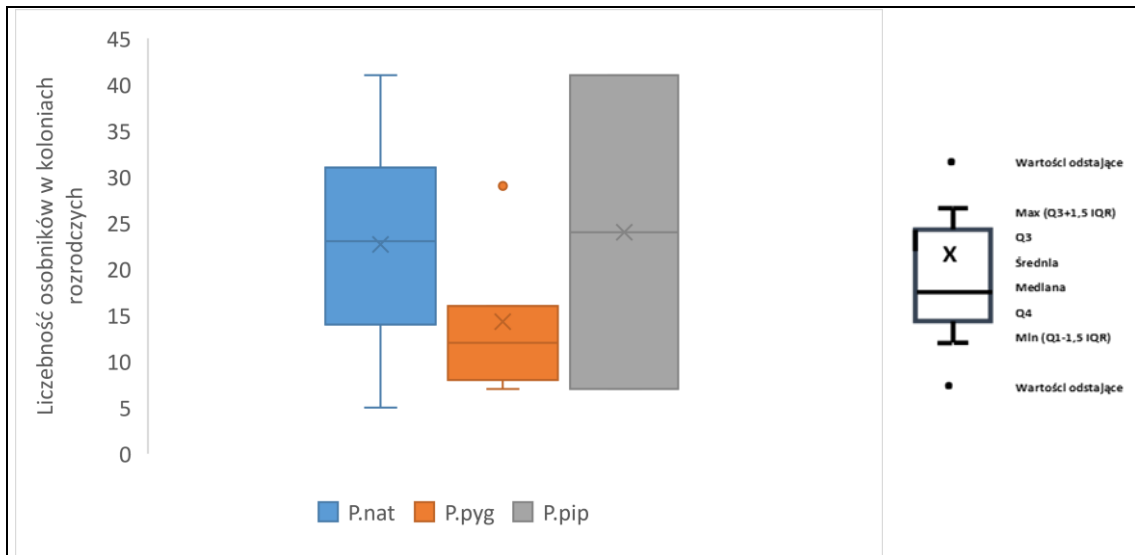
3.1.1. Kolonie rozrodcze

W budkach obserwowano kolonie rozrodcze tworzone przez nietoperze z rodzaju *Pipistrellus*. Łącznie zaobserwowano 71 kolonii rozrodczych, z czego 8 w 2020 roku, 31 w 2021, a w 2022r: 32. Liczba osobników w kolonii wahała się od 6 do 46 ($\bar{x}=20$, $SD=12$, $M=17$) (Ryc. 33). W trakcie trzech lat badań kolonie rozrodcze stwierdzono w 32 różnych budkach. W pierwszym roku w trakcie jednej kontroli obserwowano maksymalnie 4 kolonie rozrodcze, w drugim roku 9, a w trzecim roku 12 kolonii.



Ryc. 33. Liczebność kolonii rozrodczych w 2020, 2021 i 2022 roku

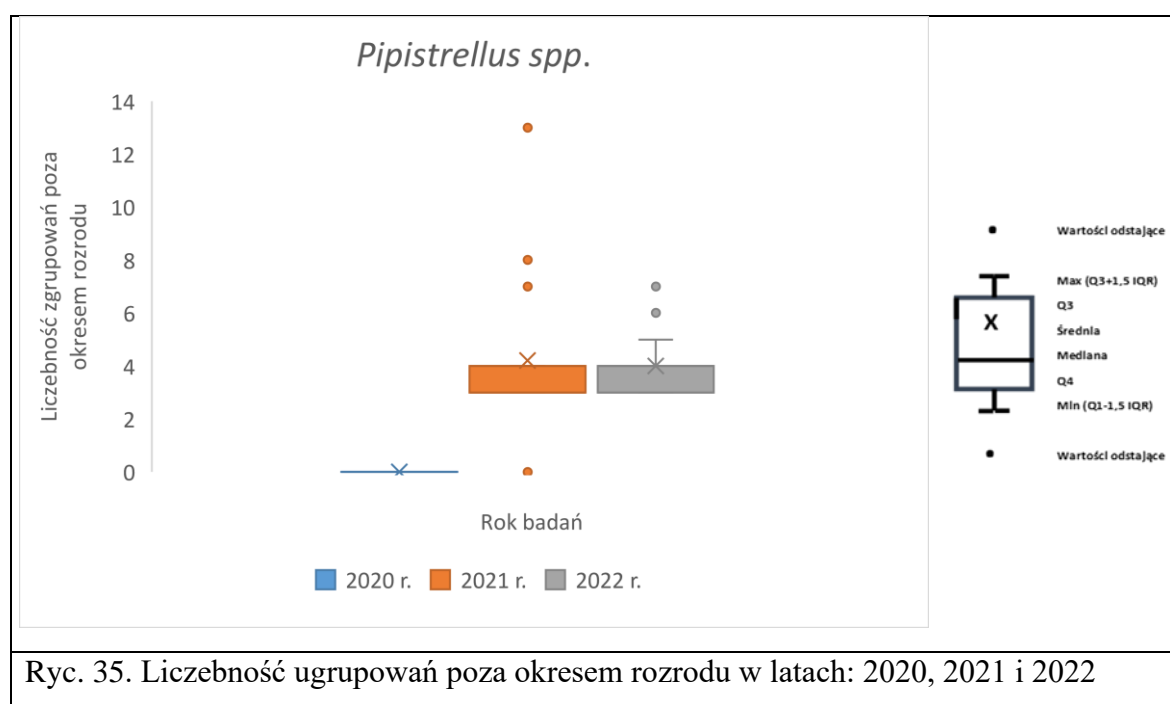
W 2022 roku po oznaczeniu nietoperzy z opisywanego rodzaju do gatunku zaobserwowano: 24 kolonie tworzone przez *P. nathusii*, 6 kolonii *P. Pygmaeus* oraz 2 kolonie *P. pipistrellus*. Kolonie *P. nathusii* liczyły od 5 do 41 osobników ($\bar{x}=23$, $SD=11$, $M=23$), kolonie *P. pygmaeus* liczyły minimalnie 7, a maksymalnie 29 osobników, ($\bar{x}=14$, $SD=7,4$, $M=23$). Liczba osobników w koloniach *P. pipistrellus* wynosiła minimalnie: 7, maksymalnie: 41 ($\bar{x}=24$, $SD=24$, $M=24$) (Ryc. 34).



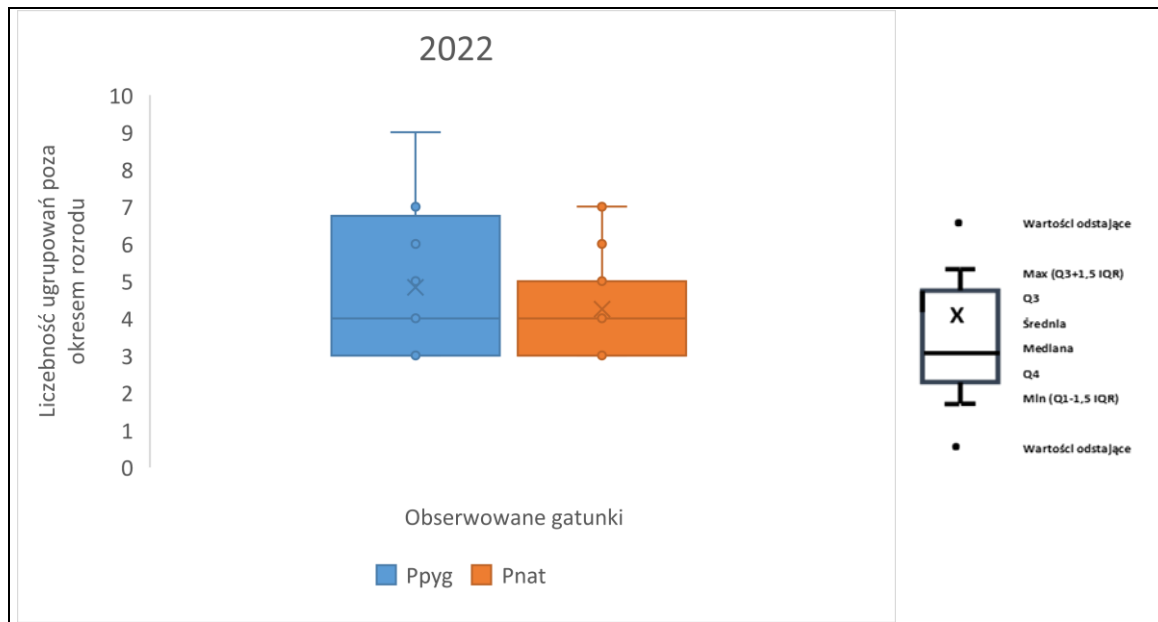
Ryc. 34. Rozkład liczebności kolonii rozrodczych z podziałem na gatunki w 2022 roku (gdzie P.nat - *P. nathusii*, P.pyg - *P. pygmaeus* - P.pip - *P. pipistrellus*)

3.1.2. Ugrupowania poza sezonem rozrodczym

Poza sezonem rozrodczym (wiosną i jesienią), także obserwowano ugrupowania nietoperzy w budkach. Tworzyły je nietoperze z grupy *Pipistrellus spp.* oraz *N. noctula*. Łącznie takich ugrupowań obserwowano 93. W 2020 roku badań nie stwierdzono żadnego takiego ugrupowania, w 2021 roku - 26, a w 2022 roku - 67. W sezonie I, na który przypada migracja wiosenna obserwowano tylko trzy ugrupowania (w 2021 i 2022 roku), dwa z nich należały do rodzaju *Pipistrellus*, a jedno do gatunku *N. noctula*. Reszta obserwowana była w sezonie III (migracja jesienna/gody), (w 2021 roku 26, a w 2022 roku 64). W 2021 roku ugrupowania poza okresem rozrodu zajmowały 23 budki, z czego ugrupowanie *N. noctula* zajmowało 1 budkę (3 os.), a *Pipistrellus spp.* 22 budki. W 2022 roku ugrupowania zajmowały 38 budek. *Pipistrellus spp.* obserwowano w 27 budkach, a *N. noctula* w 18 budkach. Nietoperze z rodzaju *Pipistrellus* w ugrupowaniu w 2021 roku obserwowano maksymalnie: 13, minimalnie: 3 ($\bar{x}=4$, $SD=2,38$, $M=3$, $N=25$). W 2022 roku dla tej grupy maksymalna liczba osobników w jednym ugrupowaniu wynosiła 9, minimalna 3 ($\bar{x}=4$, $SD=1,6$, $M=4$, $N=36$), (Ryc. 35).

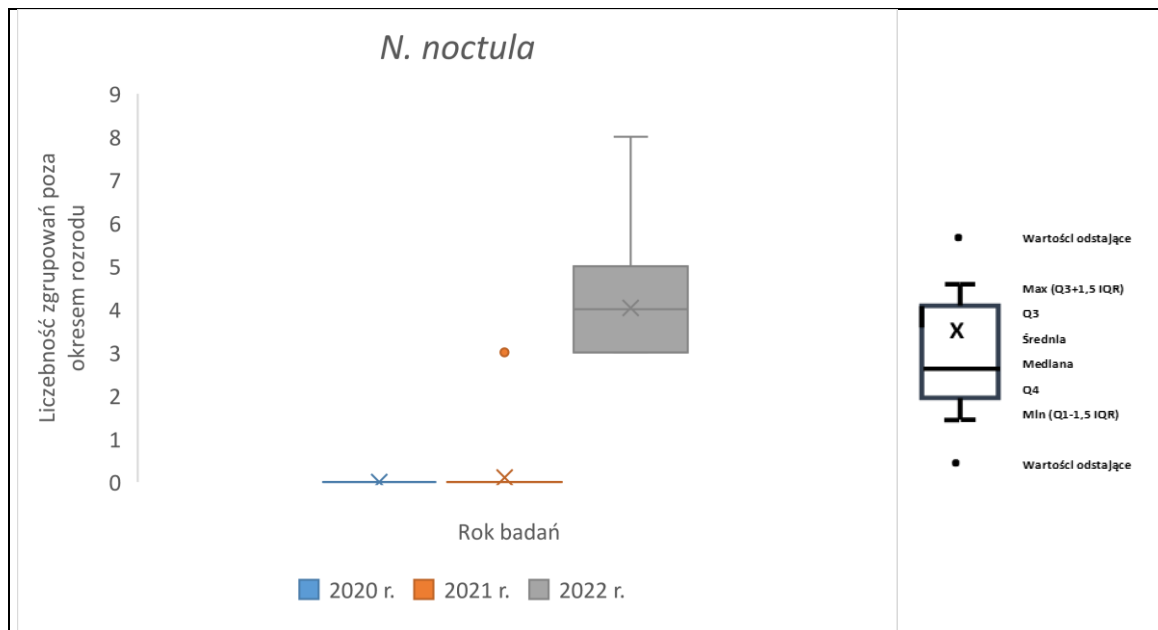


W przypadku *P. nathusii* w 2022 roku ugrupowania poza okresem rozrodu wynosiły maksymalnie: 7, minimalnie: 3 ($\bar{x}=4$, $SD=2,4$, $M=4$, $N=24$). Ugrupowań poza okresem rozrodu tworzonych przez *P. pygmaeus* było mniej ($N=12$), a liczba osobników w ugrupowaniu maksymalnie wynosiła: 9, minimalnie: 3, ($\bar{x}=5$, $SD=2$, $M=4$) (Ryc. 36).



Ryc. 36. Liczebność ugrupowań *Pipistrellus spp.* poza okresem rozrodu z podziałem na gatunki w 2022 roku (gdzie Pnat – *P. nathusii*, Ppyg – *P. pygmaeus*)

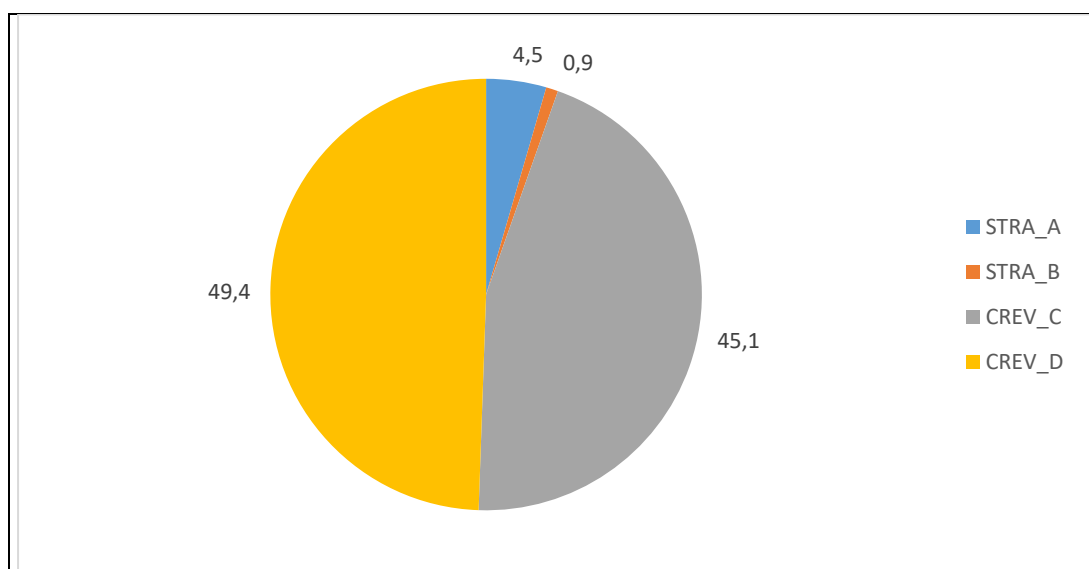
Ugrupowanie poza okresem rozrodu nietoperzy z gatunku *N. noctula* w 2021 roku było obserwowane w budce tylko 1 raz (3 osobniki) jesienią. W 2022 roku ugrupowania opisywanego gatunku zanotowano 31 razy, z czego 1 ugrupowanie obserwowano w budkach w sezonie I (wiosna), a wszystkie pozostałe zanotowano w sezonie III. Maksymalna liczba osobników w ugrupowaniu wynosiła: 8, minimalna: 3 ($\bar{x}=4$, $SD=1,3$ i $M=4$), (Ryc. 37).



Ryc. 37. Liczebność ugrupowań poza okresem rozrodu w latach 2021 i 2022, w (jesień)

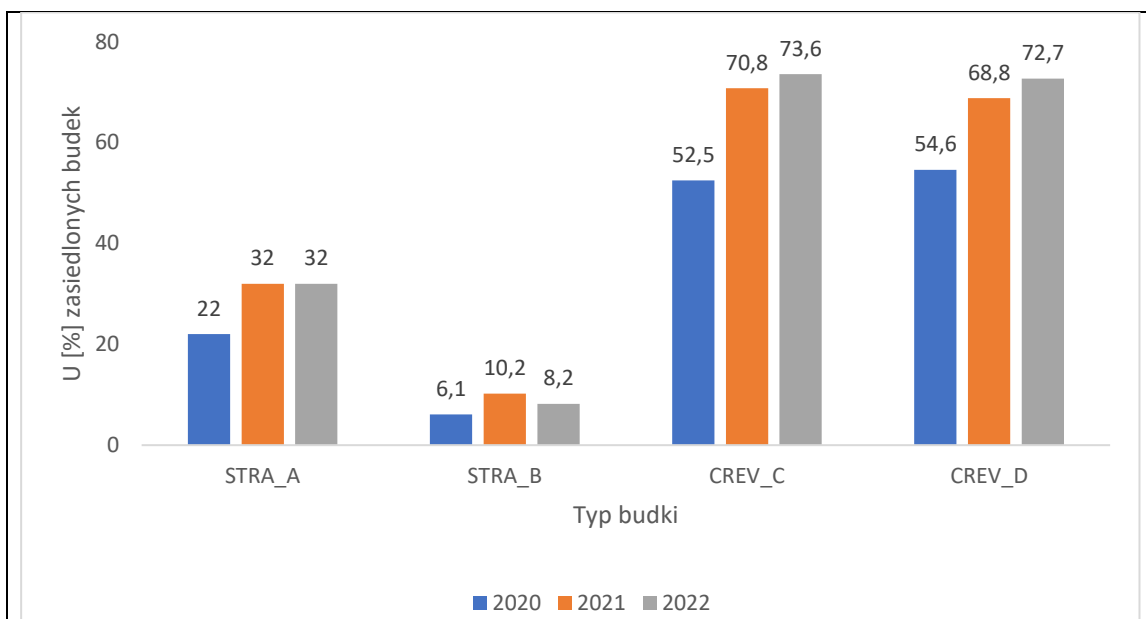
3.2. Zasiedlanie typów budek

Ponad 90% zaobserwowanych osobników zajmowało w budki szczelinowe, natomiast budki prostopadłościenne 5,4%. Udział zajętych budek szczelinowych (z zainstalowanych danego typu przez nietoperze przez trzy lata badań wynosił dla crev_C: 82,4% i dla crev_D: 85,3%. Udział zajętych budek prostopadłościennych typu stra_A wynosił 56,0%, natomiast stra_B tylko 24,5 %. (Ryc. 39).



Ryc. 39. Udział [%] osobników obserwowanych w badanych typach budek. Budki prostopadłościenne: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D.

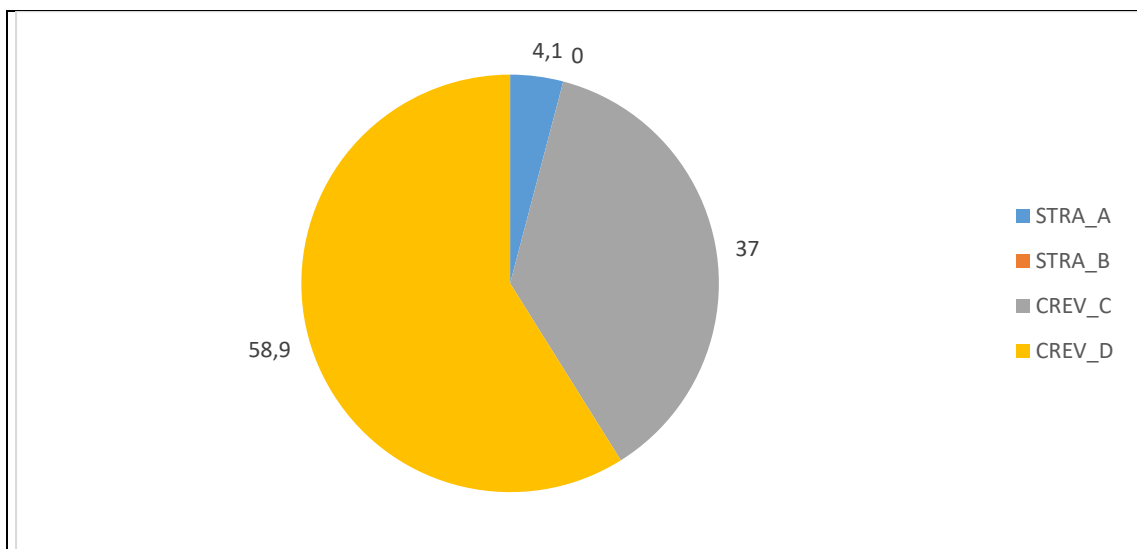
Obserwowano zbliżony trend udziału obu typów budek szczelinowych, w których obserwowano nietoperze w trakcie trzech lat badań: osiągając zbliżony poziom ponad 70% w drugim i trzecim roku. W przypadku budek prostopadłościennych typu stra_A i stra_B był zmienny (Ryc. 38). Udział zajętych budek poszczególnych typów nie zmieniał się istotnie w trakcie trzech latach badań ($\text{Chi}^2=0,56$, $\text{df}=6$, $p=0,997$).



Ryc. 38. Udział [%] zasiedlonych typów budek przez nietoperze w latach 2020, 2021 i 2022. Budki prostopadłościennie: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D

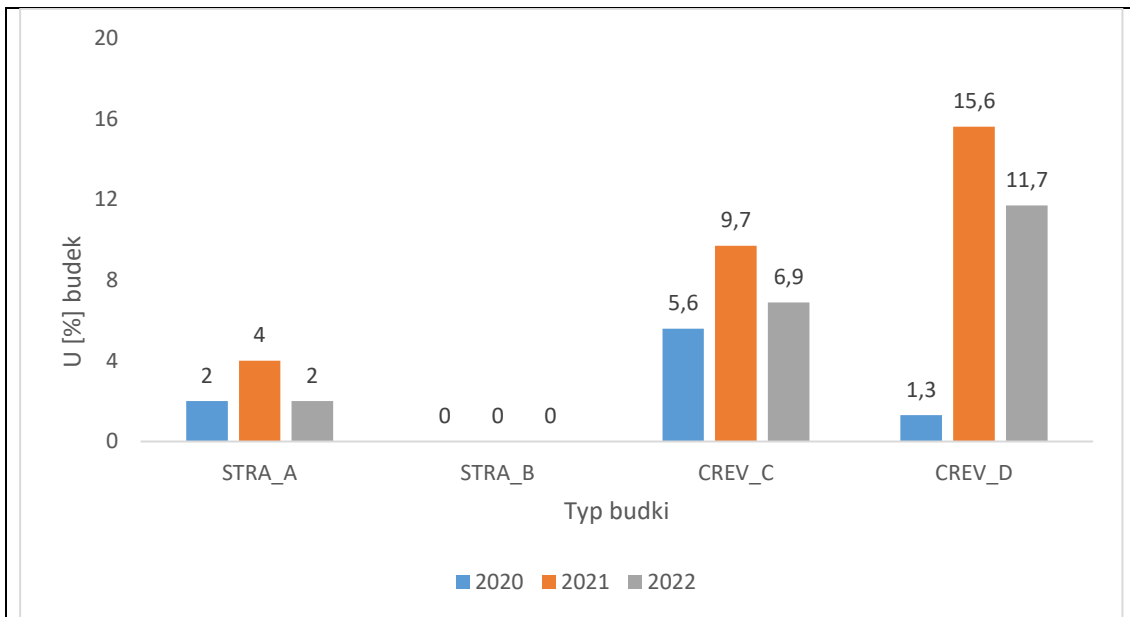
3.2.1. Kolonie rozrodzce

Najczęściej kolonie rozrodzce obserwowano w budkach szczelinowych. Najbardziej wykorzystywana przez kolonie rozrodzce była budka prostopadłościenna typu stra_A, a z budki prostopadłościennej typu stra_B kolonie rozrodzce nie korzystały wcale. (Ryc. 41).



Ryc. 41. Udział [%] kolonii rozrodzcych obserwowanych w badanych typach budek. Budki prostopadłościennie: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D.

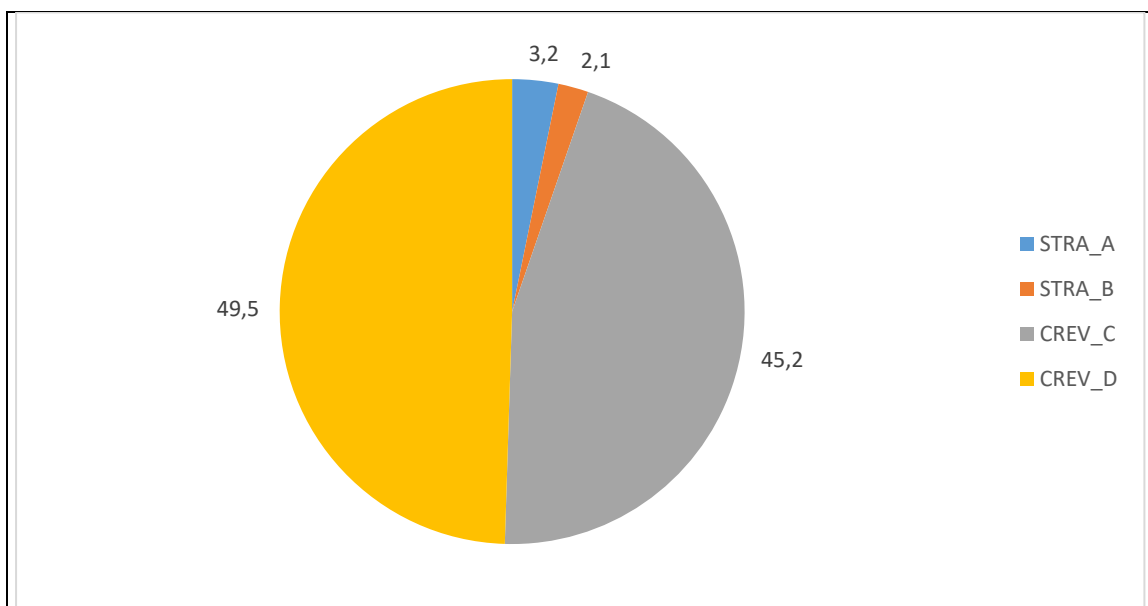
Udział badanych typów budek, w których obserwowano kolonie rozrodcze wahał się w trakcie 3 lat badań, jednak zmiany te nie były istotne statystycznie ($\text{Chi}^2=5,17$, $\text{df}=4$, $p=0,27$), (Ryc. 40).



Ryc. 40. Udział [%] budek zajętych przez kolonie rozrodcze w różnych typach budek w 2020, 2021 i 2022 roku. Budki prostokątne: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D

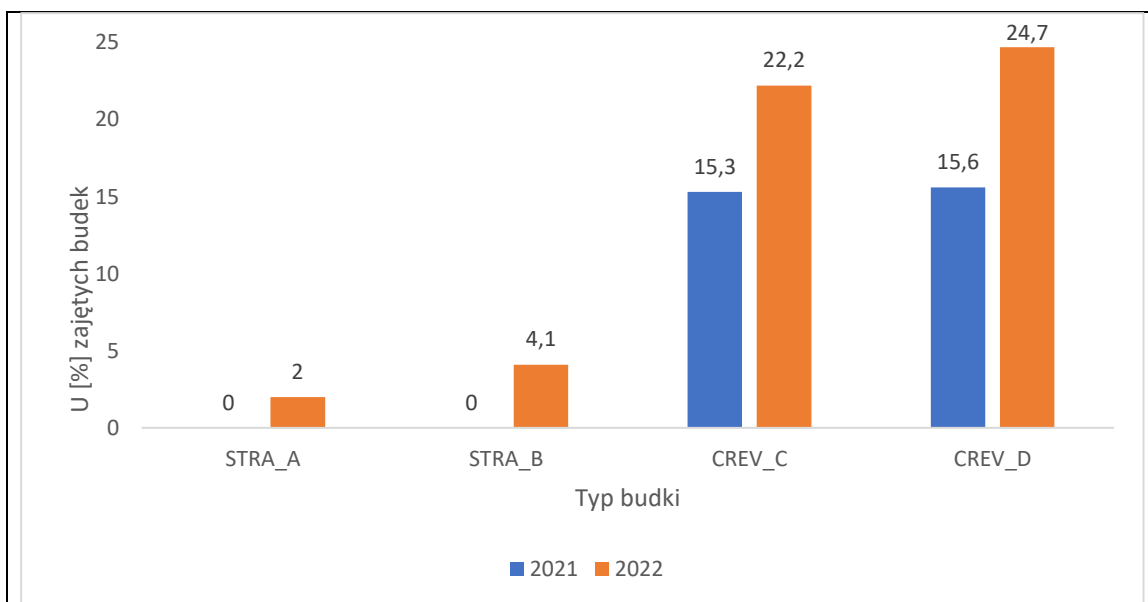
3.2.2. Ugrupowania nietoperzy poza okresem rozrodu

Grupy nietoperzy (*Pipistrellus spp.* i *N. noctula*) poza okresem rozrodczym były obserwowane we wszystkich czterech typach badanych budek. (Ryc.42). Przy czym większość ugrupowań było w budkach szczelinowych, a w budkach prostokątnych (stra_A i stra_B), wynosił łącznie około 5%.



Ryc. 42. Udział [%] ugrupowań poza okresem rozrodu w poszczególnych typach budek. Budki prostokątne: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D.

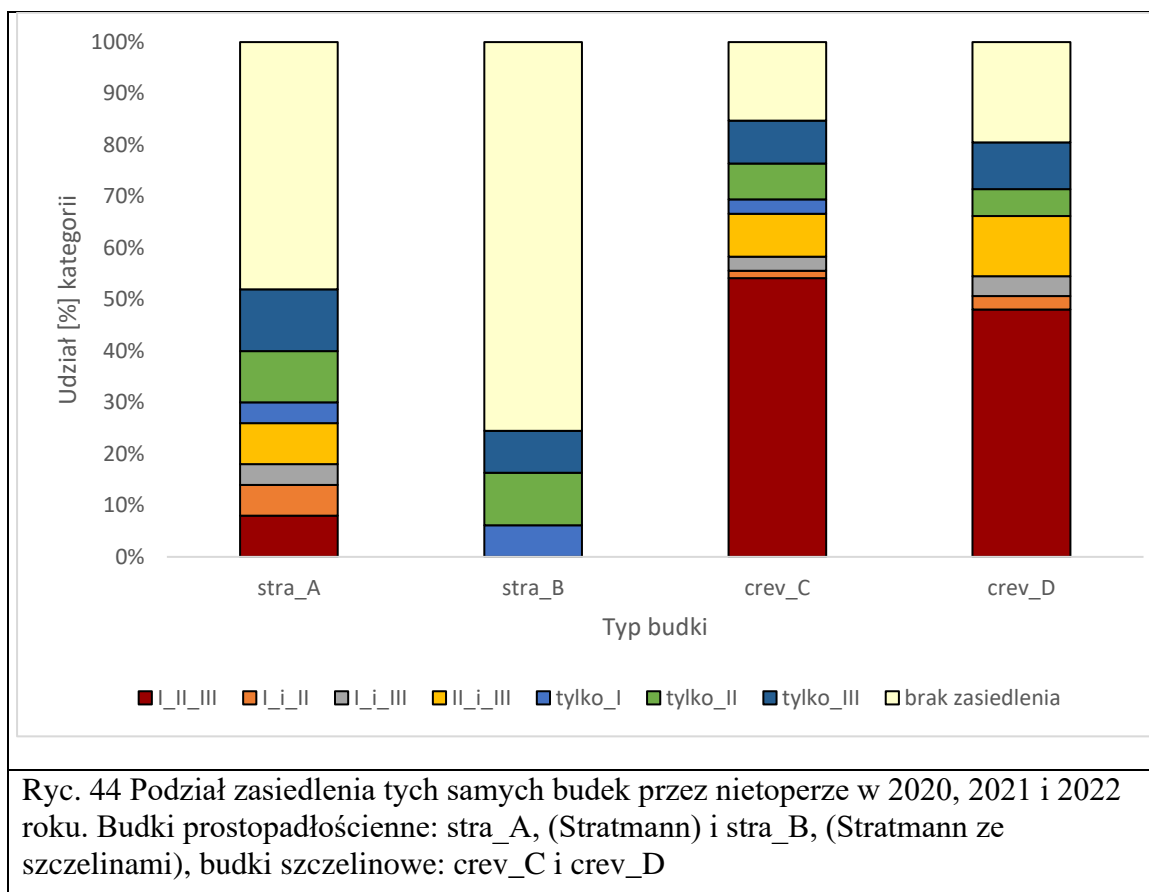
W 2021 roku ugrupowania poza okresem rozrodu obserwowane były tylko w budkach szczelinowych. W 2022 roku obserwowano je we wszystkich typach budek. W budkach szczelinowych udział zajętych budek wzrósł w 2022 roku w stosunku do roku poprzedniego o 7% (crev_C) i 9% (crev_D).



Ryc. 43. Udział [%] poszczególnych typów budek zajętych przez ugrupowania nietoperzy poza okresem rozrodu w 2021 i 2022 roku. Budki prostokątne: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D.

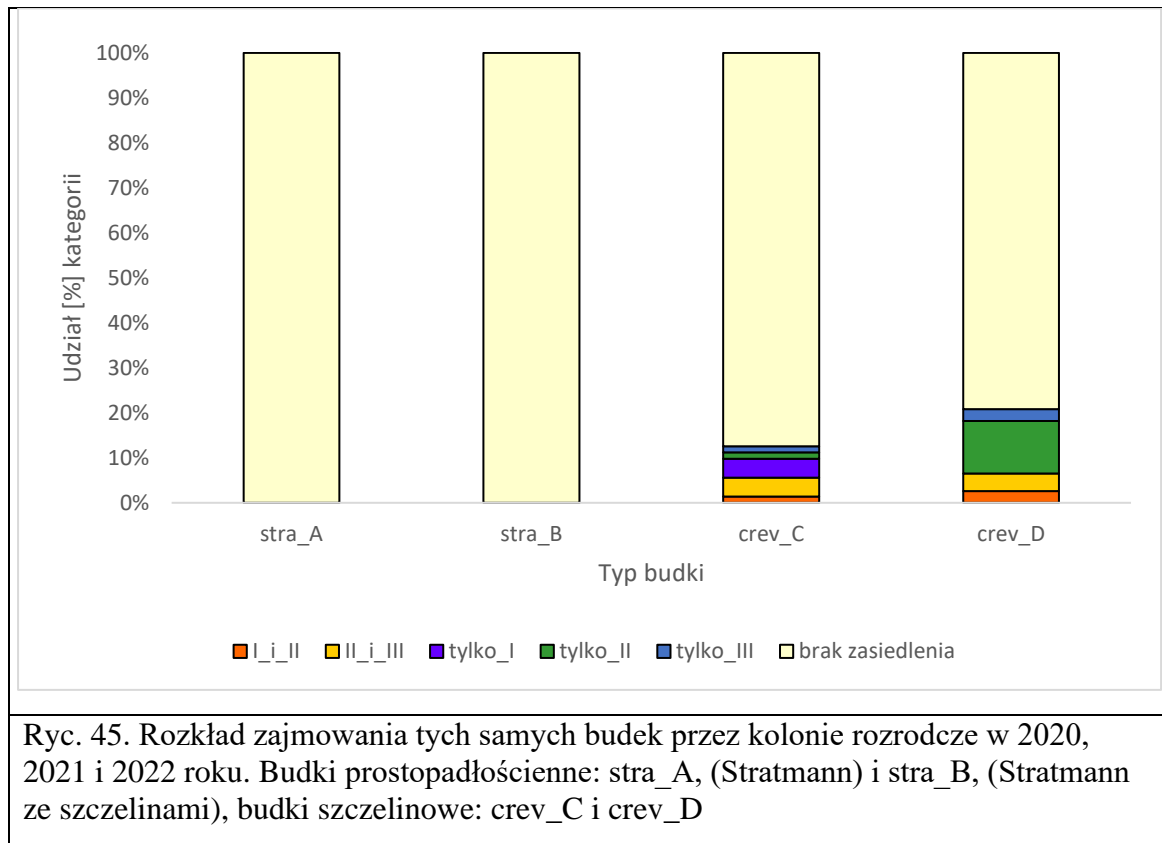
3.2.3. Ponowny wybór budek

Budki, w których obserwowano nietoperze w każdym z 3 lat prowadzonych badań stanowiły około 50% w przypadku obu typów budek szczelinowych (crev_C i crev_D). Natomiast budek prostopadłościennych albo nie wybierały ponownie albo wybierały je rzadko. Obserwacje nietoperzy w tych samych budkach przez 2 lata (2020 i 2021, 2020 i 2022 lub 2021 i 2022 roku) wahały się od 0% do niespełna 12%, przy czym udział ten rósł w każdym kolejnym roku, poza budką typu stra_B. Tylko w jednym roku badań (2020, 2021 lub 2022 roku) budki były zajmowane przez nietoperze w niewielkim procencie (od 0 do 12%), (Ryc. 44).



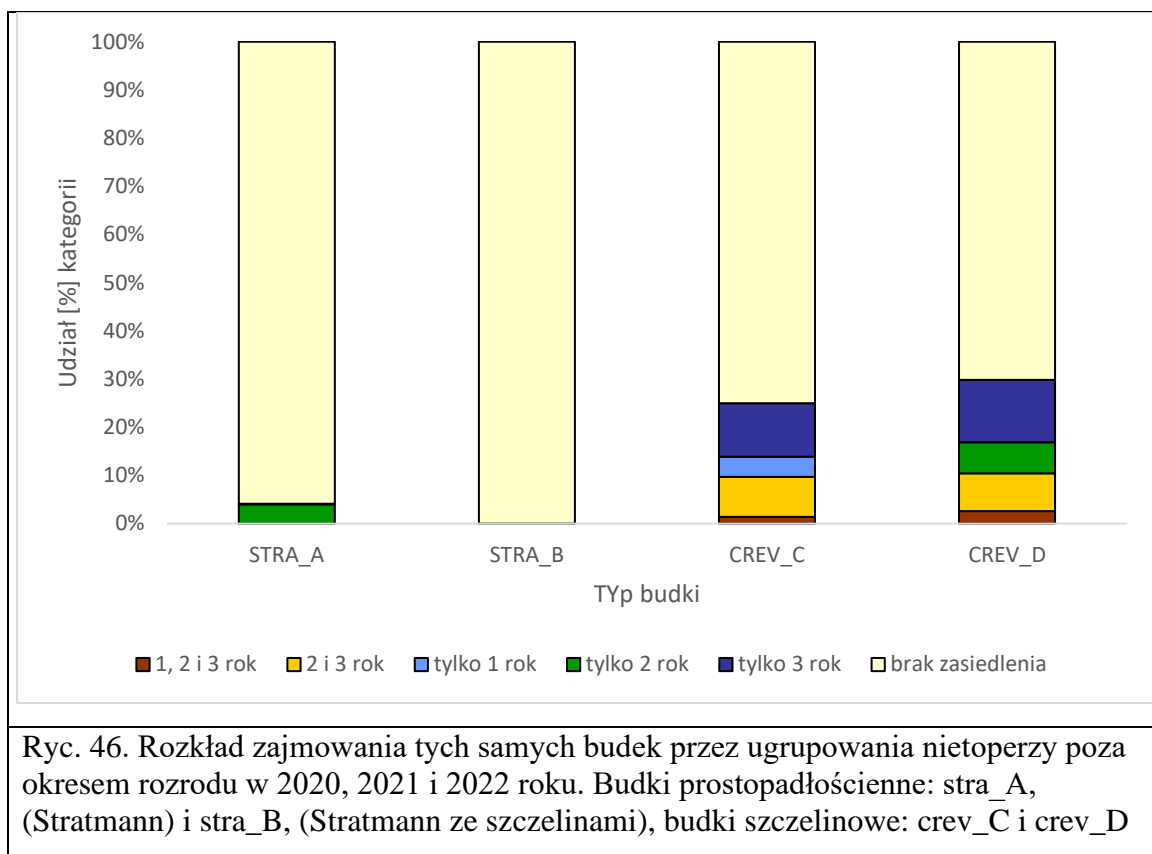
Kolonie rozrodzce

Kolonie rozrodzce rzadko korzystały z tych samych budek w kolejnych latach badań (od 1,4% do 4,2%), przy czym dotyczyło to jedynie budek szczelinowych (Ryc. 45).



Ugrupowania poza okresem rozrodczym

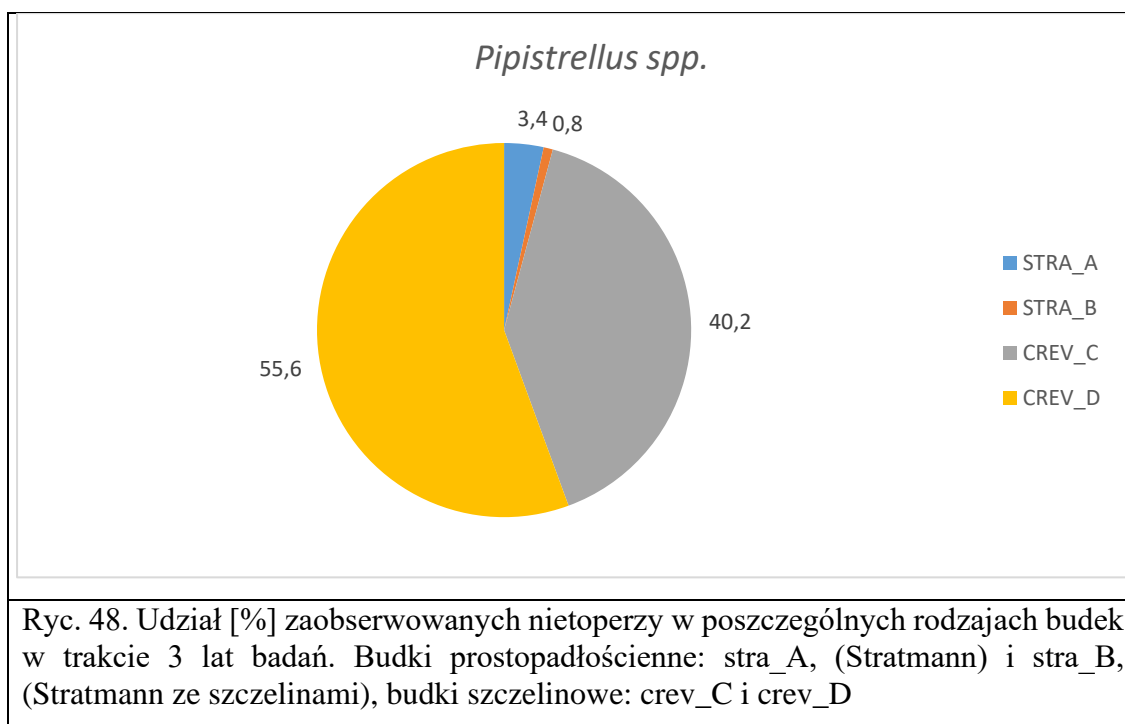
Ugrupowania tworzone przez nietoperze poza okresem rozrodu sporadycznie korzystały z tych samych budek w kolejnych latach badań (od 1,4 do ponad 8%). Powtórnie zasiedlane budki przez opisywane ugrupowania dotyczyły tylko budek szczelinowych (Ryc. 46).



Ryc. 46. Rozkład zajmowania tych samych budek przez ugrupowania nietoperzy poza okresem rozrodu w 2020, 2021 i 2022 roku. Budki prostopadłościennie: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D

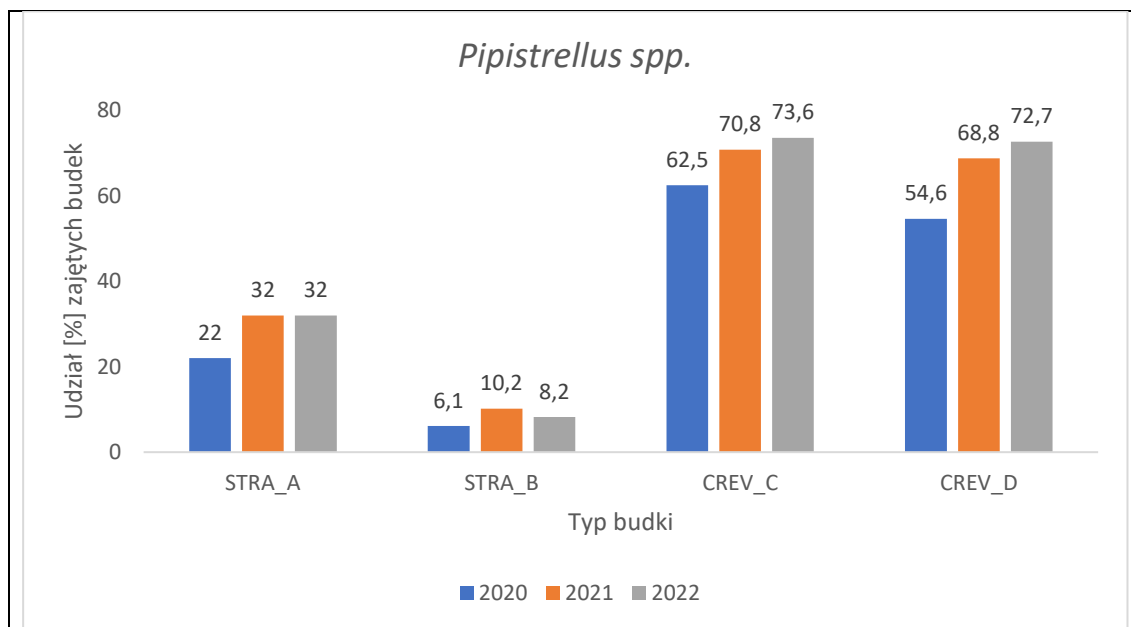
3.3. *Pipistrellus spp.*

Udziały nietoperzy z rodzaju *Pipistrellus* były różne dla poszczególnych rodzajów budek. Ponad 95% osobników z tej grupy wybierało budki szczelinowe, natomiast prostopadłościennie ponad 4% (Ryc. 48).



Ryc. 48. Udział [%] zaobserwowanych nietoperzy w poszczególnych rodzajach budek w trakcie 3 lat badań. Budki prostopadłościennie: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D

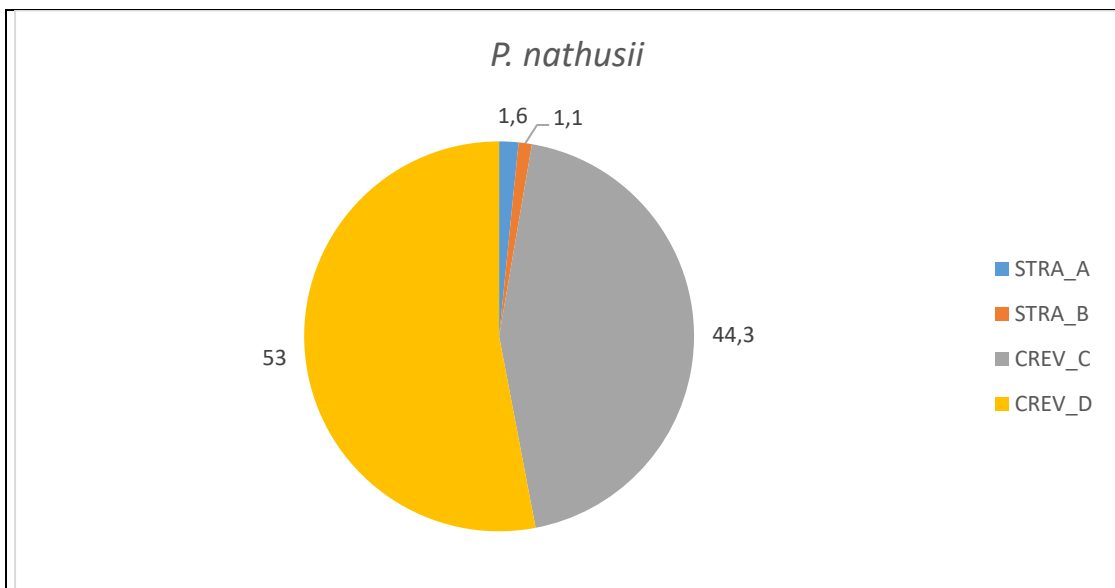
Największy udział zajętych budek to budki szczelinowe crev_C i crev_D (odpowiednio 69% i 65,4%). Udział budek prostopadłościennych stra_A i stra_B wynosił odpowiednio 28,7% oraz 8,2%. W trakcie trzech lat badań proporcje budek, w których obserwowano nietoperze z opisywanej grupy był podobny ($\text{Chi}^2=1,2$, $\text{df}=6$, $p=0,98$), (Ryc. 47).



Ryc. 47. Udział [%] budek, w których obserwowane były nietoperze rodzaju *Pipistrellus* w trakcie 3 lat badań. Budki prostopadłościenne: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D

Pipistrellus nathusii

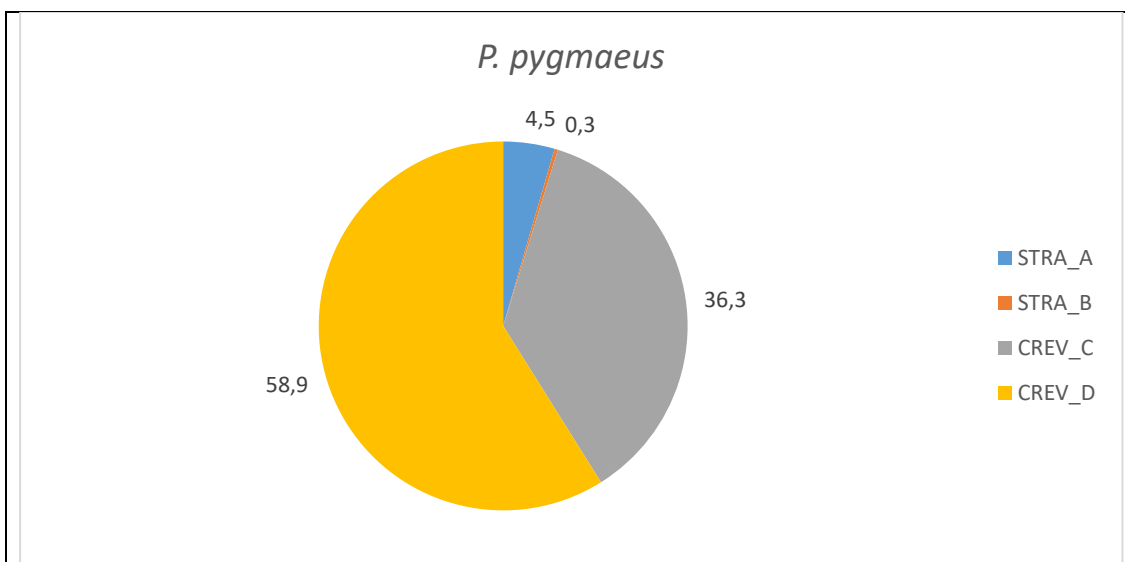
W 2022 roku wybór typów budek przez osobniki należące do gatunku *P. nathusii* był różny. Ponad 97% osobników tego gatunku obserwowano w budkach szczelinowych. W budkach prostopadłościennych nietoperze tego gatunku obserwowane były rzadko (Ryc. 49).



Ryc. 49. Udział [%] obserwowanych nietoperzy w budkach w 2022 roku. Budki prostopadłościowe: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D.

Pipistrellus pygmaeus

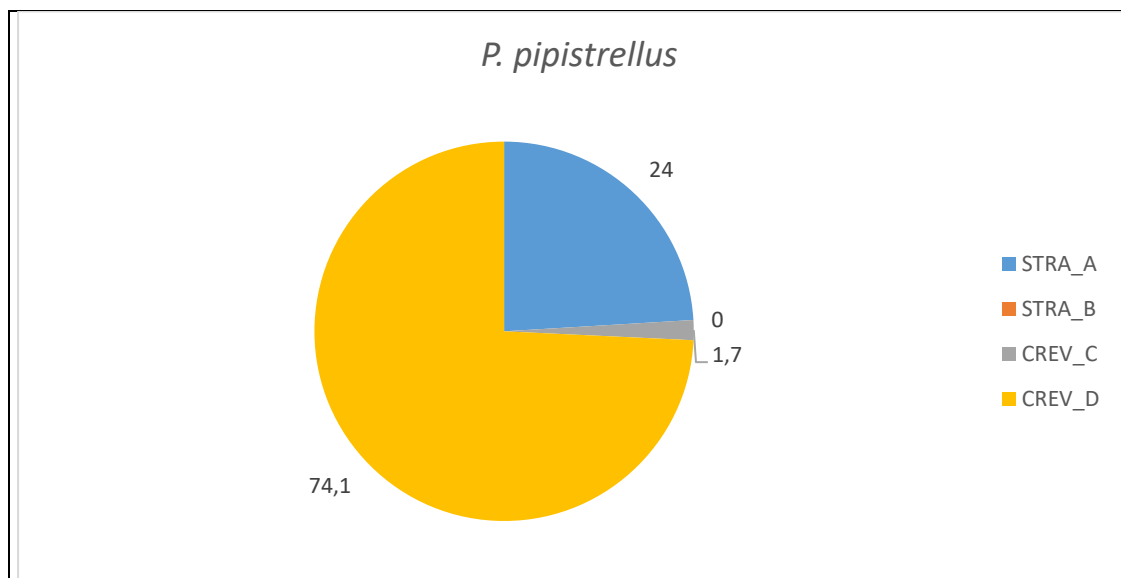
Podobnie nietoperze należące do gatunku *P. pygmaeus* częściej wybierały budki szczelinowe. Budki prostopadłościowe przez ten gatunek były wybierane sporadycznie (Ryc. 50).



Ryc. 50. Udział [%] zaobserwowanych nietoperzy w budkach w 2022 roku. Budki prostopadłościowe: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D

Pipistrellus pipistrellus

P. pipistrellus obserwowano w trzech typach budek. Najwięcej osobników obserwowano w budkach szczelinowych crev_D. W budkach typu crev_C spotykane były nielicznie. Prawie ¼ osobników tego gatunku korzystało z budek prostopadłościennych typu stra_A, a w budkach typu stra_B nie zaobserwowano żadnego osobnika (Ryc. 51).



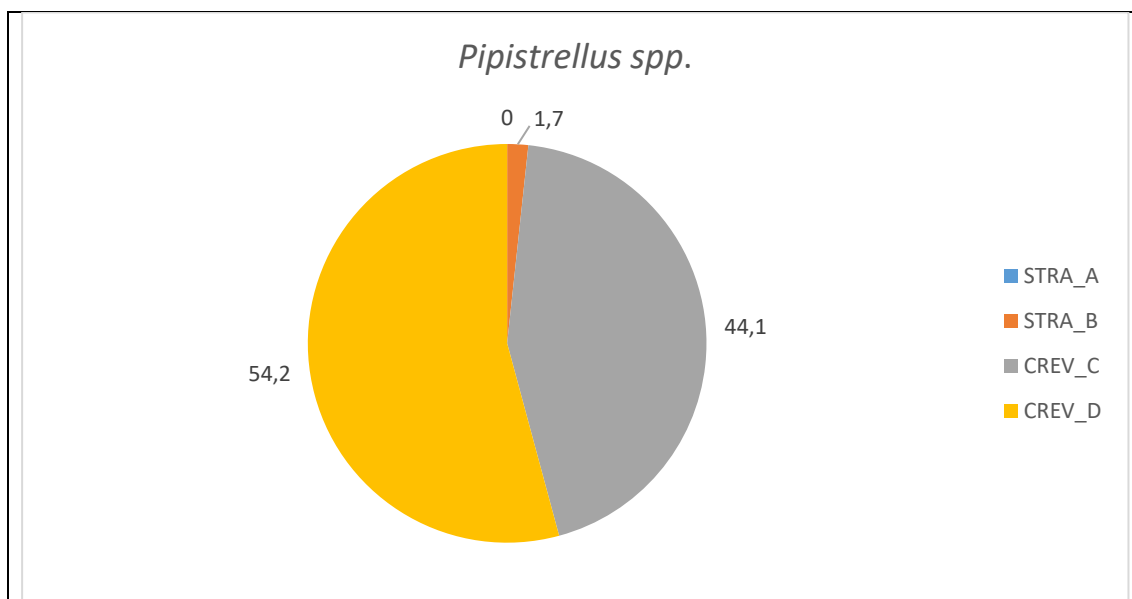
Ryc. 51. Udział [%] zaobserwowanych nietoperzy w budkach w 2022 roku. Budki prostopadłościennych: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D.

3.3.1. Kolonie rozrodcze

Kolonie rozrodcze tworzyły tylko gatunki nietoperzy z rodzaju *Pipistrellus* (Ryc. 33) i (Ryc. 34). W 2022 roku kolonie rozrodcze *P. nathusii* obserwowano tylko w budkach szczelinowych (crev_C: 11 i crev_D: 13) podobnie jak *P. pygmaeus* (crev_C: 1 i crev_D: 6), Natomiast *P. pipistrellus* obserwowano po jednej kolonii w budkach typu crev_C i stra_A.

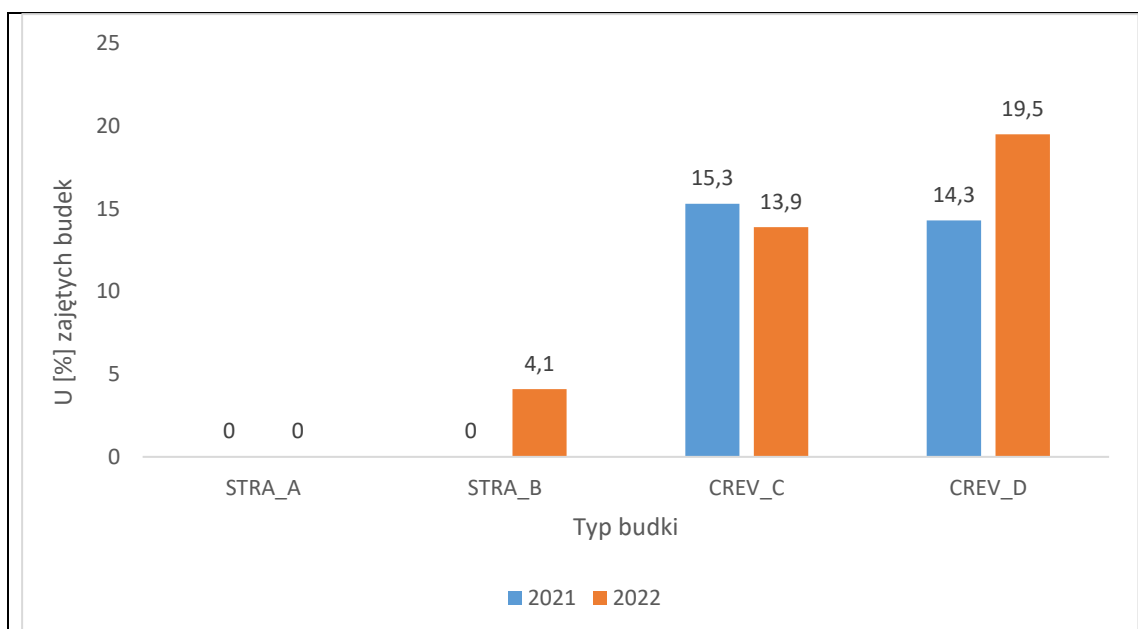
3.3.2. Ugrupowania poza okresem rozrodu

W latach 2021 i 2022 nietoperze z grupy *Pipistrellus spp.* stworzyły 59 ugrupowań w 3 typach budek. W budce typu stra_A nie było ugrupowań, a w stra_B było tylko 1 ugrupowanie. Ponad 98% ugrupowań poza okresem rozrodu zajmowało budki szczelinowe (Ryc. 52).



Ryc. 52. Udział [%] ugrupowań obserwowanych w budkach poza okresem rozrodu. Budki prostopadłościowe: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D.

W 2021 roku ugrupowania obserwowane było tylko w budkach szczelinowych natomiast w 2022 roku nielicznie zajmowały one budki prostopadłościowe typu stra_B. Udział zajętych budek szczelinowych crev_C nieznacznie spadł, a crev_D wzrosło o prawie 5%. (Ryc. 53).

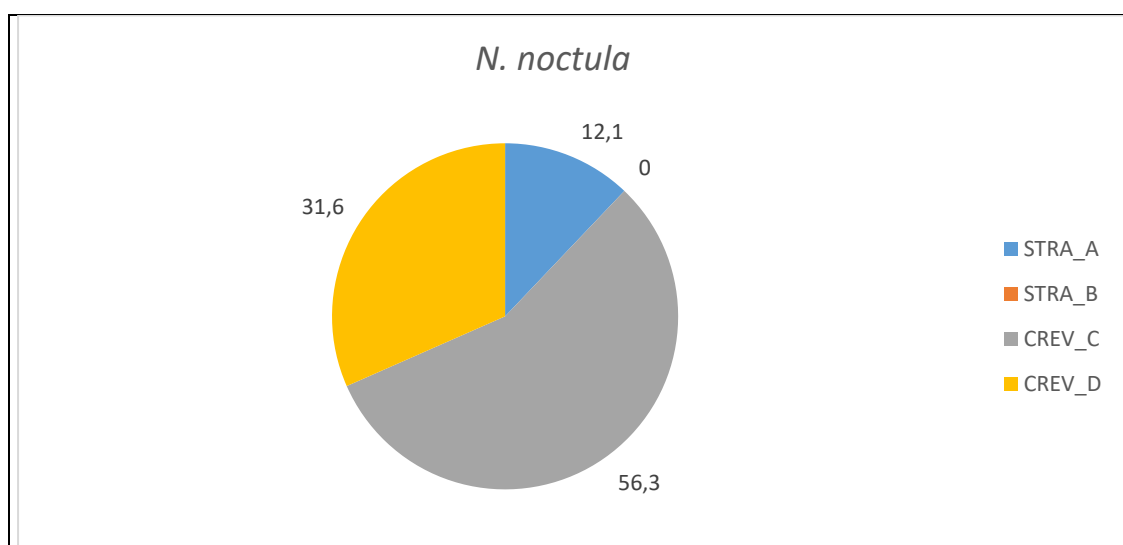


Ryc. 53. Udział [%] budek zajętych przez ugrupowania poza okresem w latach 2021 i 2022. Budki prostopadłościowe: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D.

Poza okresem rozrodu osobniki należących do gatunku *P. nathusii* obserwowane były w 3 typach budek (stra_B: 1, crev_C: 8 i crev_D 14). W przypadku ugrupowań tworzonych przez *P. pygmaeus* obserwowane były tylko w budkach szczelinowych (crev_C: 5 i crev_D: 6).

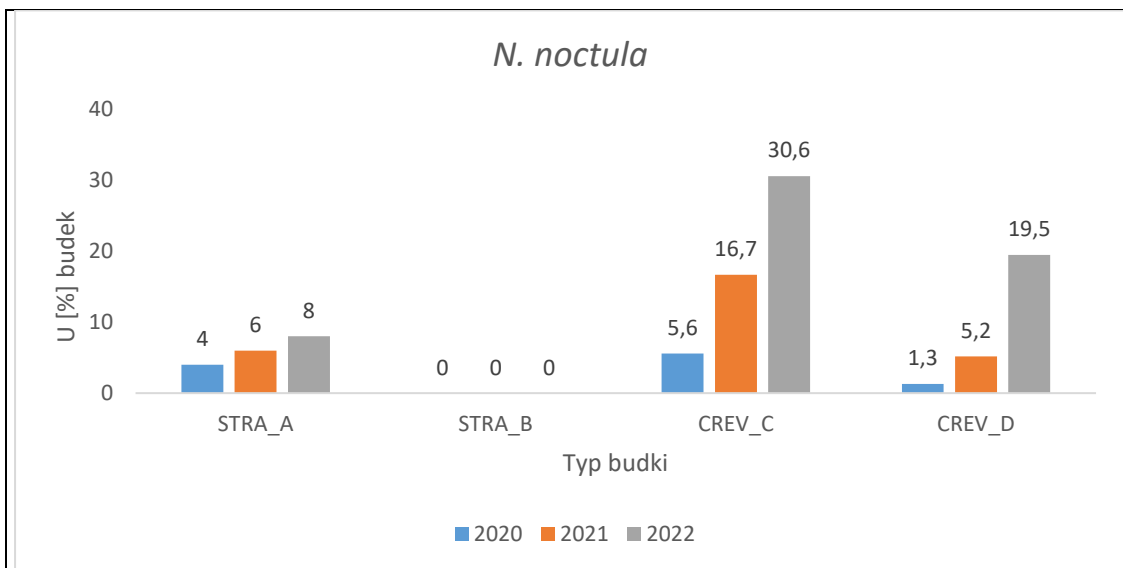
3.4. *Nyctalus noctula*

Udział nietoperzy z gatunku *N. noctula* w trakcie trzech lat prowadzonych badań w prawie 88% dotyczył budek szczelinowych (Ryc. 54). Częściej były to budki typu crev_C (w przeciwieństwie do rodzaju *Pipistrellus*, które częściej wybierał budki szczelinowe typu crev_D).



Ryc. 54. Udział [%] *N. noctula* w budkach w 2020, 2021 i 2022 roku. Budki prostopadłościowe: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D

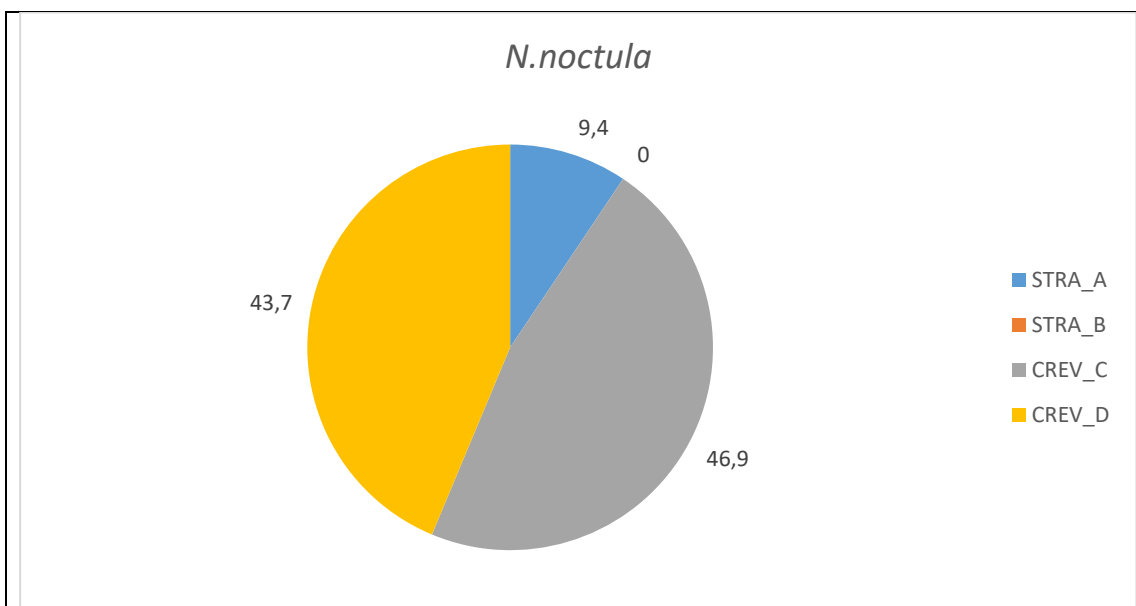
W każdym kolejnym roku badań udział budek zasiedlonych przez osobniki należące do opisywanego gatunku wzrastał (Ryc. 55).



Ryc. 55. Udział budek, w których obserwowane były nietoperze. Budki prostopadłościennie: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D

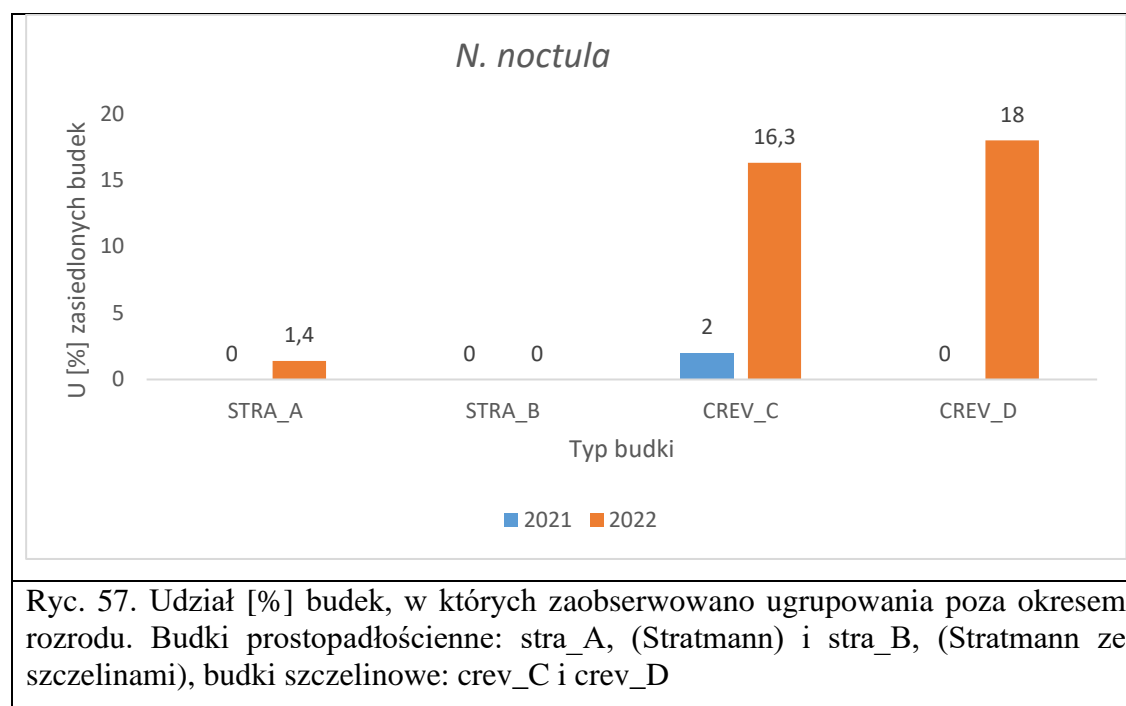
3.4.1. Ugrupowania poza okresem rozrodu

Ugrupowania *N. noctula* poza okresem rozrodczym obserwowano 32 razy. Jedno w 2021 roku, jesienią, oraz 31 w 2022 roku, z czego 1 było obserwowane wiosną, a 30 jesienią. W budce typu STRA_A były tylko 3 ugrupowania (9,4%), a w budkach szczelinowych były obserwowane w około 45% (Ryc. 56).



Ryc. 56. Udział [%] ugrupowań poza okresem w budkach w 2021 i 2022 roku. Budki prostopadłościennie: stra_A, (Stratmann) i stra_B, (Stratmann ze szczelinami), budki szczelinowe: crev_C i crev_D

W 2021 roku ugrupowania *N. noctula* obserwowano tylko w budce szczelinowej typu crev_C. W 2022 roku ugrupowania nietoperzy z tego gatunku korzystały głównie z budek szczelinowych z przewagą liczącą 1,7% budek typu crev_D (Ryc. 57).



3.5. Powtarzalność obserwacji nietoperzy w budkach w trakcie jednego roku badań *Pipistrellus spp.*

Nietoperze z rodzaju *Pipistrellus spp.* w 2020 i 2021 roku obserwowane były najczęściej w tej samej budce tylko raz lub dwa razy (na 19 kontroli). Budki szczelinowe używane były także 3, 4, 5, 6 lub 7 razy (Tab. 4), (Tab. 5). W 3 roku częściej niż w latach poprzednich karliki używały jednej budki tylko 1 raz lub 2 razy, a maksymalnie w tej samej budce obserwowane były 5 razy (tylko w 2 przypadkach), (Tab. 6).

Tab. 4 Wybór tych samych budek przez *Pipistrellus spp.* w 2020 roku (K-kontrola).

Typy budek	1xK	2xK	3xK	4xK	5xK	6xK	7xK
CREV_C	16	14	10	4	-	1	-
CREV_D	17	10	9	4	2	1	1
STRA_A	7	4	-	-	-	-	-
STRA_B	1	-	1	-	-	-	-
Razem	41	28	20	8	2	2	1

Tab. 5. Wybór tych samych budek przez *Pipistrellus spp.* w 2021 roku (K-kontrola).

Typy budek	1xK	2xK	3xK	4xK	5xK	6xK	7xK
CREV_C	11	12	12	2	3	1	1
CREV_D	15	12	12	9	2	1	1
STRA_A	10	2	2	-	-	-	-
STRA_B	4	1	-	-	-	-	-
Razem	40	27	26	11	5	2	2

Tab. 6. Wybór tych samych budek przez *Pipistrellus spp.* w 2022 roku (K-kontrola).

Typy budek	1xK	2xK	3xK	4xK	5xK
CREV_C	28	21	5	9	1
CREV_D	39	25	19	1	-
STRA_A	10	4	3	1	1
STRA_B	3	2	-	-	-
Razem	80	52	27	11	2

P. nathusii

W 2022 roku *P. nathusii* używał tej samej budki maksymalnie 5 razy (w przypadku dwóch budek). Natomiast w przypadku 8 budek obserwowany był w nich 4 razy. (Tab. 7).

Tab. 7. Wybór tych samych budek przez *P. nathusii* w 2022 roku (K-kontrola).

Typy budek	1xK	2xK	3xK	4xK	5xK
CREV_C	10	12	2	7	1
CREV_D	17	12	10	1	1
STRA_A	7	1	-	-	-
STRA_B	2	2	-	-	-
Razem	36	27	12	8	2

P. pygmaeus

P. pygmaeus w budkach obserwowano maksymalnie 4 razy, w 2 budkach, natomiast trzykrotnie w trakcie roku badań w 15 budkach (Tab. 8).

Tab. 8. Wybór tych samych budek przez *P. pygmaeus* w 2022 roku (K-kontrola).

Typy budek	1xK	2xK	3xK	4xK
CREV_C	17	9	3	2
CREV_D	19	13	9	-
STRA_A	3	3	3	-
STRA_B	10	-	-	-
Razem	49	25	15	2

P. pipistrellus

Osobniki tego gatunku były obserwowane w budkach zazwyczaj 1 raz i w jednej budce 3 razy.

N. noctula

W 2020 roku borowce najczęściej korzystały z tej samej budki tylko raz, przy czym najczęściej powtórnie obserwowano je w budkach szczelinowych typu crev_C (Tab. 9). Podobnie jak w 2021 roku (Tab. 10). W 2022 roku badań nietoperze tego gatunku częściej niż w poprzednich latach obserwowano w tych samych budkach (Tab. 11).

Tab. 9. Liczba kontroli, w trakcie których obserwowano *N. noctula* w tych samych budkach w 2020 roku (K-kontrola).

Typy budek	1xK	2xK	3xK	4xK	5xK
CREV_C	7	4	5	1	-
CREV_D	-	1	1	-	1
STRA_A	7	2	1	-	-
STRA_B	-	-	-	-	-
Razem	14	7	7	1	1

Tab. 10. Liczba kontroli, w trakcie których obserwowano *N. noctula* w tych samych budkach w 2021 roku (K-kontrola).

Typy budek	1xK	2xK	3xK	4xK	5xK
CREV_C	4	4	4	1	-
CREV_D	2	2	-	-	1
STRA_A	3	-	2	-	-
STRA_B	-	-	-	-	-
Razem	9	6	6	1	1

Tab. 11. Liczba kontroli, w trakcie których obserwowano *N. noctula* w tych samych budkach w 2022 roku (K-kontrola).

Typy budek	1xK	2xK	3xK	4xK	5xK	6xK	8xK	13xK
CREV_C	4	7	4	2	2	-	1	1
CREV_D	6	4	1	2	2	-	-	-
STRA_A	1	-	-	-	-	2	-	-
STRA_B	-	-	-	-	-	-	-	-
Razem	11	11	5	4	4	2	1	1

3.6. Współwystępowanie gatunków nietoperzy

Podczas badań najczęściej obserwowano w budce nietoperze jednego gatunku (99,1% przypadków). Jednak stwierdzono także nietoperze należące do różnych gatunków w jednej budce w tym samym czasie. Były to nietoperze należące do grupy *Pipistrellus spp.*, współwystępujące z *N. noctula*. Mieszane grupy nietoperzy obserwowano tylko w budkach typu szczelinowego. W pierwszym roku takich obserwacji nie było wcale, w drugim roku były dwie takie obserwacje a w roku trzecim liczba takich zdarzeń zwiększyła się do 7. W drugim roku badań osobniki różnych gatunków obserwowano tylko w budce crev_C (2 razy), a w trzecim roku crev_C i crev_D (odpowiednio 3 i 4 razy). Przy czym w budce crev_C obserwowano po jednym osobniku *N. noctula* i *Pipistrellus spp.*, a w budkach crev_D zanotowano obecność większej liczby osobników. Po 2 i po 3 osobniki *N. noctula* i *Pipistrellus spp.*, oraz 5 osobników *N. noctula* dzielących budkę z 1 osobnikiem *Pipistrellus spp.*

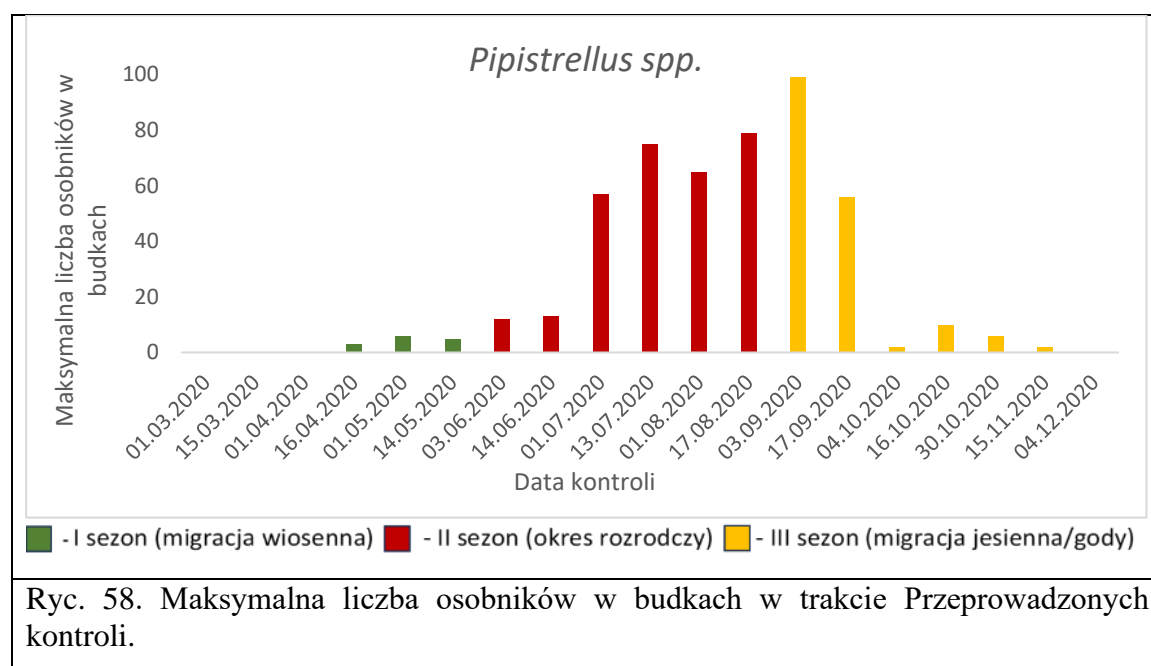
3.7. Akcydentalne gatunki nietoperzy

W pierwszym roku (2020) nie obserwowano innych gatunków niż dominujące (z rodzaju *Pipistrellus* i gatunku *N. noctula*). W drugim roku (2021) pojawiły się *Plecotus auritus* po jednym osobniku (18.04.2021, 14.06.2021, 03.10.2021), wszystkie były obserwowane w budkach typu crev_C. W ostatnim (2022) roku w budkach zaobserwowano 8 gatunków. Najwięcej obserwacji dotyczyło gatunku *Barbastella barbastellus* notowanego tylko w budkach szczelinowych. W budkach typu crev_D obserwowano 2 osobniki (30.04.2022), oraz jeden osobnik 31.08.2022. W budkach typu crev_C, dwa osobniki obserwowano 14.04.2022 i po jednym osobniku: 13.09.2022, 16.10.2022, 30.10.2022, 13.11.2022. Nietoperze należące do gatunku *Plecotus auritus* obserwowane były w budkach po 1 osobniku, typu crev_C: 14.06.2022 i 16.10.2022, a w budce typu crev_D: 01.10.2022. *Myotis dasycneme* stwierdzony w budkach szczelinowych typu crev_C (2 osobniki): 13.07.2022, 13.09.2022, podobnie jak *Myotis daubentonii* (14.06.2022 – 1 osobnik), *Myotis nattereri* (30.04.2022 -1 osobnik), *Myotis leisleri* (13.09.2022 -1 osobnik) i *Eptesicus serotinus* (31.08.2022 – 1 osobnik). Z grupy nietoperzy opisywanych jako małe nocki (*Myotis brandtii/Myotis alcathoe/Myotis mystacinus*) obserwowano 2 osobniki, z czego jeden zajmował budkę typu crev_C (30.10.2022) i jeden crev_D (17.08.2022).

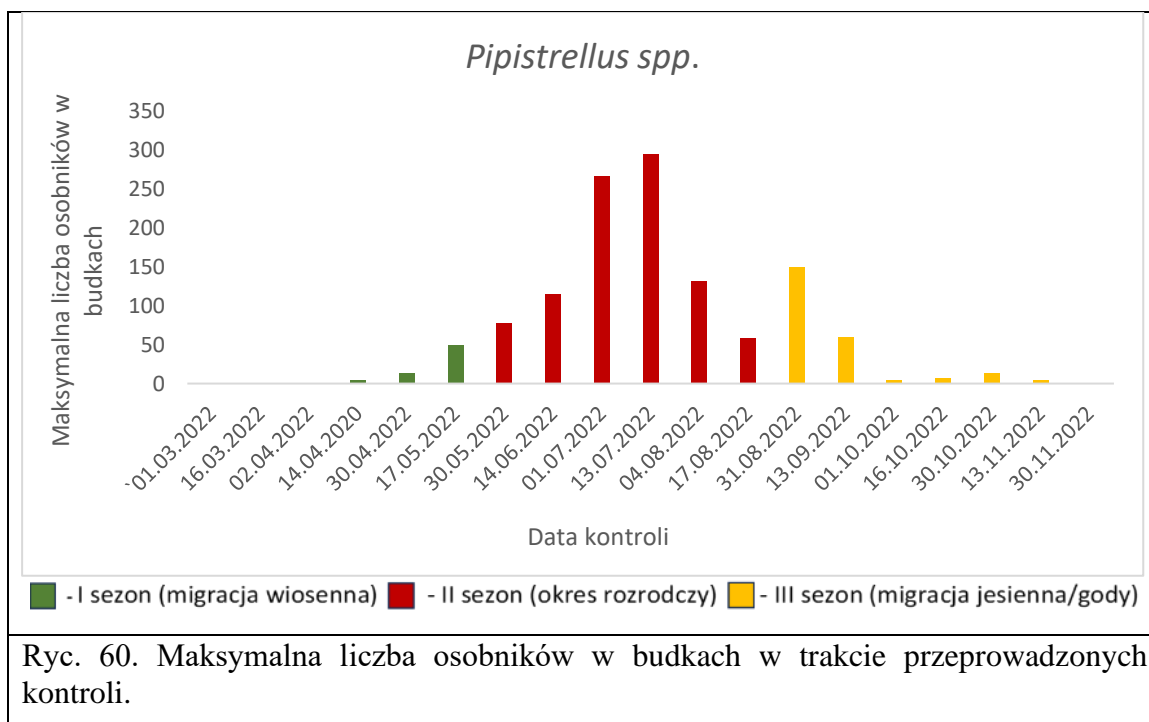
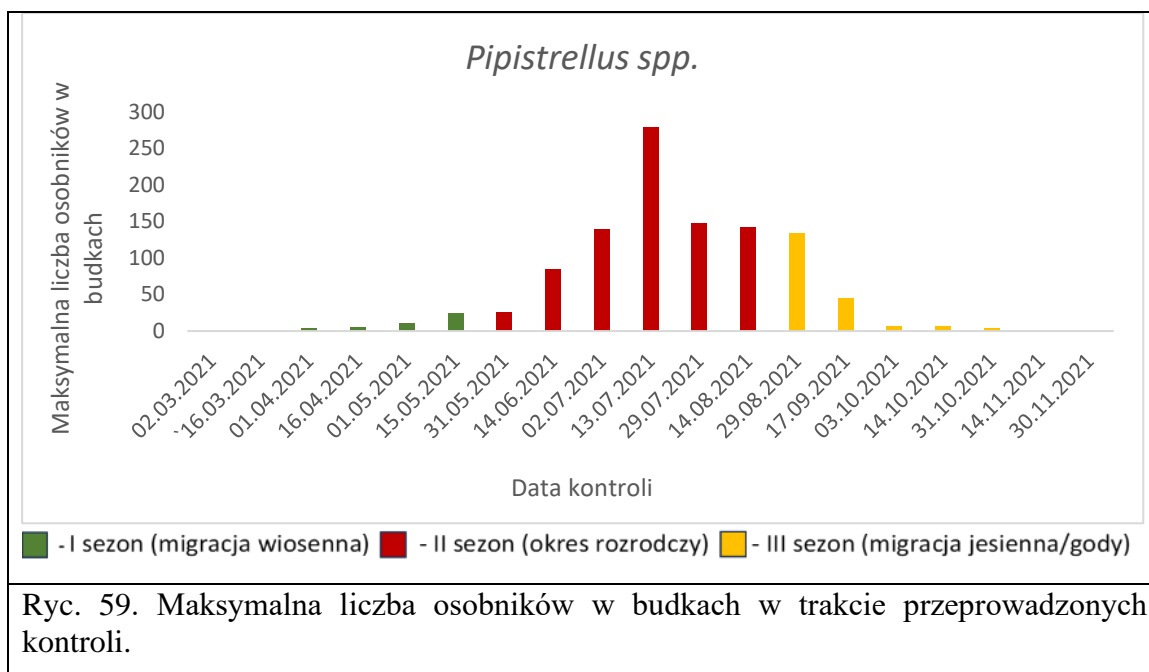
3.8. Sezonowa dynamika zasiedlenia budek dla nietoperze

3.8.1. Pipistrellus spp.

W każdego roku maksymalna liczba nietoperzy obserwowanych w trakcie jednej kontroli z rodzaju *Pipistrellus* była najmniejsza wiosną w okresie migracji. W okresie rozrodczym, w każdym roku prowadzonych badań liczba nietoperzy z tego rodzaju była największa i rosła w każdym kolejnym roku. Jesienią (migracja i/lub okres godowy) najwięcej nietoperzy z opisywanej grupy było w 1 roku badań (Ryc. 58), (Ryc. 59), (Ryc. 60).

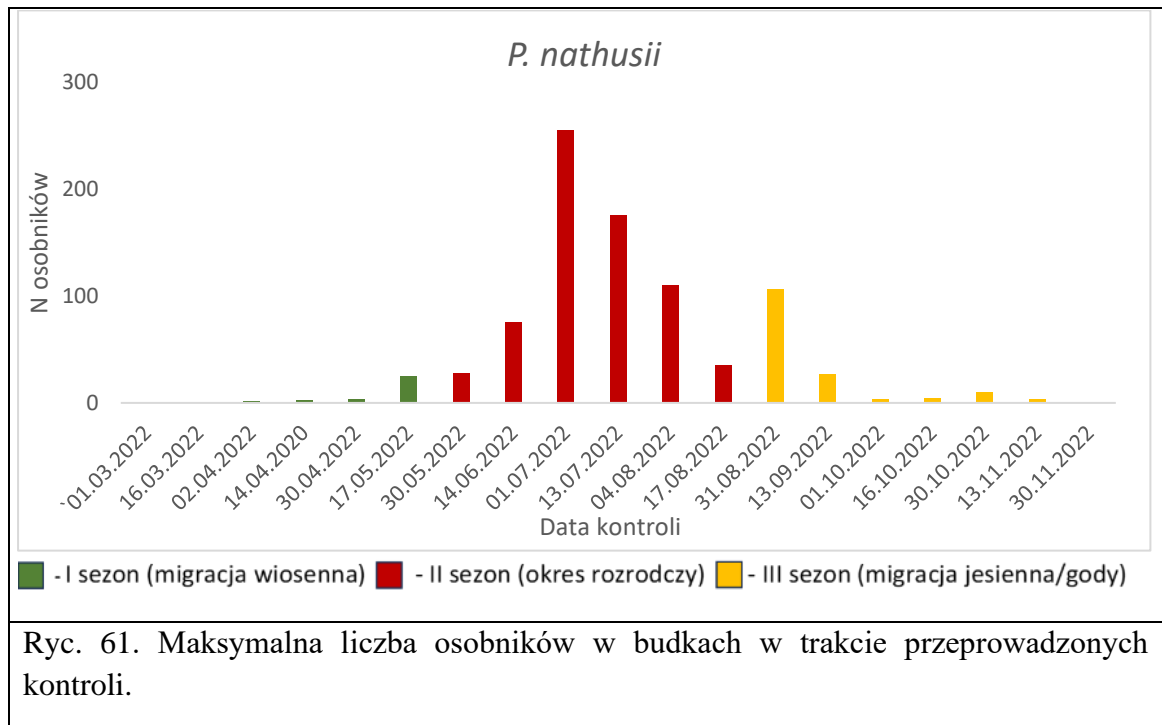


Ryc. 58. Maksymalna liczba osobników w budkach w trakcie Przeprowadzonych kontroli.



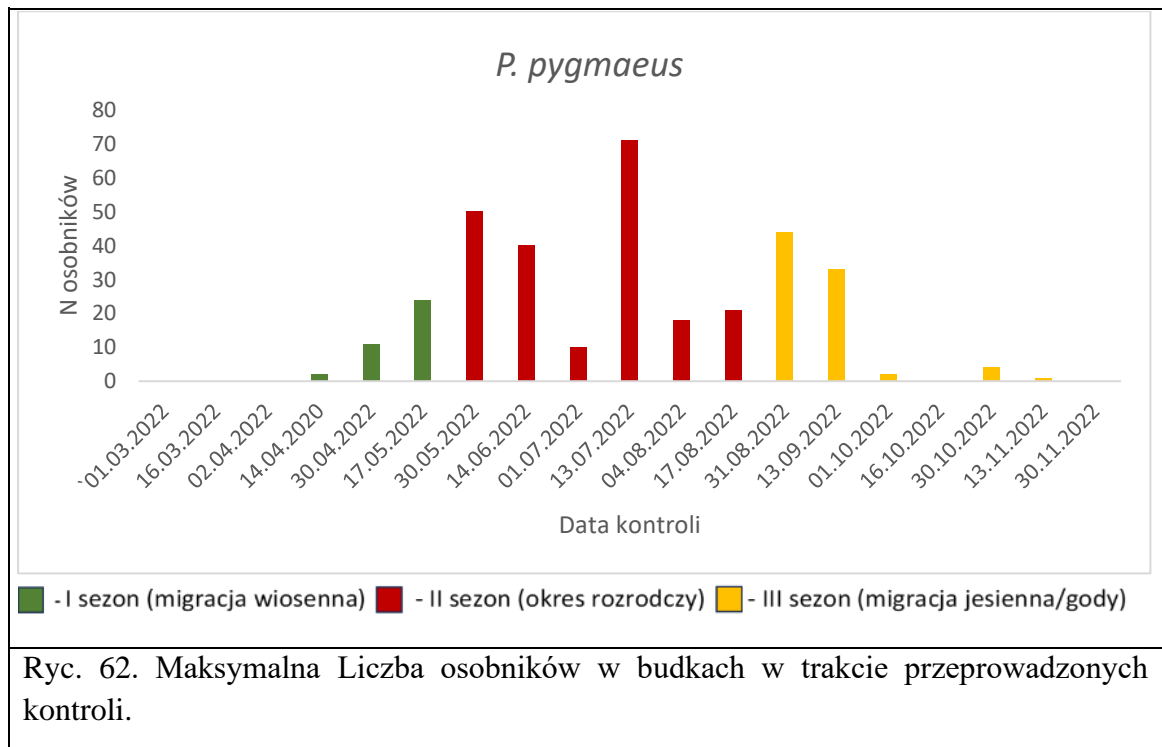
Pipistrellus nathusii

Wiosną *P. nathusii* był nieliczny (31 obserwacji na sześć kontroli), w okresie rozrodu liczba obserwacji była najwyższa (676 na sześć kontroli), a jesienią spadła (do 153 obserwacji na 7 kontroli), przy czym wszystkie obserwacje gatunków nietoperzy z rodzaju *Pipistrellus* dotyczyły 2022 roku. Pierwsze nietoperze należące do tego gatunku zaobserwowano 14.03.2022 roku, a ostatnie 13.11.2022 roku (Ryc. 61).



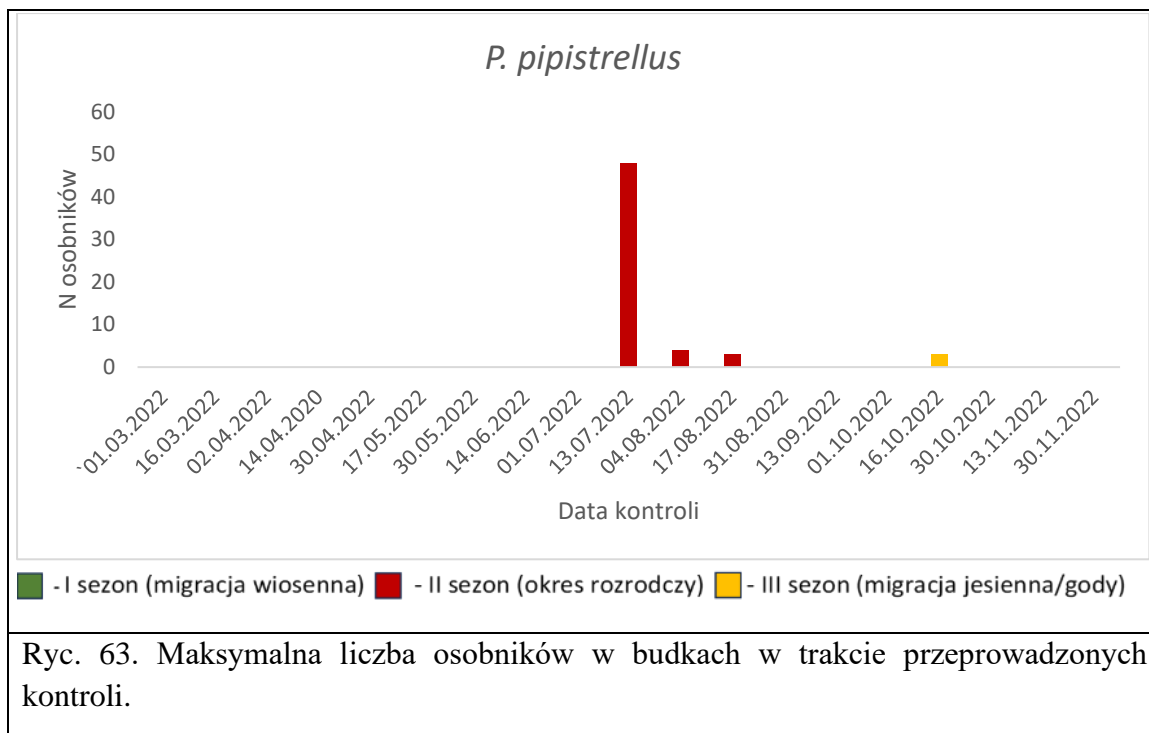
Pipistrellus pygmaeus

Wiosną *P. pygmaeus* był obserwowany rzadko w budkach (28 obserwacji na sześć kontroli). W okresie rozrodczym liczba zaobserwowanych osobników była najwyższa (201 obserwacji na sześć kontroli), natomiast jesienią zaobserwowano 84 osobniki w trakcie 7 kontroli. Pierwsze nietoperze w budkach zaobserwowano 14.04.2022, a ostatnie podobnie jak *P. nathusii* 13.11.2022 roku (Ryc. 62).



Pipistrellus pipistrellus

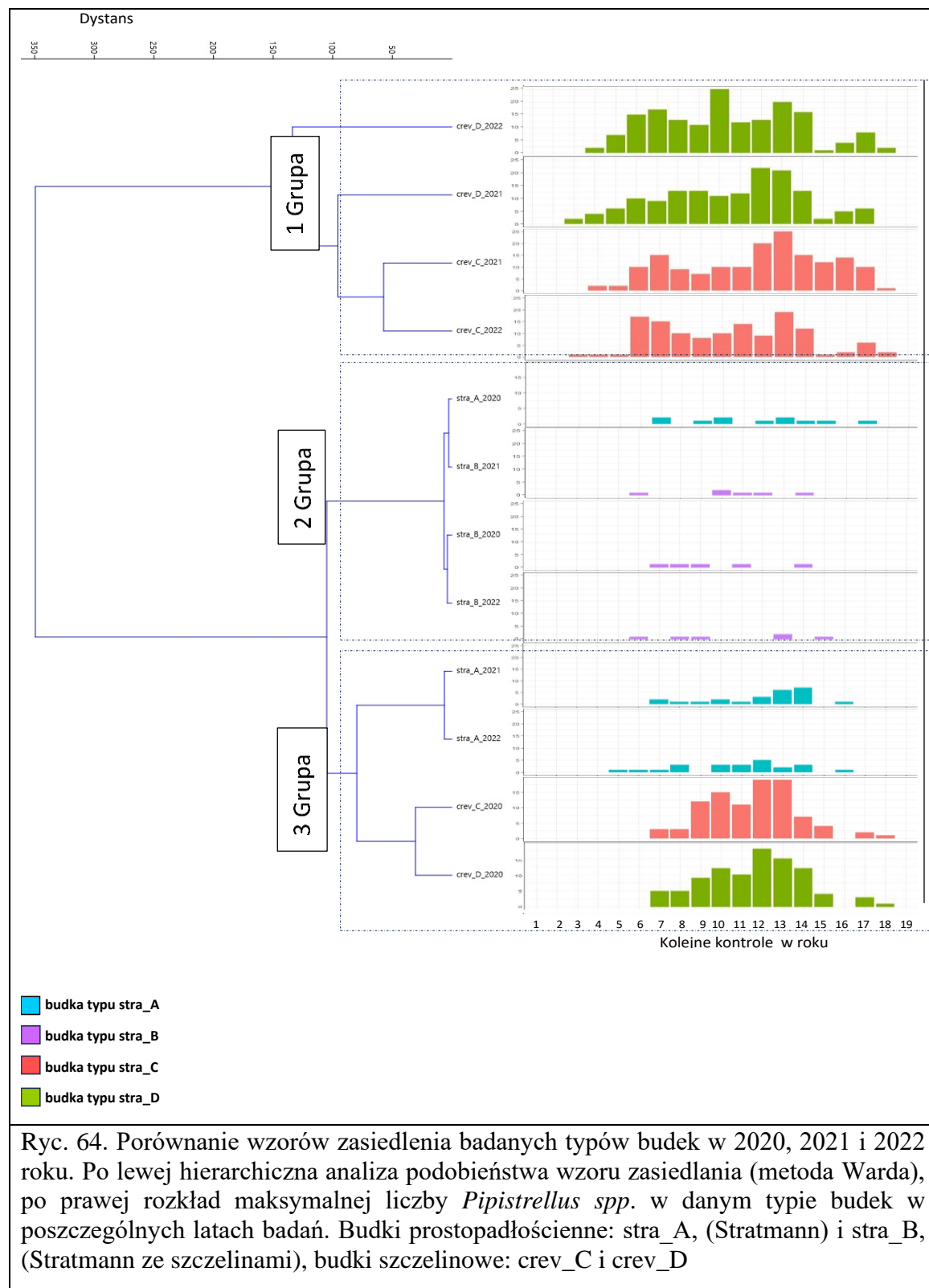
P. pipistrellus obserwowany był w budkach w trakcie czterech kontroli. Przy czym w okresie rozrodu zaobserwowano łącznie 55 osobników w trakcie trzech kontroli z sześciu, które przypadały na okres związany z rozrodem. Jesienią zaobserwowano 3 osobniki w trakcie jednej kontroli.



3.8.1.1. Wzory zasiedlenia poszczególnych typów budek

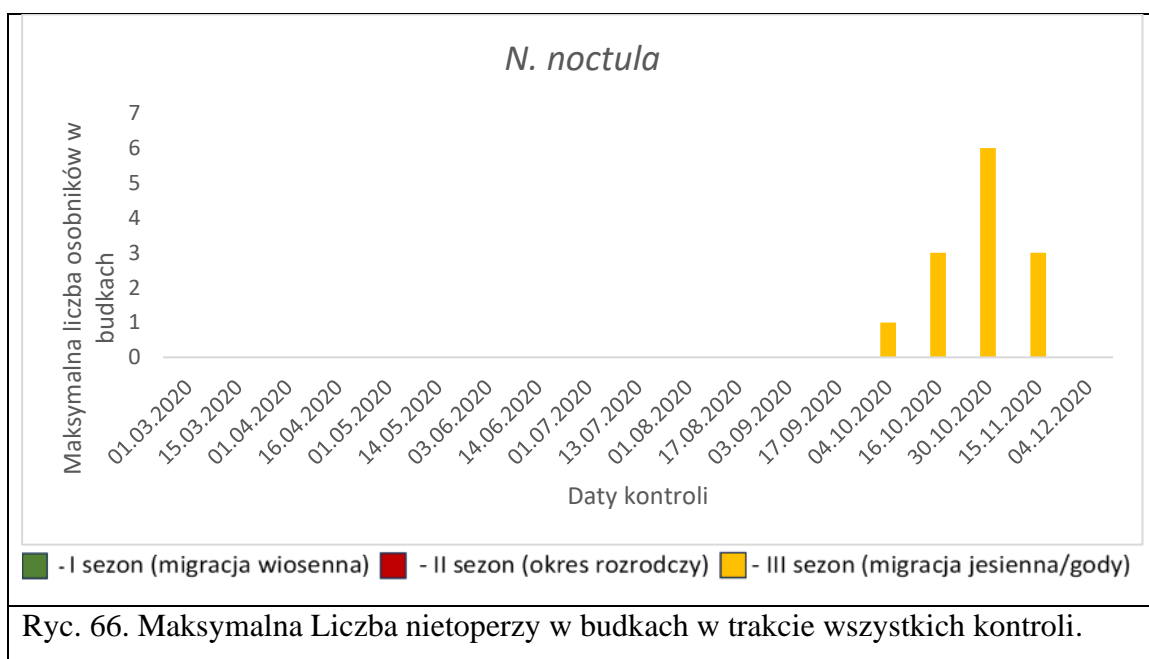
Wzory zasiedlenia budek przez *Pipistrellus spp.* w trzech latach badań były różne i zależały od typów budek. Porównując wzory zasiedlenia wyodrębniono trzy grupy (Ryc. 64). Grupa pierwsza charakteryzowała się najwcześniejszym zajmowaniem budek przez nietoperze (na przełomie marca i kwietnia) i późnym ich opuszczaniem (na początku lub w połowie listopada). W grupie tej liczba nietoperzy w budkach wzrosła w połowie sierpnia. Niewielki wzrost liczebności obserwowano także na krótko przed opuszczeniem budek przez wszystkie osobniki z omawianego rodzaju na badanych powierzchniach (na przełomie października i listopada). Wzory zasiedlenia budek z tej grupy nie miały przerw w ich zasiedleniu. W tej grupie znalazły się wzory zasiedlenia budek szczelinowych w 2021 i 2022 roku. Drugą grupę tworzą wzory zasiedlenia budek prostopadłościennych. Znalazły się w niej obserwacje nietoperzy w budkach z 2020, 2021 i 2022 roku dotyczące budek prostopadłościennych typu stra_B. Grupa ta charakteryzuje się późnym zasiedleniem budek (połowa maja), niewielką liczbą osobników w budkach, wczesnym opuszczaniem budek przez nietoperze (od końca sierpnia do końca października) oraz ich brakiem w budkach w trakcie co najmniej trzech kontroli pomiędzy pierwszą i ostatnią obserwacją nietoperzy. W grupie trzeciej znalazły się wzory zasiedlenia budek szczelinowych z 2020 roku oraz prostopadłościennych (stra_A). Grupa charakteryzuje się późnym zasiedleniem

budek (od początku do końca maja) oraz co najmniej jedną kontrolą, w trakcie której nie zaobserwowano nietoperzy w budkach.

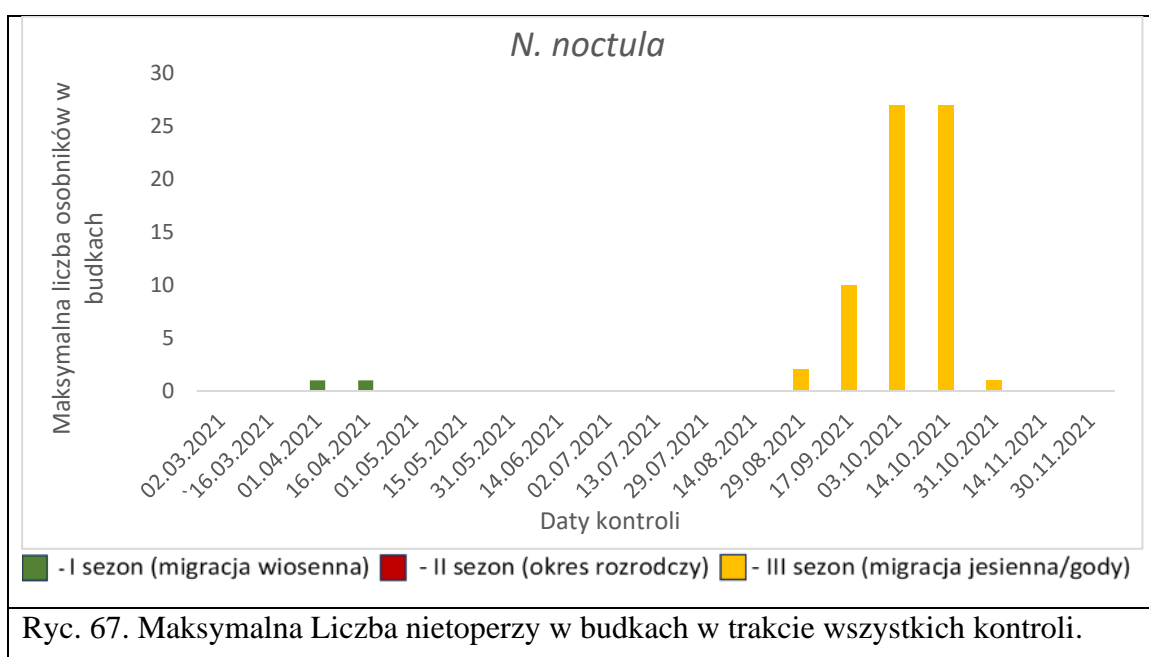


3.8.2. *Nyctalus noctula*

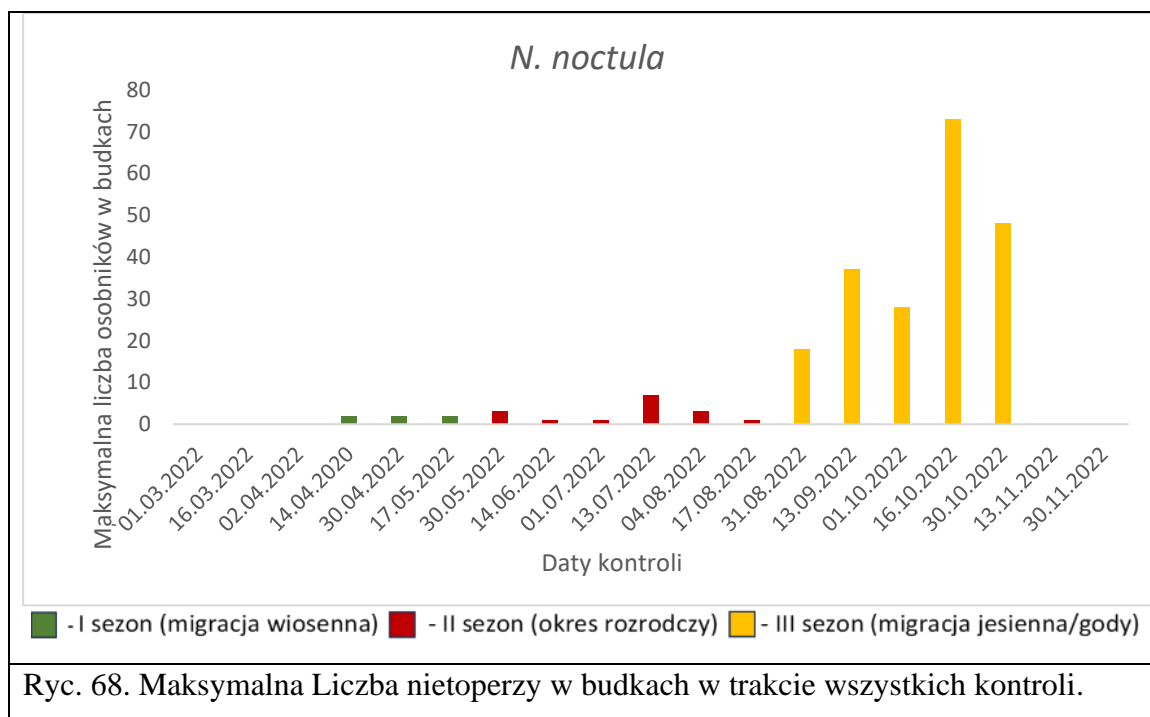
W 2020 roku *N. noctula* obserwowany był tylko w trakcie migracji jesiennej/godów (sezon III), (13 osobników w trakcie czterech z siedmiu kontroli przypadających na ten okres), (Ryc. 66). W 2021 roku w sezonie I (wiosenna migracja), 2 obserwacje w trakcie dwóch następujących po sobie kontroli, a w sezonie III (66 osobników w trakcie czterech kontroli z siedmiu w okresie jesiennym), (Ryc. 67). W 2023 nietoperze opisywanego gatunku obserwowane były w trakcie wszystkich sezonów. Podczas migracji wiosennej zanotowano sześć obserwacji osobników w trakcie trzech z sześciu kontroli. W okresie rozrodu *N. noctula* obserwowany był w budkach w trakcie każdej z sześciu kontroli (łącznie 16 obserwacji), a w okresie migracji jesiennej liczba obserwacji wzrosła do 205 podczas pięciu z siedmiu kontroli (Ryc. 68).



Ryc. 66. Maksymalna Liczba nietoperzy w budkach w trakcie wszystkich kontroli.



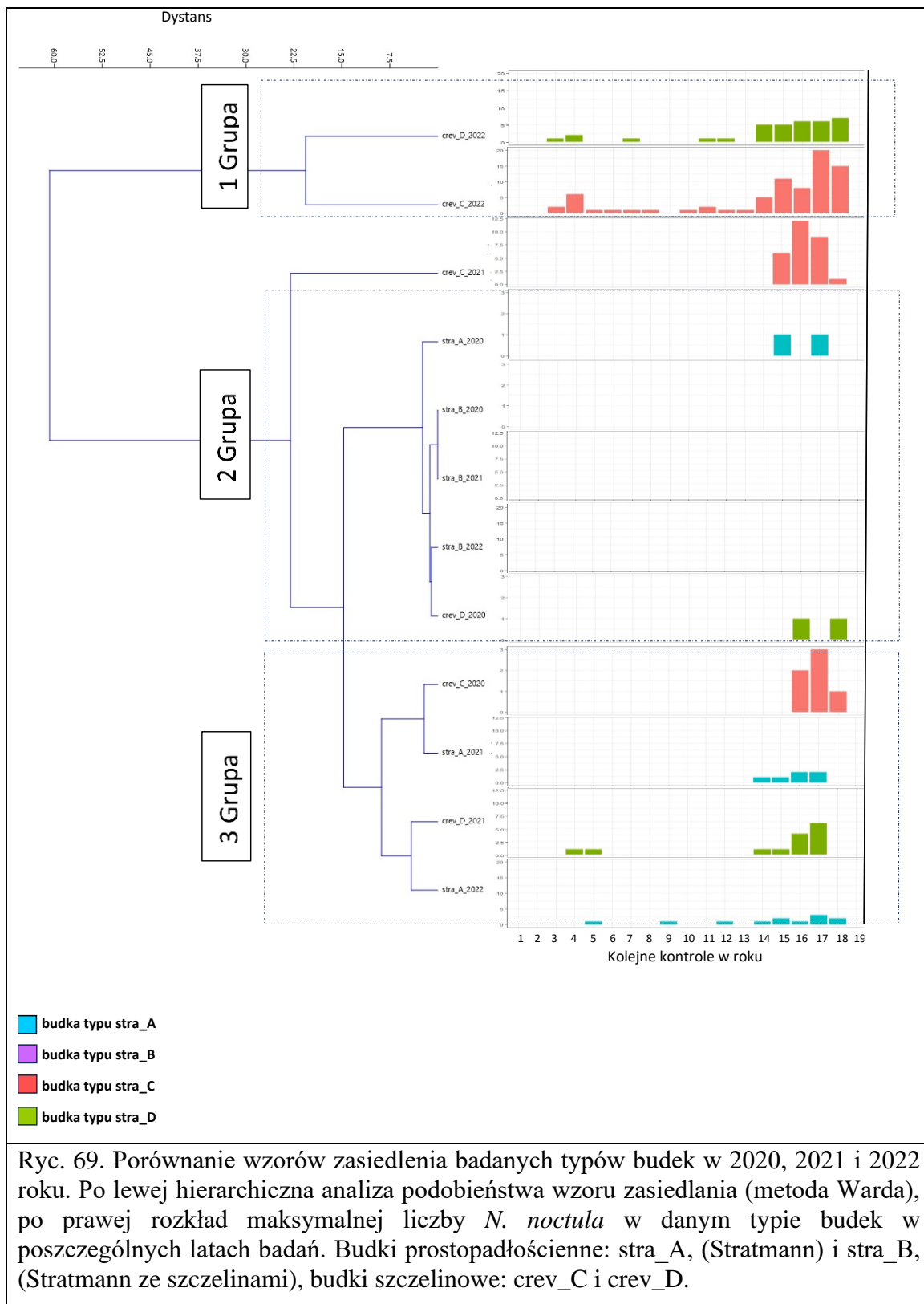
Ryc. 67. Maksymalna Liczba nietoperzy w budkach w trakcie wszystkich kontroli.



Ryc. 68. Maksymalna Liczba nietoperzy w budkach w trakcie wszystkich kontroli.

3.8.2.1. Wzory zasiedlenia poszczególnych typów budek

Wzory zasiedlenia budek przez *N. nyctalus* podzielono na trzy grupy. Wzór zasiedlenia budki szczelinowej crev_C z 2021 był na tyle różny od innych, że nie został dołączony do żadnej z trzech grup. Przedstawia on obecność nietoperzy w budkach w trakcie tylko czterech kontroli od początku października do połowy listopada. W pierwszej grupie znalazły się dwa wzory zasiedleń budek obu typów budek szczelinowych z 2022 roku. Charakteryzują się obecnością pierwszych nietoperzy w budkach na początku kwietnia oraz ostatnich w połowie listopada. Wzrost liczby osobników nastąpił w połowie września. W grupie drugiej jest 5 wzorów zasiedlenia. Przy czym w trzech z nich nie było żadnego nietoperza w budce i dotyczyły one budek prostopadłościennych stra_B. Dwa pozostałe wzory (budka stra_A i crev_D, z 2020 roku) obrazują obecność *N. noctula* w budkach tylko w trakcie 2 kontroli od połowy września do końca października. W grupie trzeciej znalazły się cztery wzory zasiedlenia. Charakteryzują się one niewielką liczbą osobników w budkach w trakcie jednej kontroli. Przy czym dwa pierwsze wzory obrazują obecność nietoperzy opisywanego gatunku tylko jesienią, a dwa ostatnie zarówno wiosną jak i jesienią (Ryc. 69).



3.9. Wpływ czynników środowiskowych na zasiedlanie skrzynek przez nietoperze

Budki prostopadłościennie typu stra_A

Na obecność nietoperzy w budkach prostopadłościennych typu stra_A czynniki środowiskowe nie miały wpływu (GLM). Uzyskany model wyjaśnia tylko 18,5% różnic (RSE=4,96, df=41, wielokrotny $R^2=0,18$, skorygowany $R^2=0,02$) i jest nieistotny statystycznie (F=1,12, df=8 i 41, p=0,37 (Tab. 12).

Tab. 12. Wpływ czynników środowiskowych: (zwarcie okapu, przeszkody przed wlotem, ekspozycja wejścia na kierunek świata, odległość od skraju lasu, odległość od wody, odległość od zabudowań, odległość od drogi, średnia pierśnica), na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach typu stra_A.

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	0,911	5,224	0,862
Zwarcie okapu	-0,038	0,301	0,901
Przeszkody przed wlotem	-0,932	0,511	0,075
Ekspozycja wejścia	0,002	0,007	0,686
Odległość od skraju lasu	-0,003	0,003	0,351
Odległość od wody	0,000	0,001	0,639
Odległość od zabudowań	0,005	0,004	0,27
Odległość od drogi	0,119	0,104	0,256
Średnia pierśnica	-0,002	0,049	0,973

Uzyskany model sprawdzający zależność typu lasu (iglasty/liściasty) wyjaśnia tylko 4,6% zmienności (RSE =4,89, df=47, wielokrotny $R^2=0,085$, skorygowany $R^2=0,046$), i nie jest istotny statystycznie (F=2,18, df=2 i 47, P=0,125), (Tab. 13).

Tab. 13. Wpływ typu lasu (iglasty/liściasty), w którym znajdują się badane budki na ich wybór dla budki typu stra_A.

Typ lasu	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	-1,186	2,525	0,641
Las iglasty	0,06	0,031	0,061
Las liściasty	0,03	0,038	0,438

Budki prostopadłościenne typu stra_B

Model sprawdzający czy na liczbę osobników obserwowanych w budkach prostopadłościennych typu stra_B miały wpływ czynniki środowiskowe taką zależność wskazał dla czynnika: przeszkody przed wlotem. Im niższa grupa klasyfikująca odległość (gdzie 0 to brak przeszkód, a 5 to wlot zakryty przez gałęzie) tym więcej nietoperzy obserwowano w budce. (Tab. 14). Przedstawiony model wyjaśnia 3,99% różnic (RSE=1,097, df=41, wielokrotny $R^2=0,2$, skorygowany $R^2=0,04$). Ze względu na to, że model ten jest nieistotny statystycznie ($F=1,249$, df=8 i 40, $p=0,3$) należy przyjąć, że wpływ tego czynnika jest także nieistotny (Tab. 14).

Tab. 14. Analiza wpływu czynników środowiskowych: (zwarcie okapu, przeszkody przed wlotem, ekspozycja wejścia na kierunek świata, odległość od skraju lasu, odległość od wody, odległość od zabudowań, odległość od drogi, średnia pierśnica), na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach typu stra_B, (GLM).

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	2,855	1,169	0,019
Zwarcie okapu	-0,027	0,074	0,718
Przeszkody przed wlotem	-0,237	0,11	0,036
Ekspozycja wejścia	-0,001	0,002	0,444
Odległość od skraju lasu	0,0004	0,001	0,568
Odległość od wody	-0,000	0,000	0,278
Odległość od zabudowań	0,000	0,001	0,783
Odległość od drogi	-0,019	0,019	0,328
Średnia pierśnica	-0,017	0,011	0,112

Model testujący zależność typu lasu (iglasty/liściasty) na liczbę nietoperzy w budkach wyjaśnia tylko 2,9% zmienności (RSE=1,14, df=46, wielokrotny $R^2=0,01$, skorygowany $R^2=-0,03$). Model nie jest istotny statystycznie ($F=0,33$, df=2 i 46, $p=0,72$), (Tab. 15).

Tab. 15. Wpływ typu lasu (iglasty/liściasty), w którym znajdują się badane budki na ich wybór dla budki typu stra_B.

Typ lasu	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	0,057	0,608	0,926
Las iglasty	0,006	0,007	0,422
Las liściasty	0,006	0,01	0,514

Budki szczelinowe typu crev_C:

Model sprawdzający wpływ czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy w budkach szczelinowych typu crev_C wykazał wpływ trzech czynników: odległość od zabudowań (im mniejsza odległość tym więcej nietoperzy w budkach), odległość od drogi (wraz z wzrostem odległości rośnie liczba nietoperzy w budkach), oraz średnia pierśnica (wraz ze wzrostem średniej pierśnicy drzew w promieniu 10 m od budki rośnie liczba nietoperzy obserwowanych w budkach). Model wyjaśnia 22,75% zmienności (RSE=29,35, df=61, wielokrotny $R^2=0,32$, skorygowany $R^2=0,23$) i jest nie istotny statystycznie ($F=1,25$, df=8 i 40, $p=0,3$) w związku z czym wpływ czynników oznaczonych w tabeli jako istotne lub wysoko istotne jest w rzeczywistości nieistotne (Tab. 16).

Tab. 16. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach typu crev_C (GLM).

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	-29,722	25,277	0,244
Zwarcie okapu	-1,98	1,766	0,267
Przeszkody przed wlotem	-3,196	3,463	0,36
Ekspozycja wejścia	-0,071	0,036	0,051
Odległość od skraju lasu	0,03	0,016	0,078
Odległość od wody	0,005	0,003	0,072
Odległość od zabudowań	-0,055	0,021	0,011
Odległość od drogi	1,475	0,549	0,009
Średnia pierśnica	0,759	0,217	0,001

Model testujący zależność typu lasu (iglasty/liściasty) na liczebność nietoperzy w budkach wyjaśnia tylko 0,12% zmienności (RSE=33,38, df=67, wielokrotny $R^2=0,03$, skorygowany $R^2=0,001$). Model nie jest istotny statystycznie ($F=1,04$, df=2 i 67, $p=0,36$, (Tab. 17).

Tab. 17. Wpływ typu lasu (iglasty/liściasty), w którym znajdują się badane budki na ich wybór przez nietoperze dla budki typu crev_C.

Typ lasu	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	19,965	14,223	0,165
Las iglasty	-0,071	0,175	0,686
Las liściasty	0,153	0,232	0,511

Budki szczelinowe typu crev_D:

W przypadku budki typu crev_D, czynniki środowiskowe nie miały wpływu na jej zasiedlenie przez nietoperze. Model wyjaśnia 9,27% zmienności (RSE=32,95, df=66, wielokrotny $R^2=0,19$, skorygowany $R^2=0,09$). Model jest nieistotny statystycznie (F= 1,95, df=8 i 66 DF, p=0,07), choć blisko wartości istotnych (Tab. 18).

Tab. 18. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach typu crev_D (GLM).

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	1,55E+01	3,22E+01	0,632
Zwarcie okapu	-3,64E+00	2,06E+00	0,083
Przeszkody przed wlotem	-4,74E+00	4,44E+00	0,289
Ekspozycja wejścia	-7,25E-03	3,95E-02	0,855
Odległość od skraju lasu	9,13E-05	1,83E-02	0,996
Odległość wody	1,50E-03	3,53E-03	0,673
Odległość od zabudowań	-3,48E-02	2,19E-02	0,117
Odległość od drogi	7,18E-01	7,93E-01	0,369
Średnia pierśnica	4,09E-01	2,98E-01	0,174

Model sprawdzający zależność typu lasu (iglasty/liściasty) wyjaśnia 0,72% zmienności (RSE=34,71, df=72, wielokrotny $R^2=0,02$, skorygowany $R^2=-0,007$). Model nie jest istotny statystycznie (F=0,74, df=2 i 72, p=0,48 (Tab. 19).

Tab. 19. Wpływ typu lasu (iglasty/liściasty), w którym znajdują się badane budki na ich wybór przez nietoperze dla budki typu crev_D.

Typ lasu	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	37,387	15,06	0,015
Las iglasty	-0,223	0,187	0,235
Las liściasty	-0,236	0,23	0,308

3.9.1. *Pipistrellus spp.*

Wpływ parametrów środowiskowych na wybór poszczególnych typów budek przez *Pipistrellus spp.*, okazał się istotny tylko dla budki szczelinowej typu crev_C. Przy czym zależności statystyczne stwierdzono dla ekspozycji wejścia (częściej zasiedlane były budki skierowane na północ i/lub północny wschód), wysoce istotną dla odległości od najbliższych zabudowań (wraz z zmniejszaniem się odległości od zabudowań, malała liczba nietoperzy w budkach), istotną dla odległości od najbliższego zbiornika/cieku wodnego (zasiedlenie budek wzrastało wraz z malejącą odległością budek od wody) i wysoko istotne okazały się dla odległości od najbliższej drogi (mała odległość budek od

drogi wpływała pozytywnie na ich zasiedlenie), oraz średniej pierśnicy drzew (im większa średnia średnica drzew w promieniu 10 m od drzewa, na którym zainstalowana jest budka tym większa szansa na zajęcie budek przez *Pipistrellus* spp.).

Modele statystyczne policzone dla budek stra_A nie wykazały istotnego wpływu badanych czynników środowiskowych na ich zasiedlenie, a same modele były nieistotne. W przypadku budki prostopadłościennej typu stra_B wykazano istotny wpływ przeszkód przed wlotem do budek (wraz z wzrostem przeszkód przed wlotem malała liczba nietoperzy w budkach), jednak podobnie jak w przypadku budek stra_A i crev_D, model nie był istotny statystycznie (Tab. 20), (Tab. 21), (Tab. 22), (Tab. 23).

Tab. 20. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach prostopadłościennych typu stra_A przez nietoperze z rodzaju *Pipistrellus* spp., w 2020, 2021 i 2022 roku.

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	P
(Intercept)	1,187	3,285	0,72
Zwarcie okapu	0,111	0,189	0,562
Przeszkody przed wlotem	-0,451	0,321	0,168
Ekspozycja wejścia	0,001	0,005	0,823
Odległość od skraju lasu	-0,002	0,002	0,445
Odległość wody	-0,001	0,000	0,156
Odległość od zabudowań	0,005	0,003	0,058
Odległość od drogi	-0,02	0,065	0,757
Średnia pierśnica	-0,007	0,031	0,82

RSE=3,12, df=41, wielokrotny $R^2=0,21$, skorygowany $R^2=0,057$. Model jest nieistotny statystycznie ($F=1,37$, df=8 i 41, $p=0,24$).

Tab. 21. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach prostopadłościennych typu stra_B przez nietoperze z rodzaju *Pipistrellus* spp., w 2020, 2021 i 2022 roku.

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	2,666	1,164	0,027
Zwarcie okapu	-0,014	0,074	0,85
Przeszkody przed wlotem	-0,221	0,109	0,05
Ekspozycja wejścia	-0,001	0,002	0,519
Odległość od skraju lasu	0,000	0,001	0,569
Odległość wody	-0,000	0,000	0,256
Odległość od zabudowań	0,000	0,001	0,88
Odległość od drogi	-0,017	0,019	0,376
Średnia pierśnica	-0,016	0,011	0,138

RSE=1,09, df=40, wielokrotny $R^2=0,1802$, skorygowany $R^2=0,02$. Model jest nieistotny statystycznie ($F=1,1$, df=8 i 40, $p=0,38$).

Tab. 22. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach szczelinowych typu crev_C przez nietoperze z rodzaju *Pipistrellus spp.*, w 2020, 2021 i 2022 roku.

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	-30,635	23,953	0,206
Zwarcie okapu	-1,587	1,671	0,346
Przeszkody przed wlotem	-2,674	3,284	0,419
Ekspozycja wejścia	-0,072	0,033	0,035
Odległość od skraju lasu	0,026	0,016	0,099
Odległość wody	0,006	0,003	0,039
Odległość od zabudowań	-0,059	0,02	0,004
Odległość od drogi	1,482	0,52	0,006
Średnia pierśnica	0,757	0,204	0,000

RSE= 27,9, df=63, wielokrotny $R^2=0,32$, skorygowany $R^2=0,23$. Model jest wysoko istotny statystycznie ($F=3,68$, df=8 i 63, $p=0,0014$).

Tab. 23. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach szczelinowych typu crev_D przez nietoperze z rodzaju *Pipistrellus spp.*, w 2020, 2021 i 2022 roku.

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	13,666	30,621	0,657
Zwarcie okapu	-3,106	1,972	0,12
Przeszkody przed wlotem	-3,205	4,076	0,434
Ekspozycja wejścia	-0,012	0,037	0,745
Odległość od skraju lasu	-0,003	0,018	0,854
Odległość wody	0,002	0,003	0,555
Odległość od zabudowań	-0,035	0,021	0,105
Odległość od drogi	0,723	0,774	0,354
Średnia pierśnica	0,404	0,278	0,151

RSE=32,45, df=68, wielokrotny R-kwadrat: 0,32, skorygowany $R^2=0,17$. Model nie jest istotny statystycznie ($F=1,75$, df=8 i 68, $p=0,1$).

Pipistrellus spp. z podziałem na gatunki w 2022 roku

Pipistrellus nathusii

Dla *P. nathusii* model okazał się istotny tylko w przypadku budki typu crev_C. Ujemną zależność odnotowano tylko w przypadku odległości od najbliższych zabudowań (wraz z malejącą odległością od zabudowań wzrastała liczba nietoperzy w budkach),

natomiast dodatnią i wysoko istotną zależność zaobserwowano dla odległości od drogi (im większa odległość od drogi tym więcej osobników obserwowanych w budkach) i średniej pierśnicy (wraz z wzrostem średniej pierśnicy w promieniu 10 m od budki wzrastała liczba nietoperzy w budkach) (Tab. 24). Modele dla pozostałych typów budek były nieistotne statystycznie (Tab. 25), (Tab. 26), (Tab. 27).

Tab. 24. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach szczelinowych typu crev_C przez *P. nathusii* w 2022 roku.

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	-12,043	11,92	0,316
Zwarcie okapu	-0,471	0,831	0,573
Przeszkody przed wlotem	-0,668	1,634	0,684
Ekspozycja wejścia	-0,029	0,0166	0,084
Odległość od skraju lasu	0,006	0,008	0,404
Odległość wody	0,003	0,001	0,059
Odległość od zabudowań	-0,024	0,01	0,018
Odległość od drogi	0,755	0,259	0,005
Średnia pierśnica	0,282	0,102	0,007

RSE=13,88, df=63, wielokrotny $R^2=0,23$, skorygowany $R^2=0,13$. Model jest istotny statystycznie ($F=2,3$, df=8 i 63, $p=0,03$).

Tab. 25. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach prostopadłościennych typu stra_A przez *P. nathusii* w 2022 roku.

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	2,605e-01	8,021e-01	0,747
Zwarcie okapu	-4,489e-02	4,621e-02	0,337
Przeszkody przed wlotem	-3,916e-02	7,841e-02	0,62
Ekspozycja wejścia	-5,520e-04	1,111e-03	0,622
Odległość od skraju lasu	3,972e-04	5,269e-04	0,455
Odległość wody	-3,427e-05	9,450e-05	0,719
Odległość od zabudowań	3,442e-04	6,418e-04	0,595
Odległość od drogi	-3,586e-03	1,593e-02	0,823
Średnia pierśnica	-7,848e-05	7,645e-03	0,992

RSE=0,76, df=41, wielokrotny $R^2=0,09$, skorygowany $R^2=-0,09$. Model nie jest istotny statystycznie ($F=0,49$, df=8 i 41, $p=0,86$).

Tab. 26. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach prostopadłościennych typu stra_B przez *P. nathusii* w 2022 roku.

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	9,479e-01	8,169e-01	0,253
Zwarcie okapu	-1,077e-02	5,183e-02	0,836
Przeszkody przed wlotem	-8,757e-02	7,670e-02	0,26
Ekspozycja wejścia	-1,762e-05	1,278e-03	0,989
Odległość od skraju lasu	1,032e-04	5,311e-04	0,847
Odległość wody	-3,493e-05	9,924e-05	0,727
Odległość od zabudowań	-1,981e-04	6,264e-04	0,753
Odległość od drogi	-2,677e-03	1,318e-02	0,84
Średnia pierśnica	-4,707e-03	7,457e-03	0,531

RSE=0,77, df=40, wielokrotny R-kwadrat: 0,07, skorygowany $R^2=-0,11$. Model nie jest istotny statystycznie (F=0,39, df=8 i 40, p=0,9).

Tab. 27. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach szczelinowych typu crev_D przez *P. nathusii* w 2022 roku.

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	18,014	15,26	0,242
Zwarcie okapu	-1,459	0,983	0,142
Przeszkody przed wlotem	-1,054	2,031	0,606
Ekspozycja wejścia	-0,006	0,019	0,760
Odległość od skraju lasu	-0,007	0,009	0,446
Odległość wody	-0,000	0,002	0,912
Odległość od zabudowań	-0,007	0,011	0,537
Odległość od drogi	0,325	0,385	0,403
Średnia pierśnica	0,0145	0,139	0,917

RSE=16,17, df=68, wielokrotny $R^2=0,13$, skorygowany $R^2=0,03$. Model nie jest istotny statystycznie (F=1,27, df=8 i 68, p=0,3).

Pipistrellus pygmaeus

Dla nietoperzy należących do gatunku *P. pygmaeus* modele analizujące wpływ czynników środowiskowych na zasiedlenie budek szczelinowych i prostopadłościennych wszystkich badanych typów były nieistotne statystycznie (Tab. 28), (Tab. 29), (Tab. 30), (Tab. 31).

Tab. 28. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach prostopadłościennych typu stra_A przez *P. pygmaeus* w 2022 roku.

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	-7,724e-01	8,945e-01	0,393
Zwarcie okapu	-1,432e-02	5,154e-02	0,782
Przeszkody przed wlotem	-4,406e-02	8,744e-02	0,617
Ekspozycja wejścia	1,659e-03	1,239e-03	0,188
Odległość od skraju lasu	3,265e-04	5,875e-04	0,581
Odległość wody	-1,433e-05	1,054e-04	0,893
Odległość od zabudowań	1,431e-04	7,157e-04	0,842
Odległość od drogi	-1,438e-02	1,777e-02	0,423
Średnia pierśnica	8,881e-03	8,525e-03	0,304

RSE=0,85, df=41, wielokrotny $R^2=0,14$, skorygowany $R^2=0,026$. Model nie jest istotny statystycznie ($F=0,85$, df=8 i 41, $p=0,57$).

Tab. 29. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach prostopadłościennych typu stra_B przez *P. pygmaeus* w 2022 roku.

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	P
(Intercept)	1,250e-01	1,625e-01	0,446
Zwarcie okapu	9,074e-05	1,031e-02	0,993
Przeszkody przed wlotem	-1,024e-02	1,525e-02	0,506
Ekspozycja wejścia	-3,604e-05	2,541e-04	0,888
Odległość od skraju lasu	-4,543e-05	1,056e-04	0,669
Odległość wody	-3,218e-06	1,974e-05	0,871
Odległość od zabudowań	-1,484e-05	1,246e-04	0,906
Odległość od drogi	1,436e-03	2,622e-03	0,587
Średnia pierśnica	-6,473e-04	1,483e-03	0,665

RSE=0,15, df=40, wielokrotny $R^2=0,05$, skorygowany $R^2=-0,14$. Model nie jest istotny statystycznie ($F=0,26$, df=8 i 40, $p=0,97$).

Tab. 30. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach szczelinowych typu crev_C przez *P. pygmaeus* w 2022 roku.

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	8,158	3,52	0,024
Zwarcie okapu	-0,361	0,246	0,146
Przeszkody przed wlotem	-0,497	0,483	0,307
Ekspozycja wejścia	-0,007	0,005	0,185
Odległość od skraju lasu	0,002	0,002	0,378
Odległość wody	-0,001	0,000	0,124
Odległość od zabudowań	-0,002	0,003	0,588
Odległość od drogi	-0,035	0,076	0,65
Średnia pierśnica	-0,025	0,03	0,417

RSE=4,1, df=63, wielokrotny $R^2=0,14$, skorygowany $R^2=0,03$. Model nie jest istotny statystycznie ($F=1,32$, df=8 i 63, $p=0,25$).

Tab. 31. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach szczelinowych typu crev_D przez *P. pygmaeus* w 2022 roku.

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	5,862	4,52	0,199
Zwarcie okapu	-0,392	0,291	0,182
Przeszkody przed wlotem	-0,544	0,602	0,369
Ekspozycja wejścia	0,003	0,005	0,638
Odległość od skraju lasu	-0,001	0,003	0,646
Odległość wody	-0,000	0,001	0,510
Odległość od zabudowań	-0,001	0,003	0,710
Odległość od drogi	-0,04	0,114	0,726
Średnia pierśnica	0,004	0,041	0,919

RSE=4,79, df=68, wielokrotny $R^2=0,097$, skorygowany $R^2=0,01$, Model nie jest istotny statystycznie ($F=0,92$, df=8 i 68, $p=0,51$).

Pipistrellus pipistrellus

Dla *P. pipistrellus* sprawdzono modele dla trzech typów budek, z których nietoperze tego gatunku korzystały. Dla budki crev_C wykazano istotny wpływ dwóch czynników: odległość od najbliższej drogi (wraz z wzrostem odległości od drogi wzrastała liczba nietoperzy w budkach) oraz średniej pierśnicy w promieniu 10 m od budki (liczba nietoperzy w budkach rosła wraz wzrostem średniej pierśnicy). Jednak model ten był nie istotny podobnie jak modele dla budek pozostałych typów (Tab. 32), (Tab. 33), (Tab. 34).

Tab. 32. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach prostopadłościennych typu stra_A przez *P. pipistrellus* w 2022 roku

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	-0,067	2,143	0,975
Zwarcie okapu	0,202	0,123	0,11
Przeszkody przed wlotem	-0,165	0,209	0,436
Ekspozycja wejścia	-0,001	0,003	0,638
Odległość od skraju lasu	-0,000	0,001	0,758
Odległość wody	-0,000	0,000	0,536
Odległość od zabudowań	0,001	0,002	0,426
Odległość od drogi	0,017	0,043	0,682
Średnia pierśnica	-0,007	0,02	0,722

RSE=2,04, df=41, wielokrotny $R^2=0,12$, skorygowany $R^2=0,06$. Model nie jest istotny statystycznie ($F=0,67$, df=8 i 41, $p=0,72$).

Tab. 33. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach szczelinowych typu crev_C przez *P. pipistrellus* w 2022 roku.

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	-1,970e-01	9,857e-02	0,05
Zwarcie okapu	3,327e-03	6,875e-03	0,63
Przeszkody przed wlotem	3,587e-03	1,351e-02	0,792
Ekspozycja wejścia	-1,246e-04	1,370e-04	0,367
Odległość od kraju lasu	9,681e-05	6,381e-05	0,134
Odległość wody	1,915e-05	1,125e-05	0,094
Odległość od zabudowań	-1,613e-04	8,113e-05	0,051
Odległość od drogi	4,445e-03	2,140e-03	0,042
Średnia pierśnica	2,141e-03	8,408e-04	0,013

RSE=0,12, df=63, wielokrotny $R^2=0,1579$, skorygowany $R^2=0,05$. Model nie jest istotny statystycznie ($F=1,48$, df=8 i 63, $p=0,18$).

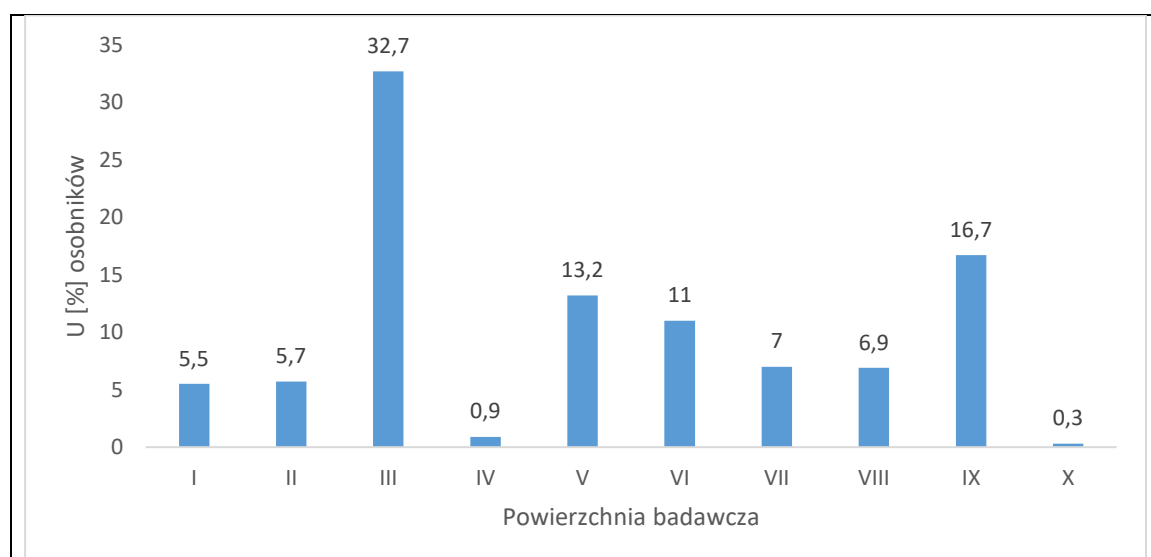
Tab. 34. Analiza wpływu czynników środowiskowych na liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach szczelinowych typu crev_D przez *P. pipistrellus* w 2022 roku.

Analizowane czynniki	Estymacja	Błąd standardowy	Poziom istotności
(Intercept)	-9,406	4,347	0,034
Zwarcie okapu	0,163	0,28	0,563
Przeszkody przed wlotem	0,083	0,579	0,887
Ekspozycja wejścia	0,002	0,005	0,767
Odległość od skraju lasu	0,004	0,003	0,134
Odległość wody	0,001	0,001	0,091
Odległość od zabudowań	-0,006	0,003	0,053
Odległość od drogi	0,029	0,11	0,794
Średnia pierśnica	0,1	0,04	0,014

RSE=4,61, df=68, wielokrotny $R^2=0,13$, skorygowany $R^2=0,03$. Model nie jest istotny statystycznie ($F=1,27$, $df=8$ i 68 , $p=0,27$).

3.10. Proporcje nietoperzy w budkach na powierzchniach

Liczba obserwacji nietoperzy w budkach na powierzchniach wahała się od 8 (powierzchnia X) do 1027 obserwacji (powierzchnia III), ($M=220$, $\bar{x}=301,8$ cm, $SD=298,52$). Udziały obserwacji wszystkich nietoperzy w budkach przedstawiono na Ryc. 70.



Ryc. 70. Udział [%] wszystkich nietoperzy w budkach z podziałem na powierzchnie, na których były obserwowane w: 2020, 2021 i 2022 roku (łącznie)

Na każdej z trzech podpowierzchni, które tworzyły powierzchnie obserwowano przynajmniej 2 osobniki, poza podpowierzchnią I z powierzchni X. Przez trzy lata badań nie zaobserwowano na niej żadnego nietoperza.

4. Dyskusja

W prezentowanej pracy badano czynniki wpływające na zasiedlenie budek drewnianych (jednokomorowych budek prostopadłościennych oraz szczelinowych) w krótkim okresie (pierwsze 3 lata) od ich zainstalowania. Badano zarówno wpływ konstrukcji budek jak i czynników środowiskowych, które dotychczas były analizowane w różnych częściach Europy dla budek jednokomorowych wykonanych z różnych materiałów (np. Baagøe, 1987, Wendorf, 2004, Rueegger, 2016, Jankowska-Jarek, i in., 2023), Ważnym elementem pracy jest przetestowanie zasiedlenia stosunkowo nowego w Polsce typu budek szczelinowych. Starając się określić najbardziej odpowiednie budki oraz środowisko do ich zainstalowania w lasach przekształconych przez człowieka analizowano różne sposoby użytkowania budek przez nietoperze. Badano liczbę osobników w budkach, liczbę i rozmiar kolonii rozrodczych, ugrupowań nietoperzy w okresie jesiennej i wiosennej migracji oraz fenologię zasiedlenia. W celu potwierdzenia atrakcyjności budek sprawdzono także czy nietoperze obserwowane były w tych samych budkach w trakcie kolejnych kontroli w danym roku, a także w kolejnych latach badań. Analizy przeprowadzono dla wszystkich nietoperzy łącznie oraz z podziałem na gatunki i grupy nietoperzy. Praca wskazuje, że kształt budki ma największy wpływ na liczbę nietoperzy korzystających z budek w przypadku konstrukcji drewnianych. Przy czy zdecydowanie najwięcej osobników obserwowano w budkach szczelinowych zaprojektowanych przez Greenaway i Hill (2004) zmodyfikowanych przez Rachwalda i in., (2018). Warunki środowiskowe albo nie miały wpływu na liczbę osobników w budkach albo miały dla największej grupy obserwowanych w budkach nietoperzy (*Pipistrellus spp.*).

Częste kontrole (co 2 tygodnie z pominięciem okresu hibernacji) pozwoliły na zbadanie fenologii zasiedlenia budek oraz próbę zrozumienia jakie funkcje pełniły budki w wiosną, latem i jesienią. Dotychczasowe badania zasiedlenia budek przez nietoperze w Polsce opierały się na rzadszych kontrolach (od 3 kontroli w roku w roku do 1 kontroli w miesiącu) (Lesiński i in., 2009, Łochyński i Grzywiński, 2009, Wojtaszyn i in., 2021, Jankowska-Jarek, i in., 2023)

Brak nietoperzy w budkach w trakcie pierwszych i ostatnich kontroli przez trzy lata badań pozwala przypuszczać, że terminy kontroli objęły cały okres aktywności tych ssaków. Chociaż nie można wykluczyć, że nietoperze korzystały z budek jako miejsc hibernacji w okresie zimowym co było już obserwowane w Europie (Voigt i in., 2014) jednak nie jest to tematem prezentowanych badań.

4.1. Oznaczanie nietoperzy do gatunków

Metody oznaczania gatunków były standardowe. W przypadku nietoperzy z rodzajów: *Nyctalus*, *Barbastella* i *Plecotus* wizualne cechy są wystarczające, żeby bezbłędnie oznaczyć nietoperza znajdującego się w budce o ile charakterystyczne części ciała dla danego gatunku są widoczne. Podobnie jak gatunki z rodzaju *Myotis*, z wyłączeniem małychnocków, które w wynikach prezentowane były jako jedna grupa. Natomiast cechy charakterystyczne nietoperzy z rodzaju *Pipistrellus* są mniej jednoznaczne. Przez pierwsze dwa lata badań były podejmowane próby oznaczania osobników tego rodzaju do gatunków. Jednak z powodu tego, że wątpliwości co do

przynależności do gatunków dotyczyły zbyt dużej liczby obserwowanych osobników wyniki tej grupy były analizowane wspólnie. W 2022 roku, dzięki udoskonaleniu technik posługiwania się sprzętem optycznym oraz wielu udanym próbom oznaczania na podstawie widocznych cech podjęto decyzję o dołączeniu wyników *Pipistrellus spp.* z podziałem na gatunki. Jest to o tyle istotne, że trzy gatunki z opisywanego rodzaju mają inne preferencje dotyczące zarówno wybieranych schronień, odległości pokonywanych w trakcie migracji (Tab. 3) jak i zajmowanego siedliska (Kusch i Schmitz, 2013). Pomimo dołożonych starań nie można mieć pewności czy wszystkie oznaczone w ten sposób osobniki przypisano do właściwego gatunku. Jednak należy przypuszczać, że nawet jeżeli rzeczywista liczba osobników poszczególnych gatunków nieznacznie się różniła, to proporcje w udziale gatunków tego rodzaju była co najmniej zbliżona.

4.2. Pierwsze obserwacje nietoperzy w budkach

Rozpoczęcie kontroli budek wczesną wiosną (początek marca), w pierwszym roku po ich zainstalowaniu dało możliwość sprawdzenia, które gatunki i grupy nietoperzy zasiedlają jako pierwsze nowe budki na badanym terenie i w jakim czasie od ich zawieszenia. Dotychczasowe publikacje wskazywały różny czas w jakim nietoperze obserwowane były po raz pierwszy w nowo powieszonych budkach (Rueegger, 2016). W licznych badaniach pierwsze obserwacje nietoperzy w nowo zainstalowanych budkach w środowisku naturalnym były stwierdzane dopiero po dwóch lub więcej latach (Issel, 1955, Herberg, 1956, Krzanowski, 1959, Sachanowicz, 2003, Agnelli i in., 2011, Schmidt, 2016, Wieser i in., 2018, Ignaczak i in., 2021). W innych badaniach potwierdzano korzystanie z budek już w pierwszym roku (Haensel i Näfe, 1982, Kasprzyk i Tomaszewski, 200), a nawet przed upływem 6 miesięcy (Hackethal i Oldenburg, 1983, Nagel i Nagel, 1988). Badania Hackethal i Oldenburg, (1983) były przeprowadzone na terenie, na którym w latach wcześniejszych były wywieszane i używane przez nietoperze budki, co mogło wpłynąć na szybsze zasiedlenie nowo powieszonych. Wynikać to może z tego, że znalezienie nowych schronień, które jest czasochłonne dla nietoperzy jest bardziej prawdopodobne, jeśli nietoperze już korzystają ze schronień znajdujących się w niedużej odległości od nich (Ruczyński i in., 2009, Rueegger, 2017). Dodatkowo nietoperze używają echolokacji do namierzania potencjalnych schronień (Ruczyński i in., 2007). Dzięki temu osobniki „słyszące” emitowane ultradźwięki mogą poznać lokalizację kryjówek podsłuchując echolokacji innych osobników (Ruczyński i in., 2009). Poza tym nietoperze zapamiętują wykryte wcześniej schronienia (Ruczyński i Bartoń, 2012).

Krótki czas jaki upłynął od powieszenia do użytkowania budek przez nietoperze pokazuje, że nietoperze zauważają je szybko. Warto tutaj wspomnieć, że na terenie prezentowanych badań nie było wcześniej wywieszonych budek dla nietoperzy, a budki dla ptaków były nieliczne i tylko na 3 powierzchniach (kilka sztuk łącznie). Nietoperze więc prawdopodobnie nie zetknęły wcześniej na tym terenie z taką formą schronień. Jednak na terenie Kampinoskiego Parku Narodowego (KPN), którego granice znajdują się w odległości ok 6 km od najbliższych powierzchni badawczych znajdują się liczne budki dla nietoperzy. Nie można wykluczyć, że osobniki, które w tak krótkim czasie korzystały z badanych budek, miały wcześniej kontakt z takim konstrukcjami na tamtym terenie. Jednak na powierzchniach, które były położone 20 i 23 km. od granic KPN również znaleziono

ślady nietoperzy w kwietniu 2019 roku. Kompleksy leśne, na których znajdowały się badane powierzchnie nie miały połączenia z KPN. Brakuje też liniowych elementów krajobrazu takich jak np., rzeki czy żywoploty, które ułatwiają nietoperzom orientację w terenie (Furmankiewicz i Kucharska, 2009, Toffoli, 2016), a między nimi znajdują się tereny zurbanizowane, dwupasmowa droga krajowa (E77), oraz rzeka Wisła. Nie stanowią one bariery dla nietoperzy, ale mogą być raczej liniowym elementem kierującym je w innych kierunkach niż badane powierzchnie.

Pojawienie się w pierwszym roku nietoperzy należących do rodzaju *Pipistrellus* jest zbieżne z badaniami Hackethal i Oldenburg (1983) oraz Dieterich, (1998). W przypadku pierwszych autorów były to *P. nathusii*, a drugiego *P. pipistrellus s.l.* W prezentowanych badaniach *N. noctula* pojawił się już w pierwszym roku, a jego liczebność w budkach rosła z każdym kolejnym rokiem badań (podobnie jak w przypadku wcześniej omawianego rodzaju). Pozostałe gatunki pojawiły się dopiero w drugim roku badań (2021), a bardziej licznie w trzecim roku (2022). Pokazuje to, że badane budki są szybko lokalizowane przez nietoperze.

Warto też zwrócić uwagę na najwyższy do tej pory wskaźnik zajętych budek w Centralnej Europie (66%). Do tej pory badania w Polsce wskazywały na prawie 50% zajęcie budek w Polsce środkowej (Lesiński i in., 2009) oraz w wschodniej i północnej Polsce około 40% (Sachanowicz 2003, Ciechanowski i in., 2006). Przy czym w badaniach tych zajęcie budek przez nietoperze badano w okresie od 3 do 5 lat od zainstalowania budek. W prezentowanych badaniach prawie 41% budek było zasiedlonych już w pierwszym roku od ich zainstalowania.

4.3. Skład gatunkowy nietoperzy

Obserwacje gatunków nietoperzy w budkach są zgodne z obserwacjami zarówno Polski środkowej jak i całej Europy. W Europie budki wykorzystuje 20 gatunków nietoperzy, z czego dziesięć to gatunki powszechne, a 11 gatunków tworzyło w nich kolonie rozrodzce (Rueegger, 2016). W Europie środkowej stwierdzono 13 gatunków nietoperzy korzystających z budek (Haensel i Näfe, 1982, Kowalski i Lesiński, 1994), przy czym różne gatunki dominowały w budkach w zależności od regionu. W południowej Szwecji w budkach dla nietoperzy najczęściej rejestrowane były *P. nathusii*/*P. pipistrellus* (nie wyróżniano jeszcze *P. pygmaeus*: Gerell i Lundberg, 1985), w Wielkiej Brytanii *P. pipistrellus* i *P. pygmaeus*, (Mayle, 1990), a w Niemczech dominowały *P. nathusii* (Haensel i Tismer, 1999), *N. noctula* (Printz i in., 2021), *M. bechsteinii*, oraz mniej licznie *N. leisleri*, (König i König 1995). W Polsce z kolei w zależności od części kraju najczęściej obserwowano *P. nathusii*, *M. nattereri*, *P. auritus*, *M. myotis*, *M. daubentoni* (Kowalski i Lesiński, 1994, Kasprzyk i Ruczyński, 2001, Wojtaszyn i in., 2021, Jankowska-Jarek, i in., 2023). *P. pygmaeus* i *P. pipistrellus* w budkach spotykane były sporadycznie (Kowalski i Lesiński 1994, Jankowska-Jarek, i in., 2023), podobnie jak *M. bechsteinii* (Kmieciak i Kmieciak, 2010). W Centralnej Polsce dominowały *P. nathusii* (Lesiński i in., 2009, Łochyński i Grzywiński, 2009, Lesiński i in., 2011), *P. pygmaeus* (Łochyński i Grzywiński, 2009), *P. auritus* i *N. noctula* (Lesiński i in., 2011). Sporą grupę, blisko 15% wszystkich nietoperzy w budkach, stanowiły *M. brandtii* (Ignaczak i in. 2021). W rzeczywistości skład

gatunkowy nietoperzy zamieszkujących budki zmienia się zarówno geograficznie jak i fenologicznie (Lesiński i in., 2009). co z kolei często przypisuje się preferowanym siedliskom (López-Baucells i in., 2017) lub zwiększeniu aktywności nietoperzy opuszczających kolonie rozrodcze lub/i w okresie migracji (Ciechanowski i in., 2015). Oczywiście jest, że w budkach można więc spodziewać się tylko takich gatunków, które występują na danym terenie. Jednak szczegółowe dane na temat gatunków występujących w konkretnych kompleksach leśnych nie zawsze są dostępne. Dzięki odłowom przeprowadzonym w 2019 roku (Popczyk, 2019) w miejscach, w których zostały wyznaczone powierzchnie znany jest skład gatunkowy oraz proporcje liczebności osobników poszczególnych gatunków, które występują na omawianym terenie. Odłowione nietoperze należały do 11 gatunków. Były to: *E. serotinus*, *M. nattereri*, *Myotis brandtii*, *M. daubentonii*, *M. dasycneme*, *P. pipistrellus*, *P. nathusii*, *B. barbastellus*, *P. auritus*, *N. noctula* i *N. leisleri*, (Popczyk, 2019). Skład gatunkowy z odłowów pokrywał się w dużej części z gatunkami nietoperzy stwierdzonymi w budkach. W trakcie 3 lat badań największą grupą nietoperzy był rodzaj *Pipistrellus*, a w 2022 roku, a po oznaczeniu nietoperzy z tego rodzaju do najliczniejszy w budkach był gatunków *P. nathusii*. Natomiast w trakcie odłowów gatunek ten, w zależności od powierzchni, nie był notowany wcale lub stanowił maksymalnie 20% nietoperzy. Przed powieszeniem budek, w trakcie odłowów nie odnotowano *P. pygmaeus*, który w budkach (w 3 roku badań) był dość liczny. Brak osobników tego gatunku w trakcie odłowów na tym terenie trudno wytłumaczyć. Tym bardziej, że w KPN znana jest kolonia rozrodcza tego gatunku, a także był on tam obserwowany w trakcie badań terenowych (Olszewski, 2019). Najmniej liczny gatunek z tego rodzaju to *P. pipistrellus*. W odłowach był on także nieliczny. W budkach nie było możliwości oznaczenia małych noków do gatunków więc, obserwowane osobniki były przypisane do grupy *M. mystacinus*/*M. brandtii*/*M. alcathoe*, przy czym w sieci złapano tylko osobniki należące do gatunku *M. brandtii*. Można więc przypuszczać, że nietoperze z grupy małych noków należą do tego gatunku. Natomiast w trakcie odłowów gatunkiem dominującym był *E. serotinus*, a w budkach był obserwowany tylko 3 razy. Różnica w liczebności tego gatunku w przypadku tych dwóch metod (odłowy i kontrole budek) może wynikać z tego, że gatunek ten swoje kryjówki ma zlokalizowane głównie w budynkach (Dietz i in., 2009), a z budek dla nietoperzy i ptaków korzysta rzadko (Łochyński i Grzywiński, 2009, Wojtaszyn i in., 2021, Jankowska-Jarek, i in., 2023).

Przed powieszeniem budek w trakcie odłowów sporą grupę stanowiły nietoperze z gatunku *N. noctula*. W badanych budkach nietoperze z tego gatunku były obserwowane często (ok 10% wszystkich osobników). Poza tym w sieciach stosunkowo często (ponad 11%) obserwowano *B. barbastella*, a w budkach był on nieliczny. Przy czym budki, w których zaobserwowano większość osobników tego gatunku (8 na 9) znajdowało się na powierzchni VIII (podpowierzchnia I), gdzie dominuje dąb sp. *Quercus* sp., który nietoperze tego gatunku chętnie wykorzystują na swoje kryjówki (Dietz i in., 2018). Mała liczba nietoperzy należących gatunków akcydentalnych, w trakcie przeprowadzonych kontroli nie musi oznaczać, że badane budki są dla nich nieodpowiednie. Może mieć na to wpływ kilka czynników. Po pierwsze krótki czas od powieszenia budek, po drugie nieodpowiednie siedlisko i wreszcie częste zmiany budek, które sprawiają, że kontrole

budek nie wykazują osobników, które z nich korzystają przez krótki czas (Rieger, 1996). Natomiast przyczyną zajmowania budek dopiero po kilku latach od ich powieszenia może być zarówno, małe zagęszczenie nietoperzy na danym terenie (Ruegger, 2016), jak i trudności w wykryciu budek, które wymaga czasu (Ruczyński i Bartoń, 2012).

W trakcie kontroli obserwowane były też nietoperze należące do różnych gatunków w jednej budce w tym samym czasie. Były to osobniki należące do gatunku *N. noctula* i rodzaju *Pipistrellus*. Podobnie wcześniejsze obserwacje nietoperzy różnych gatunków w jednym schronieniu często dotyczyły *N. noctula*, dzielącego budkę z osobnikami innych gatunków (Wojtaszyn i in., 2009). Najczęściej jednak obecność kilku osobników nietoperzy w jednej budce dotyczyła jednego gatunku.

4.4. Fenologia zasiedlenia budek

Czas aktywności nietoperzy dzielony jest na trzy okresy związane z zewnętrznymi warunkami oraz fizjologią tych zwierząt (Jankowska-Jarek, i in., 2023). Pierwszy najchłodniejszy okres wiosenny to migracje wiosenne, drugi najcieplejszy to okres rozrodu (kiedy nietoperze tworzą kolonie rozrodcze, rodzą i karmią młode), a trzeci nieznacznie cieplejszy od pierwszego to czas migracji jesiennych oraz godów.

Kolonie rozrodcze tworzyły tylko osobniki z rodzaju *Pipistrellus* (*P. nathusii*, *P. pygmaeus* i *P. pipistrellus*). Obecność kolonii rozrodczych *P. pipistrellus* i *P. nathusii* pokrywa się z dotychczasowymi badaniami w Europie Środkowej, według których kolonie rozrodcze w budkach dla nietoperzy tworzyły najczęściej *P. auritus*, *P. nathusii*, *M. bechsteinii*, *M. nattereri* oraz trochę rzadziej *N. noctula*, *P. pipistrellus* i *M. daubentonii* (Haensel i Näfe, 1982, Feyerabend i Simon, 2000, Kasprzyk i Ruczyński, 2001). Kolonia rozrodcza *P. pipistrellus* w trakcie prowadzonych badań była obserwowana w budkach tylko raz. Może to być związane ze wspomnianymi już wcześniej częstymi zmianami schronień. Kolonie rozrodcze tego gatunku potrafią korzystać nawet z ośmiu różnych schronień a zmiany schronień następują co 7-19 dni (Feyerabend i Simon, 2000). W przypadku pozostałych obserwowanych gatunków z rodzaju *Pipistrellus* kolonie rozrodcze w trakcie kolejnych kontroli i często w kolejnych latach były obserwowane w tych samych budkach. Dopiero rozwój młodych sprawiał, że nietoperze, które nie mieściły się w zajmowanych budkach rozpraszają się po innych znajdujących się na tej samej podpowierzchni. W kolejnych latach badań, rosła nie tylko liczba osobników obserwowanych w budkach, ale także liczba kolonii rozrodczych, co może sugerować wysoki stopień akceptacji badanych typów budek dla nietoperzy jako schronień alternatywnych (Flaquer i in., 2006). Natomiast brak kolonii rozrodczych pozostałych gatunków w budkach w trakcie prezentowanych badań może wynikać z, krótkiego czasu jaki upłynął od ich powieszenia.

Poza okresem rozrodczym nietoperze tworzyły ugrupowania w okresie wiosennym i jesiennym. Wiosną były to osobniki grupujące się w trakcie migracji wiosennej. Natomiast funkcji ugrupowań w okresie jesiennym nie można było jednoznacznie określić. Wynikało to z tego, że nie było możliwości oznaczenia statutu rozrodczego samców bez wyjmowania nietoperzy z budek, a co za tym idzie stwierdzenia, czy w okresie jesiennym grupujące się nietoperze w budkach to haremy rozrodcze czy podobnie jak w okresie wiosennym

grupujące się nietoperze w trakcie migracji. Jednak analizując zwyczaje gatunków obserwowanych w trakcie badań, można próbować zrozumieć jaki charakter miały ugrupowania jesienne. Ugrupowania nietoperzy poza sezonem rozrodczym tworzyły *P. nathusii* i *P. pygmaeus*, oraz *N. noctula*, czyli dwie najliczniejsze grupy nietoperzy w trakcie badań. Wszystkie trzy gatunki należą zarówno do gatunków migrujących jak i tworzących haremy (Tab. 3). W związku z tym na podstawie przynależności do gatunków nietoperzy tworzących ugrupowania jesienią nie można wnioskować o charakterze tych ugrupowań (migracja czy gody). Przy czym zarówno *N. noctula* jak i *P. nathusii* należą do gatunków pokonujących długie dystanse, natomiast pozostałe gatunki z rodzaju *Pipistrellus* pokonuje krótkie i/lub średnie odległości.

W okresie wiosennych migracji grupujące się nietoperze obserwowano rzadko (tylko trzy razy) podobnie jak w trakcie badań w Polsce północnej (Jankowska-Jarek, i in., 2023), oraz środkowej (Lesiński i in., 2009). W okresie jesiennym w przypadku *Pipistrellus spp.* po rozproszeniu się kolonii rozrodczych liczba nietoperzy spadła. Pod koniec sierpnia albo wzrosła (w 2020 i 2022 roku) albo zatrzymała się na podobnym poziomie (2021 rok). Wzrost liczby nietoperzy w budkach może być związany z rozpoczynającym się okresem migracji, który przypada na połowę sierpnia i początek września. W tym czasie osobniki gatunków migrujących do jakich należy *P. nathusii* (Tab. 3), który stanowił większość spośród wszystkich osobników należących do rodzaju *Pipistrellus* przelatując przez badany teren zatrzymują się na odpoczynek (Ciechanowski i in., 2015). Dla *P. nathusii* podobny wzrost liczby osobników w okresie jesiennej migracji zaobserwował Petersons (2004). Efekt zwiększenia liczby obserwowanych nietoperzy powoduje także fakt, że nietoperze gatunków tworzącym haremy do jakich należą wszystkie badane gatunki z grupy *Pipistrellus spp.* (Tab. 3) odbywają w budkach gody. Takie przypuszczenia może potwierdzać fakt, że w późniejszym okresie obserwowane w budkach osobniki grupowały się po kilka w jednej budce.

W przypadku *N. noctula*, w drugim roku badań zanotowano tylko jedno ugrupowanie natomiast w trzecim roku nastąpił wzrost ugrupowań do ponad 30. W jednej z budek (budka szczelinowa) od maja obserwowany był osobnik, który w ciągu dnia przebywał w przestrzeni między dachem a górną krawędzią desek tworzących szczeliny. Usytuowany był w sposób pozwalający określić jego płeć (samiec), a także statut rozrodczy (aktywny) dzięki obserwacji znacznie powiększonych jąder w lecie i powiększonych najądrzy w okresie jesiennym. Dzięki tym obserwacjom można stwierdzić, że w tym przypadku ugrupowania tworzone przez tego samca (prawdopodobnie przez cały opisywany okres był to ten sam osobnik, jednak ze względu na to, że nie był oznakowany, nie można stwierdzić tego z pewnością) były ugrupowaniami godowymi. W przypadku pozostałych ugrupowań tego gatunku takiej pewności nie ma. Grupowanie się *N. noctula* w budkach w okresie jesiennym był już obserwowany w budkach w środkowej Polsce (Lesiński i in., 2009).

Nietoperze tworzące kolonie rozrodcze oraz ugrupowania w okresie jesiennej migracji determinowały rozkład liczebności osobników w trakcie prowadzonych badań. Jak już wspomniano pierwszymi osobnikami pojawiającymi się w budkach w pierwszym

roku badań były nietoperze z grupy *Pipistrellus spp.* W kolejnych dwóch latach badań sytuacja wyglądała podobnie. Przy czym w 2022 roku jako pierwsze pojawiły się *P. nathusii*, które migrują na długie dystanse i ich obecność wczesną wiosną związana była z powrotem z hibernakulów. W późniejszym okresie osobniki tego gatunku obserwowane były w tych samych budkach i w nich tworzyły kolonie rozrodcze. Podobna sytuacja dotyczyła *P. pygmaeus*. Przy czym wzory zajmowania budek przez *Pipistrellus spp.* i *N. noctula* były różne. *Pipistrellus spp.* we wszystkich trzech latach wiosną nielicznie pojawiał się w budkach, następnie następował wzrost liczebności tej grupy do maksimum w okresie rozrodu, a następnie powolny spadek liczby osobników i utrzymaniem się tej liczebności do połowy października. *N. noctula* w okresie wiosennym i letnim (rozrodczym) występował nielicznie. Natomiast jesienią następował duży wzrost liczby osobników w budkach i utrzymywał się do połowy listopada. Podobne wzory zasiedlenia budek obserwowane były przez Lesińskiego i in. (2009), oraz Schmidta (2000) i częściowo przez Wojtaszyna i in. (2021), oraz Heise (1983) i prawdopodobnie były związane z opuszczaniem przez młode osobniki kolonii rozrodczych, których nie zaobserwowano w budkach w trakcie prowadzonych kontroli oraz godów i jesiennej migracji. W przedstawionych badaniach *N. noctula* obserwowane były w budkach a 2020 roku do połowy listopada podobnie jak w cieplejszej Hiszpanii (Benzal 1991). Jednak w kolejnych latach 2021 i 2022 ostatnie nietoperze tego gatunku opuszczały budki w październiku tak jak w wcześniejszych badaniach przeprowadzonych na terenie Polski (Lesiński i in., 2009) oraz poza jednym osobnikiem obserwowanym w budce w listopadzie (Wojtaszyn i in., 2010). Podsumowując fenologię zasiedlenia budek przez nietoperze warto zauważyć, że zgodnie z przewidywaniami w każdym kolejnym roku rosła liczba gatunków i osobników w budkach, a także liczba i udział zajmowanych budek podobnie jak liczna ugrupowań tworzonych przez nietoperze. Co pozwala na sformułowanie twierdzenia, że badane budki spełniają swoją funkcję jako alternatywne do naturalnych schronienia dla nietoperzy. Dodatkowo dzięki temu, że wzory przedstawiające liczbę osobników w budkach w poszczególnych okresach fenologicznych były różne dla dominujących: grupy *Pipistrellus spp.* oraz gatunku *N. noctula* można stwierdzić, że, badane budki mogą pełnić różne funkcje (kryjówki w trakcie migracji wiosennej, rozrodcze, godowe i w trakcie migracji jesiennych).

4.5. Czynniki wpływające na zasiedlenie budek

4.5.1. Typy budek

Dotychczas przebadano czynniki wpływające na zasiedlenie wielu różnych modeli budek. Wielu autorów wskazuje na czynniki związane z stabilnością i wysokością temperatury wewnątrz budek jako najważniejsze w wyborze typów budek dla nietoperzy (np., Bartonička i Řehák, 2007, Czenze i in., 2022, Jankowska-Jarek, i in., 2023), podobnie jak w przypadku kryjówek naturalnych (Ruczyński, 2006, Barclay i Kurta, 2007, Otto i in., 2016). Wynika to z tego, że temperatura jest jednym z najważniejszych czynników wpływających na rozwój młodych (Dietz i Hörig, 2011), a samice w okresie ciąży i laktacji wybierają schronienia cieplejsze oraz takie, gdzie panują bardziej stabilne warunki termiczne (Kerth i in., 2001, Mering i Chambers, 2012). Jednak tym co różnicuje budki pod względem temperatury wewnętrznej poza czynnikami środowiskowymi jest materiał z

jakiego budki są zbudowane. W budkach drewnianych różnice między temperaturą wewnątrz budki i temperatury zewnętrznej są niewielkie (Jankowska-Jarek, i in., 2023). Ze względu na to, że wszystkie badane budki w prezentowanych badaniach były drewniane czynnik ten nie mógł być analizowany. Natomiast na wybór budki przez nietoperze może mieć wpływ ich kształt i wielkość (Rueegger, 2016).

Zdecydowanie najwięcej nietoperzy (ponad 95 %) wybierało budki szczelinowe. Dotyczyło to pojedynczych osobników, kolonii rozrodczych oraz ugrupowań nietoperzy poza okresem rozrodu. Gatunki dominujące były nielicznie obserwowane w budkach prostopadłościennych, przy czym często używana przez nietoperze budka typu Stratmann (tutaj *stra_A*) była zasiedlana częściej podobnie jak w innych badaniach (np.: Stratmann 1978, Baranauskas, 2009, 2010, Lesiński i in., 2009, Jankowska-Jarek, i in., 2023). Budka prostopadłościenna *stra_B*, mająca dodatkowe szczeliny z przodu była wybierana bardzo rzadko. Jak już wspomniano budki drewniane charakteryzują się podobnymi warunkami termicznymi wewnątrz budki do warunków zewnętrznych (Jankowska-Jarek, i in., 2023), w związku z tym temperatura wewnątrz tego typu budek nie miała wpływu na ich unikanie przez nietoperze. Natomiast ze względu na stosunkowo dużą część otwartej powierzchni tego typu budki potencjalnie łatwiejszy dostęp do jej wnętrza mogły mieć drapieżniki. Dodatkowo osobniki przebywające wewnątrz takich budek są bardziej narażone na wpływ warunków atmosferycznych, takich jak deszcz czy wiatr, a w ciągu dnia, kiedy nietoperze odpoczywają w budkach, ma do nich dostęp więcej światła słonecznego. Prawdopodobnie czynniki te sprawiły, że nietoperze wybierały inne typy budek. Natomiast na początku pierwszego roku badań, kilka razy znaleziono odchody nietoperzy w budkach prostopadłościennych ze szczelinami. Brak odchodów (np. w budkach szczelinowych typu *crev_C*), nie może świadczyć o nieobecności nietoperzy, ponieważ odchody mogły wypaść przez otwarte wloty usytuowane na dole wszystkich typów budek, natomiast ich obecność świadczy o tym, że nietoperze wcześniej ją zauważyły i używały przez krótki czas. Jednak udział poniżej 1% wszystkich obserwacji nietoperzy w budce typu *stra_B* w trakcie trzech lat badań świadczy o tym, że taka konstrukcja jest nieodpowiednia dla tej grupy zwierząt. Potwierdza to fakt, że te same budki typu *stra_B* były w ciągu roku powtórnie zajmowane bardzo rzadko, podobnie jak w następnych latach badań. Nietoperze nie były powtórnie obserwowane w tych samych budkach. Dodatkowo w tym typie budek nie zaobserwowano żadnej kolonii rozrodczej, a ugrupowania poza okresem rozrodu były nieliczne, nigdy nie były obserwowane więcej niż raz i dotyczyły tylko dwóch gatunków. Przy czym oba wspomniane gatunki (*P. nathusii* i *P. pygmaeus*), w trakcie wiosennych i jesiennych migracji mogą pokonywać długie lub średnie wędrówki, co może świadczyć o tym, że były to osobniki, które zatrzymały się tylko na krótki odpoczynek. Unikanie przez nietoperze tego typu budki było oczekiwane. Jednak bardzo niskie zajęcie (4,5%) budki prostopadłościennej typu Stratmann było zaskoczeniem. Spodziewano się w tym typie budki większych gatunków nietoperzy, takich jak np. *N. noctula*, którego naturalne kryjówki w okresie letnim obserwowano w dziuplach (np. Ruczyński i Bogdanowicz, 2008, Ruczyński i in., 2010, Maenurm i in., 2022), oraz w budkach, których budowa charakteryzowała się jedną komorą np. typu Stratman (np. Lesiński i in., 2009, 2011, Ignaczak i in., 2021), Issel (Wojtaszyn i in., 2021), lub w budkach dla ptaków (Kowalski i

Lesiński, 1994, Kasprzyk i Ruczyński, 2001). W trakcie kontroli w budkach typu Stratman obserwowano tylko 9,5% wszystkich nietoperzy z tego gatunku. Pozostałe 90% osobników zajmowało budki szczelinowe. W okresie zimowym *N. noctula* wykorzystuje szczeliny w trakcie hibernacji, między innymi szczeliny skalne czy stropy jaskiń (Dietz, 2009), lub szczeliny w budynkach (Łupicki i in., 2007, Kravchenko i in., 2017). Jednak w okresie letnim zajmuje głównie dziuple drzew (Ruczyński i Bogdanowicz, 2005). W trakcie prezentowanych badań, nietoperze tego gatunku w okresie letnim spotykane były nielicznie. Na tej podstawie można wnioskować, że teren, na którym znajdowały się budki zapewniał im bardziej odpowiednie schronienia niż wywieszane budki. Natomiast wybór budek szczelinowych w okresie od końca sierpnia do końca października pokazuje, że nietoperze te mogą wybierać schronienia w szczelinach jako miejsce odpoczynku w trakcie migracji lub/i miejsce godów. Przy czym to wykorzystanie tych budek jako kryjówek godowej jest bardziej prawdopodobne ze względu na to, że nietoperze były w nich obserwowane w trakcie kilku, a nawet kilkunastu (13) kolejnych kontroli często po kilka osobników w jednej budce.

Na wybór budek szczelinowych przez wszystkie obserwowane w budkach gatunki nietoperzy mógł mieć także (choć wydaje się niewielki) wpływ kąta nachylenia dachu. Budki z dachami zwężającymi się ku górze są chętniej wybierane od budek z dachami prostymi lub półokrągłymi (Wendorf, 2004, Dodds i Bilston, 2013). *N. noctula* najczęściej wybierał budki typu crev_C, które dzięki mniejszemu kątowi nachylenia dachu miały wewnątrz mniej przestrzeni niż w budkach crev_D, ale dzięki większej części szczelin zasłoniętych (Ryc. 11), (Ryc. 12) lepiej chroniły przed wiatrem lub światłem słonecznym.

W innych badaniach gatunek ten wybierał budki z większą kubaturą (Wendorf, 2004). Wybór budek szczelinowych przez inne większe gatunki nietoperzy takie jak: *E. serotinus* czy *M. dasycneme* trudno wyjaśnić ze względu na niewielką liczbę osobników tych gatunków w budkach. Ciekawym jednak wydaje się fakt, że żaden z nich nie był obserwowany w budkach prostopadłościennych. Podobnie jak wszystkie pozostałe gatunki akcydentalne takie jak: *P. auritus*, *M. daubentonii*, *M. nattereri*, *N. leisleri* (*M. brandtii*/*M. alcaethoe*/*M. mystacinus*, *B. barbastellus*). Przy czym osobników należących do gatunku *B. barbastellus* spodziewano się właśnie w budkach szczelinowych, które były zaprojektowane dla nietoperzy korzystających z kryjówek naturalnych w szczelinach (Greenaway i Hill, 2004).

Nietoperze należące do rodzaju *Pipistrellus*, które korzystały ze wszystkich typów budek podobnie jak inne gatunki i grupy nietoperzy najchętniej wybierały budki szczelinowe. W przeciwieństwie do *N. noctula* wybierały najczęściej budki crev_D z większym kątem nachylenia dachu, co sprawiało, że mniejsza część szczelin była zakryta, a wewnątrz budki była większa przestrzeń. Wybór budek szczelinowych przez tę grupę nietoperzy wydaje się naturalny. Często korzystają one ze schronień (też do zakładania kolonii rozrodczych) w szczelinach lub spękaniach: w budynkach, czy pod odstającą korą (Ignaczak i in., 2001, Kowalski i in., 2001, Dietz i in., 2009). Jednak wykazano, że *P. nathusii* i *P. pygmaeus* chętnie korzystają z budek typu Stratman, lub podobnych do nich

(Hackethal i Oldenburg, 1983, Lesiński i in., 2009, Chytil, 2014), a zbyt płytka przestrzeń powodować może w przypadku *P. nathusii*, że takich budek unikają (Heise, 1983).

Udział osobników należących do poszczególnych gatunków z rodzaju *Pipistrellus* w badanych typach budek był podobny. Jedynie najmniej licznie reprezentowany *P. pipistrellus* nieznacznie się różnił od pozostałych gatunków z opisywanego rodzaju. Podobnie jak *P. nathusii* i *P. pygmaeus* wybierał głównie budki szczelinowe typu crev_D. Jednak drugi typ budki szczelinowej był zajmowany przez ten gatunek rzadko, a prawie ¼ osobników wybrała budkę typu Stratman. W innych badaniach *P. pipistrellus* najchętniej wybierał budkę, której budowa jest zbliżona do budki typu Stratman (Pschonny i in., 2022). Przy czym wszystkie badane budki przez Pschonny i in. (2022) miały jedną komorę.

Jak już wspomniano poza kształtem budek na ich wybór przez nietoperze może mieć też wpływ kubatura zwłaszcza w przypadku kolonii rozrodczych. Wybierają one większe budki, żeby więcej osobników mogło znajdować się w jednym schronieniu, (Brittingham-Brant i Iiams, 2000, Hoeh i in., 2018), co może tłumaczyć wybór budki szczelinowej oferującej więcej miejsca wewnątrz. Podobnych preferencji można się spodziewać w przypadku większych gatunków nietoperzy tak jak np., *N. noctula* (Wendorf, 2004). Poza tym istotna jest wielkość wlotów do budek (Heise, 1985). Małe wloty mogą uniemożliwić lub utrudnić korzystanie z budek. W prezentowanych badaniach wielkość wlotów do wszystkich typów budek była jednakowa i dostosowana do rozmiarów gatunków występujących na terenie Polski.

W prezentowanej pracy założono, że gatunki nietoperzy, które jako kryjówki naturalne wybierają szczeliny częściej będą wybierały budki szczelinowe, a gatunki, które wybierają dziuple częściej będą obserwowane w budkach prostopadłościennych, których przestrzeń wewnętrzna charakteryzuje się jedną komorą, co częściowo udało się potwierdzić. Nietoperze należące do trzech gatunków z rodzaju *Pipistrellus* są gatunkami, które w warunkach naturalnych często wybierają szczeliny jako swoje schronienia (Tab. 3). Wybór budek szczelinowych przez tą grupę jest więc naturalny i był spodziewany. Podobnie spodziewano się, że *N. noctula* które często na swoje kryjówki poza okresem hibernacji wybierają dziuple (Tab. 3) będą częściej wybierały budki prostopadłościenne. Jednak większa liczba *N. noctula* w budkach szczelinowych niż prostopadłościennych była zaskoczeniem. Być może przebywanie w szczelinach w okresie hibernacji wpływa na akceptację ciasnych dla tego gatunku szczelin w okresie jesiennym (gody/jesienne migracje) kiedy najwięcej osobników z tego gatunku obserwowano w budkach. Z kolei na brak borowców w szczelinach w pniach drzew wpływać może większy rozmiar nietoperzy tego gatunku jak i małe zazwyczaj rozmiary szczelin w drzewach.

4.5.2. Warunki środowiskowe

Przeprowadzona charakterystyka parametrów środowiskowych mogących potencjalnie wpływać na zasiedlenie budek nie wykazała różnic z wyjątkiem stopnia zakrycia wlotu do budek przez roślinność (Tab. 2). Najwięcej przeszkód przed wlotem miała budka prostopadłościenna typu stra_B (ryc. 20).

Zaproponowany w pracy podział czynników środowiskowych ze względu a funkcje jakie mogą one spełniać był już wcześniej stosowany w analizach wpływu tych czynników na zasiedlenie budek chiropterologicznych (Jankowska-Jarek, i in., 2023).

W pierwszej grupie znalazło się pięć czynników mających wpływ na dostęp światła słonecznego, a co za tym idzie potencjalnie mogły wpływać na warunki termiczne wewnątrz budek (Kerth i in., 2001). Zwarcie okapu nad budkami (zwarcie koron mogło zasłaniać budki przed bezpośrednim wpływem promieni słonecznych), podobnie jak gałęzie (przeszkody) przed wlotem, a także pośrednio wysokość powieszenia budek. Im wyżej jest zainstalowana budka tym większa szansa, że nie zasłaniają jej gałęzie krzewów lub młodych drzew. Ekspozycja wlotu do budki na południe zwiększa także ekspozycje na światło słoneczne (Lourenço i Palmeirim, 2004).

Nie stwierdzono wpływu zwarcia okapu nad budkami podobnie jak w badaniach Jankowskiej-Jarek, i in. (2023). Natomiast obecność gałęzi przed wlotem do schronienia miała wpływ i im bliżej wlotu do budki są gałęzie tym rzadziej nietoperze korzystają z budki. Przy czym zasłonięty wlot nie tylko wpływa na dostęp światła słonecznego, ale także jest fizyczną przeszkodą mogącą utrudniać nietoperzom wlot do budek, a także utrudnia ich zauważenie.

Podobnie najczęściej nietoperze wybierały budki z wlotami nie zasłoniętymi przez gałęzie w badaniach Kalcounis-Rüppell (2005) i Jankowskiej-Jarek, i in., (2023). Przy czym zależność taką wykazano tylko dla *P. nathusii*, który był gatunkiem dominującym (Jankowska-Jarek, i in., 2023). W prezentowanych badaniach stopień zakrycia wlotu podobnie wpływał na nietoperze z rodzaju *Pipistrellus*. Należy jednak zwrócić uwagę, że w prezentowanych badaniach budki dla których uzyskano istotny wpływ tego parametru (stra_B) miały też średnio więcej opisanych przeszkód przed wlotem (Tab. 2). Jednak zarówno w przypadku tego jak i wszystkich innych analizowanych czynników mogło to wynikać z niewystarczająco licznej próby zwłaszcza w przypadku oddzielnych analiz dla poszczególnych gatunków. Tylko w przypadku obecności nietoperzy z grupy *Pipistrellus spp.* w budkach typu crev_C model badający wpływ czynników środowiskowych na zasiedlenie budek był wysoce istotny statystycznie.

Wysokość powieszenia budek według danych z literatury albo nie ma znaczenia albo ma znaczenie niewielkie (Gerell, 1985, Rueegger, 2016). Dla dwóch gatunków, które licznie były obserwowane w budkach (*N. noctula* i *P. nathusii*), wcześniejsze badania wykazały, że gatunki te wybierają budki zainstalowane powyżej 4 m (Stratmann, 1978, Kowalski i Lesiński, 1994). Chociaż w przypadku *N. noctula* znane są naturalne kryjówki zlokalizowane na wysokości 1,4 m. (Boonman, 2000). Natomiast na badanych powierzchniach wysokość powieszonych budek była podobna i liczyła od 2,8 do 3,5 m. Ostatni analizowany parametr mogący wpływać na warunki termiczne w budkach to ekspozycja budki. Wpływ tego czynnika był różny w zależności od obszaru prowadzonych badań. W Hiszpanii nietoperze preferowały budki z wlotami wychodzącymi na południe i wschód (Flaquer, i in., 2006), w Niemczech na wschód, (Wendorf, 2004). W prezentowanych badaniach stwierdzono wpływ kierunku świata, na który jest wystawiona budka dla rodzaju *Pipistrellus* (w budce crev_C), oraz gatunku *N. Noctula*. Wpływ

ekspozycji na zasiedlenie budek crev_C przez *Pipistrellus* spp. był wysoce istotny *Pipistrellus* spp. wybierały budki skierowane na północ i/lub północny wschód, a *N. noctula* wybierały budki skierowane na zachód lub/i północny zachód. W przypadku *N. noctula* podobny trend opisał Printz i in. (2021).

Druga grupa badanych czynników środowiskowych, obejmowała trzy czynniki wpływające na dostępność żerowisk (odległości od: zbiorników/cieków wodnych, najbliższej drogi oraz skraju lasu). Parametry te były wcześniej opisywane jako mające wpływ na wybór kryjówek przez nietoperze (Kalcounis-Rüppell, 2005). Najczęściej taką zależność opisywano dla bliskości zbiorników lub cieków wodnych (Kasprzyk i Ruczyński, 2001, Wendorf, 2004), przy czym najczęściej dotyczyła ona *P. nathusii*, ze względu na to, że często żeruje on nad wodą lub na terenach podmokłych (Kasprzyk i Ruczyński, 2001, Flaquer i in., 2009, Lundy i in., 2010). W niniejszych badaniach istotny wpływ tego czynnika zaobserwowano tylko dla budki prostopadłościennej typu budki A i dla nietoperzy należących do rodzaju *Pipistrellus* w budce typu crev_C oraz gatunku *N. noctula*, natomiast nie stwierdzono takiej zależności dla samego *P. nathusii*, czy *P. pipistrellus*, które także często żeruje nad zbiornikami i ciekami wodnymi (Vaughan i in., 2007). Być może oznaczanie do gatunków nietoperzy z rodzaju *Pipistrellus* przez trzy lata badań dzięki większej próbie pomogłyby znaleźć takie zależności. Wpływ bliskości zbiornika lub cieków wodnych przez *N. noctula* może to być związane z tym, że gatunek ten żeruje zazwyczaj na otwartej przestrzeni takich jak np. jeziora (Kronwitter, 1988), lub pastwiska do których często dolatuje z dziennych kryjówek kilka kilometrów (Mackie i Racey, 2007). Najwięcej osobników tego gatunku obserwowano albo w pobliżu dużych zbiorników wodnych i rzek, takich jak: Jezioro Zegrzyńskie, oraz rzeki Wisła i Narew, albo w pobliżu innych rejonów z otwartą przestrzenią, np. w pobliżu łąk i pastwisk. Podobnie niewielką odległość od skraju lasu, można traktować jako łatwiejszy dostęp do otwartych przestrzeni. Przy czym taki wpływ potwierdzono dla budki szczelinowej (crev_C), w analizie wszystkich gatunków w trakcie trzech lat badań.

Kolejnym parametrem związanym z miejscami żerowania jest bliskość od drogi. Taką zależność znaleziono dla *N. Noctula*, ale tylko dla budki stra_A oraz *Pipistrellus* spp. w budce crev_C. W tym przypadku, jest to raczej związane z łatwością dostania się do docelowych miejsc żerowania na otwartych przestrzeniach. Niewielka odległość od drogi jako szlaku komunikacyjnego i miejsca żerowania wielu gatunków nietoperzy obserwowana była dla samic ciężarnych, karmiących i młodych osobników (Kyheröinen i in., 2019).

W trzeciej grupie analizowanych czynników środowiskowych znalazły się czynniki, które mogły stanowić o bliskości innych schronień (odległość od zabudowań, dominujący gatunek drzew, pierśnica drzew). Spośród opisywanych parametrów brak zależności wykazano tylko dla typu lasu. Dla uproszczenia analizy przeprowadzono z podziałem drzewa iglaste/liściaste w odniesieniu do dominującego gatunku drzewa na wydzieleniu, na którym znajdują się budki. Być może brak wpływu typu lasu (iglasty/liściasty) na aktywność w nich nietoperzy (Węgiel i in., 2023) może mieć przełożenie na brak takiej zależności dla wyboru budek. Co prawda zajęcie sztucznych

schronień w monokulturach sosnowych bywa kilkadziesiąt razy większe niż w lasach liściastych (Ciechanowski, 2005), ale głównym czynnikiem odpowiedzialnym za takie różnice jest prawie całkowity brak naturalnych schronień takich jak dziuple, szczeliny w pniu drzewa lub pod odstającą korą w lesie sosnowym. Wiek drzewostanu wpływa na zasiedlenie budek (Wendorf, 2004, Ruczyński i in., 2010), podobnie jak ilość martwego drewna (Printz i in., 2021) i związana z tym obecność szczelin i dziupli (Ciechanowski 2015, Printz i in., 2021). Cechą związaną z wiekiem drzew jest ich pierśnica. Stwierdzono zależność między tym parametrem a wyborem budek, zwłaszcza dla budki szczelinowej typu crev_C przez *Pipistrellus spp.* Poza tym wiązała się z zasiedleniem różnych typów budek przez nietoperze z gatunków *P. nathusii* i *P. pipistrellus*. Potencjalnym schronieniem są także zabudowania, które na swoje kryjówki wybiera wiele gatunków nietoperzy (np. Kubista i Bruckner, 2018, Ferguson i in., 2020), w tym także nietoperze z rodzaju *Pipistrellus* (Mazurska i Ruczyński, 2008, Janus i Lesiński, 2015), dla których ten parametr był istotny w wyborze budek prostopadłościennych typu stra_A i szczelinowych typu stra_C. Przy czym w przypadku budki typu szczelinowego zależność ta była wprost proporcjonalna i nietoperze tego rodzaju chętniej zasiedlały budki w miejscach bardziej odległych od potencjalnych schronień w budynkach. Podobną zależność zaobserwowano w badaniach Lundy i in. (2010). W prezentowanych badaniach nietoperze należące do gatunku *P. nathusii*, w 2022 roku częściej były obserwowane w pobliżu niewielkich obszarów zabudowanych. Sztuczne schronienia dla nietoperzy instalowane w pobliżu obszarów zabudowanych są rzadziej zasiedlane przez nietoperze niż schronienia znajdujące się w lesie, co wiąże się prawdopodobnie z dużą liczbą potencjalnych kryjówek w budynkach (López-Baucells i in., 2017). W wielu badaniach analizowano wpływ liczby budek zainstalowanych w jednym miejscu na ich zasiedlenie. Okazało się, że większe zagęszczenie budek pozytywnie wpływa na stopień ich zasiedlenia (Ciechanowski, 2005, Mering i Chambers, 2012, Mering i Chambers, 2014, Pschonny i in., 2022), ponieważ pozwala to nietoperzom na częstą zmianę schronienia (Willis i Brigham, 2004). Poza tym, małe grupy budek (do 10) są rzadziej używane niż grupy składające się z ponad 30 budek.

W prezentowanych badaniach nie analizowano zależności liczby budek na obszarach i wyboru przez nietoperze, ponieważ na wszystkich powierzchniach była zainstalowana taka sama liczba budek. Jednak po analizie udziału osobników obserwowanych na poszczególnych powierzchniach i rozmieszczenia podpowierzchni (blisko/daleko) (Ryc. 2 - 10) zauważono, że powierzchnie, których podpowierzchnie znajdują się obok siebie tak, że zainstalowane na nich budki tworzą jedną większą grupę budek, udział obserwowanych osobników w budkach nie przekracza 6%. Natomiast w przypadku powierzchni, na których podpowierzchnie znajdują się w odległości przekraczającej co najmniej 100 m udział nietoperzy w budkach poniżej 6% dotyczy tylko jednej powierzchni (pierwszej). Najwyższe udziały osobników w budkach obserwowano na powierzchniach: trzeciej (32,7%), piątej (13,2%), oraz dziewiątej (16,7%). Podpowierzchnie na tych powierzchniach znajdują się albo przy jednej drodze albo przy dwóch drogach, które się ze sobą krzyżują. Na tej podstawie można wywnioskować, że liczba ośmiu/dziewięciu budek wywieszonych w jednym miejscu jest wystarczająca. Natomiast grupy budek zainstalowane w odległości powyżej 100 m wzdłuż jednego lub

więcej połączonych ze sobą szlaków komunikacyjnych, sprzyjają zasiedleniu budek przez nietoperze.

4.6. Podsumowanie

Prezentowane badania wskazują, że najbardziej istotnym parametrem wpływającym na zasiedlenie budek jest ich typ i kształt. Przy czym to budki szczelinowe, okazały się najbardziej odpowiednie dla wszystkich gatunków i grup nietoperzy obserwowanych w trakcie trzech lat badań. Do oceny zależności zasiedlenia budek przez nietoperze od czynników środowiskowych użyto model liniowy pomijający wpływ powierzchni na których zainstalowane są budki. Jednak duże różnice w zasiedleniu budek na powierzchniach nie mogą zostać pominięte. Na powierzchni X i IV z budek korzystało kolejno tylko 0,3% i 0,9% wszystkich obserwowanych osobników w budkach, a na powierzchni III prawie 33%, czy IX prawie 17%. Próbując znaleźć różnice między tymi obszarami przeanalizowano mapy, na których położone są wspomniane powierzchnie i wydaje się, że jest jedna potencjalna zależność. Budki na powierzchniach (X i IV), zainstalowane były wzdłuż szerokiej drogi leśnej prowadzącej bezpośrednio do miejsc zabudowanych (Ryc. 4 i 10), natomiast w przypadku powierzchni III i IX drogi, przy których znajdowały się budki bezpośredniego połączenia z terenem zabudowanym nie miały (Ryc. 3 i 9). W związku z tym można wysunąć wniosek, że wcześniej analizowany czynnik dotyczący bliskości alternatywnych schronień w postaci zabudowań należy rozszerzyć o łatwość dostępu (np. swobodny przelot, liniowe elementy krajobrazu) do zabudowań jako alternatywnych kryjówek.

4.7. Zalecenia na przyszłość

Ze względu na dużą liczbę nietoperzy obserwowanych w budkach szczelinowych celowe jest ich dalsze badanie w różnych środowiskach.

W celu przeprowadzenia analizy statystycznej wpływu parametrów środowiskowych na liczbę nietoperzy w budkach badania powinno się kontynuować na większej liczbie budek (np. 500), przez dłuższy czas.

Wyjaśnienia wymaga również powiązanie bliskości potencjalnych schronień o dodatkowe parametry związane z łatwością dostępu do nich.

5. Bibliografia

Agnelli P, Maltagliati G, Ducci L, Cannicci S. 2011. Artificial Roosts for bats: Education and research. The "Be a Bat's Friend" project of the natural history museum of the University of Florence. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 22, (1), 215–223.

Ancillotto L., Tiziana Serangeli M., Russo D. 2013. Curiosity killed the bat: Domestic cats as bat predators. *Mammalian Biology* 78, 369-373.

Andersson J., Domingo Gómez E., Michon S., Roberge J.M. 2018. Tree cavity densities and characteristics in managed and unmanaged Swedish boreal forest. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33, (3), 233–244.

Appel G., Meyer C., Bobrowiec P. 2023. Fear or food? Prey availability is more important than predation risk in determining aerial insectivorous bat responses across a disturbed tropical forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 32, 1-19.

Avila-Flores R., León-Madrado R., Perez-Perez L., Aguilar-Rodríguez A., Campuzano-Romero Y., Rodas-Martínez A. 2023. Are Molossid Bats Behaviourally Preadapted to Urban Environments? Insights from Foraging, Echolocation, Social, and Roosting Behaviour. W: Moretto L., Coleman J.L., Davy C.M., Brock Fenton M., Korine C., Patriquin K.J. (red). *Urban Bats. Biology, Ecology, and Human Dimensions*. 1-190.

Baagøe H.J. 1987. The Scandinavian bat fauna: Adaptive wing morphology, and free flight in the field. In: Fenton MB, Racey PA, Rayner JMV, editors. *Recent advances in the study of bats*. Cambridge, Mass: Cambridge University Press, 57–74.

Baerwald E.F., D'Amours G.H., Klug B.J., Barclay R.M.R. 2008. Barotrauma is significant causa of fatalities at wind turbines. *Current Biology*, 19, 696 – 696. Baranauskas K. 2009. The Use of Bat Boxes of Two Models by *Nathusius Pipistrelle* (*Pipistrellus nathusii*) in Southeastern Lithuania. *Acta Zoologica Lithuanica*, 19, (1), 3-9.

Bale J.S., Masters G.J., Hodkinson I.D., Awmack C., Bezemer T.M., Brown V.K., Butterfield J., Buse. A., Coulson J.C., Farrar J., Good J.E.G., Harrington R., Hartley S., Jones T.H., Lindroth, R. L., Press, M. C., Smyrnioudis, I., Watt, A. T. i Whittaker, J. B. 2002. Herbivory in global climate change research: Direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*, 8, 1-16.

Baranauskas K. 2010. Diversity and abundance of bats (Chiroptera) found in bat boxes in East Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica*, 20, 39–44.

Barber J.R., Crooks K.R. 2010. The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. *Trends Ecol. Evol.* 25, 180-189.

Barclay R. M. R., Kurta A. 2007. Ecology and behaviour of bats roosting in tree cavities and under bark. W: *Bats in forests*. Lacki M. J., Hayes J. P., Kurta A. (red). Johns Hopkins University Press, Baltimore. 1-329.

- Bartonička T, Řehák Z. 2007. Influence of the microclimate of bat boxes on their occupation by the soprano pipistrelle *Pipistrellus pygmaeus*: Possible cause of roost switching. *Acta Chiropterologica*, 9, (2), 517–526.
- Bender R. 2011. Bat roost boxes at Organ Pipes National Park, Victoria: seasonal and annual usage patterns. W: *The biology and conservation of Australasian bats*. (red. Law B., Eby P., Lunney D., Lumsden L. Royal Zoological Society of New South Wales, Mossman, 1-498.
- Bennett B.S., Thies M.L. 2007. Organochlorine pesticide residues in guano brazylijskich nietoperzy wolnoogonowych, *Tadarida brasiliensis* Saint-Hilaire, ze wschodniego Teksasu. *Byk. Environ. Contam. Toxicol*, 78, 191–194.
- Benzal J. 1991. Population dynamics of the Brown long eared bat (*Plecotus auritus*) occupying bird boxes in a pine forest plantation in Central Spain. *Neth. J. Zool*, 41, 241–249.
- Beyer G. L., Goldingay R.L. 2006. The value of nest boxes in the research and management of Australian following arboreal marsupials. *Wildlife Research*, 33, 161-174.
- Bideguren G.M., Lopez-Baucells A., Puig-Montserrat., Mas M., Porres X., Flaquer C. 2019. Bat boxes and climate change: testing the risk of over-heating in the Mediterranean region. *Biodiversity and Conservation*, 21-35.
- Błachowski G. 2011. Pierwsze stwierdzenie mopka *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774) w skrzynce dla nietoperzy w Polsce. *Nietoperze*, 12, 42-44.
- Boonman M. 2000. Roost selection by noctules (*Nyctalus noctula*) and Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*). *Journal of Zoology*, 251, 3, 385–389.
- Brinkmann R. 2006. Survey of possible operational impacts on bats by wind facilities in southern Germany. Administrative district of Freiburg – Department 56. Conservation and Landscape Management, 1-60.
- Brittingham-Brant M., Iliams L., M. 2000. Bat boxes as alternative roosts for displaced bat maternity colonies. *Wildlife Society Bulletin*, 28 (1), 197-207.
- Brouwer D, Henrard E. 2020. Too hot or not? The influence of colour and material on temperature and relative humidity in flat, single-chambered bat boxes in the Netherlands. *Borculo: Ecologisch advies- projectbureau NatuurInclusief*, 1-17.
- Browning E., Barlow K.E., Burns F., Hawkins C., Boughy K. 2021. Drivers of European bat population change: a review reveals evidence gaps. *Mammal review*, 51, (3), 1-16.
- Burles D.W., Brigham R.M., Ring R.A., Reimchen T.E. 2009. Influence of weather on two insectivorous bats in a temperate Pacific Northwest rainforest. *Canadian Journal of Zoology*, 87, 132– 138.
- Chaverri G., Ancillotto L., Russo D. 2018. Social communication in bats. *Biological Reviews*, 93, 1938–1954.

Chytil, J. 2014. Occupancy of bat boxes in the Dolní Morava Biosphere Reserve (southern Moravia, Czech Republic), *Vespertilio* 17, 79 – 88. Cichocki J., Bator-Kocoł A., Jurga R.M., Warchałowski M., Ciebiera O., Bocheński M., Jerzak L. 2020. Nietoperze Rezerwatu Nietoperek. Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Nauk Biologicznych, Zielona Góra, 1-108.

Cichocki J., Lupicki D., Ważna A., Nowacka D. 2013. Czy można ochronić nietoperze przed kolizjami z pojazdami na autostradzie? *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 36, (3), 70-78.

Ciechanowski M. 2005. Utilization of artificial shelters by bats (Chiroptera) in three different types of forest. *Folia Zoologica*, 54, 31-37. Ciechanowski M. 2015. Habitat preferences of bats in anthropogenically altered, mosaic landscapes of northern Poland. *European Journal of Wildlife Research*, 61, (3), 415–428. Ciechanowski M., Jakusz-Gostomska A., Żmihorski M. 2015. Empty in summer, crowded during migration? Structure of assemblage, distribution pattern and habitat use by bats (Chiroptera: Vespertilionidae) in a narrow, marine peninsula. *Mammal Research*, 61, (1).

Ciechanowski M., Jarzembowski T. 2003. The size and number of harems in the polygynous bat *Pipistrellus nathusii* (Keyserling and Blasius, 1839) (Chiroptera: Vespertilionidae). *Mammalian Biology*, 69, 277-280.

Ciechanowski M., Przesmycka A., Sachanowicz K. 2006. Bats (Chiroptera) of Wdzydze Landscape Park. *Parki Nar. Rez. Przyr.*, 25, 85–100.

Cockle K.L., Martin K., Wesołowski T. 2011. Woodpeckers, decay, and the future of cavity nesting vertebrate communities worldwide. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, (7), 377-382.

Crawford R., O'Keefe J. 2023. Improving the science and practice of using artificial roosts for bats. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*.

Crawford R.D., O'Keefe J.M. 2021. Avoiding a conservation pitfall: Considering the risks of unsuitably hot bat boxes. *Conservation Science and Practice*, 1-8.

Czenze Z., Noakes M.J., Wojciechowski M.S. 2022. Home is where the heat is: Thermoregulation of European bats inhabiting artificial roosts and the threat of heat waves. *Journal of Applied Ecology* 59, 2179 – 2188.

De Bruyn L., Gyselings R., Kirkpatrick L., Rachwald A., Apoznański G., Kokurewicz T. 2021. Temperature driven hibernation site use in the Western barbastelle *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774). *Scientific Reports*. 11, 1-12.

Dieterich H. 1998. Zum Einsatz von Holzbeton-Grosshöhlen für waldbewohnende Fledermäuse und zur Bestandsentwicklung der Chiropteren in einem schleswig-holsteinischen Revier nach 30 jährigen Erfahrungen. *Nyctalus (N.F.)*, 6, 456 - 467.

Dieterich H., Dieterich J. 1988. Zur Ansiedelung von Waldfledermäusen in Schleswig-Holstein. *Myotis*, 26, 153–159.

- Dietz C., Helversen O. 2004. Illustrated identification key to the bats of Europe. 1-72. Publikacja elektroniczna (dostęp 15.12.2019).
- Dietz C., Helversen O., Nill D. 2009. Nietoperze Europy i Afryki północno-zachodniej. Multico Oficyna Wydawnicza, Warszawa, 1-400.
- Dietz C., Kiefer A. 2015. Bats of Britain and Europe. Bloomsbury, 1-398.
- Dietz M, Hörig A. 2011. Thermoregulation of tree-dwelling temperate bats-a behavioural adaptation to force live history strategy. *Journal of Vertebrate Biology*, 60, (1), 5–16.
- Dietz M., Brombacher M., Erasmy M., Fenchuk, W., Simon O. 2018. Bat community and roost site selection of tree-dwelling bats in a well-preserved European lowland forest. *Acta Chiropterologica*, 20, 117–127.
- Dodds M., Bilston H. 2013. A comparison of different bat box types by bat occupancy in deciduous woodland, Buckinghamshire, UK. *Conservation Evidence*, 10, 24-28.
- Dulisz B., Stawicka A., Knozowski P., Diserens T., Nowakowski J. 2021. Effectiveness of using nest boxes as a form of bird protection after building modernization. *Biodiversity and Conservation*, 31, 277–294.
- Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej. 2022. Nowa strategia leśna UE 2030 – zrównoważona gospodarka leśna w Europie. Rezolucja Parlamentu Europejskiego z dnia 13 września 2022 r. w sprawie nowej strategii leśnej UE 2030 – zrównoważona gospodarka leśna w Europie (2022/2016(INI)).
- Faure P.A., Barclay R.M.R. 1992. The sensory basis of prey detection by the long-eared bat, *Myotis evotis*, and the consequences for prey selection. *Anim. Behav*, 44, 31-39.
- Ferguson J., Williams C., Collins J., Langton S., Ross A. 2020. The implementation and effectiveness of bat roost mitigation and compensation measures for *Pipistrellus* and *Myotis* spp. and brown long-eared bat (*Plecotus auritus*) included in building development projects completed between 2006 and 2014 in England and Wales. *Conservation Evidence*, 19-26.
- Festa F., Ancillotto L., Santini L., Pacifici M., Rocha R., Toshkova N., Amorim, F., Benitez-Lopez A., Domer A., Hamidovic D., Kramer-Schadt S., Mathews F. 2022. Bat responses to climate change. A systematic review. *Biol. Rev.*, 98, 19 – 33.
- Feyerabend F., Simon M. 2000. Use of roosts and roost switching in a summer colony of 45 kHz phonic type pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus* Schreber, 1774). *Myotis*, 38, 51-59.
- Flaquer C, Puig-Montserrat X, Goiti U, Vidal F, Curcó A, Russo D. 2009. Habitat selection in Nathusius' pipistrelle (*Pipistrellus nathusii*): The importance of wetlands. *Acta Chiropterologica*, 11, 149–155.

- Flaquer C, Torre I, Ruiz-Jarillo R. 2006. The value of bat-boxes in the conservation of *Pipistrellus pygmaeus* in wetland rice. Occupancy of bat boxes in managed conifer stands 465 paddies. *Biological Conservation*, 128, 2, 223–230.
- Frick W.F., Reynolds D.S., Kunz T.H. 2009. Influence of climate and reproductive timing on demography of little brown myotis *Myotis lucifugus*. *Journal of Animal Ecology*, 79, 128–136.
- Furey N.M, Racey P.A. 2016. Conservation Ecology of Cave Bats. W: Voigt, C., Kingston, T. (red) *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Springer, 463-500.
- Furmankiewicz J., Ignaczak M., Manias J. 2005. Nowe obserwacje mopska *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774) z okresu rozrodu w Polsce. *Nietoperze*, 6, 55-57.
- Furmankiewicz J., Ruczyński I., Urban R., Jones G. 2011. Social calls provide tree-dwelling bats with information about the location of conspecifics at roosts. *Ethology*. 117, (6), 480 - 489.
- Furmankiewicz, J., Kucharska, M. 2009. Migration of bats along a large river valley in southwestern Poland. *Journal of Mammalogy*, 90, 1310–1317.
- Gaisler J., Zukal J., Rehak Z., Homolka M. 1998. Habitat preference and flight activity of bats in a city. *J. Zool*, 244, 439–445.
- Geiser F., Turbill C. 2009. Hibernation and daily torpor minimize mammalian extinctions. *Naturwissenschaften*, 96, 1235–1240.
- Geluso K.N., Altenbach J.S., Wilson D.E. 1976. Bat Mortality: Pesticide Poisoning and Migratory Stress. *Science*. 194, 184-186.
- Gerell R. 1985. Tests of boxes for bats. *Nyctalus* (N. F.). (2), 181 - 185.
- Gerell R., Lundberg K. 1985. Social organization in the bat *Pipistrellus pipistrellus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 16, 177–184.
- Głodowska M., Gałązka A. 2018. Intensyfikacja rolnictwa a środowisko naturalne. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 592, 3-13.
- Gonzalez-Cesped C., Alaniz A.J., Vergara P.M., Chiappa E., Zamorano, J., Mandujano, V. 2021. Effects of urban environmental conditions and landscape structure on taxonomic and functional groups of insects. *Urban For. Urban Greening*, 58, 126902.
- Graczyk R. 1992. Ochrona ptaków i nietoperzy w lasach. PWRiL, 1-192.
- Greenaway F., Hill D. 2004. Woodland management advice for Bechstein's bat and barbastelle bat. *English Nature. Research Reports*, 658, 1 - 30.
- Hackethal H., W. Oldenburg. 1983. Erste Erfahrungen mit dem Einsatz modifizierter FS1-Kästen in Waren-Ecktannen und in der Nossentiner Heide. *Nyctalus*, 1, 513–514.

- Haensel J., Näfe M. 1982. Anleitungen zum Bau von Fledermauskästen und bisherige Erfahrungen mit ihrem Einsatz. *Nyctalus* (N.F.), 1, 327 – 348.
- Haensel J., R. Tismer R. 1999. Versuchsrevier für Fleder-mauskästen im Forst Berlin-Schmöckwitz — Ergebnisse, insbe sondere zu den überwiegend vertretenen Rauhaut - fleder mäusen (*Pipistrellus nathusii*). *Nyctalus* (N.F.), 7, 60–77.
- Hautier Y., Tilman D., Isbell F., Seabloom E.W., Borer E.T., Reich P.B. 2015. Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity. *Science*, 348, (6232), 336–340.
- Heise G. 1983. Ergebnisse sechsjähriger Untersuchungen mittels Fledermauskästen im Kreis Prenzlau, Uckermark. *Nyctalus* (N.F.), 1, 504–512.
- Heise G. 1985. Zu Vorkommen, Phänologie, Ökologie und Altersstruktur des Abendseglers (*Nyctalus noctula*) in der Umgebung von Prenzlau/Uckermark. *Nyctalus*, 2, 133-146
- Heise G., Blohm F., Blohm T., Schönwerder. 2012. Arbeit mit Fledermauskästen – sinnvoll oder nicht? *Nyctalus*. Berlin, 17, (3-4), 226-239.
- Herberg M. 1956. Fledermausansiedlung in höhlenarmen Waldgebieten. *Waldhygiene* 8, 258-262.
- Hoeh J.P.S., Bakken G.S., Mitchell W.A., O’Keefe J.M. 2018. In artificial roost comparison, bats show preference for rocket box style. *PLoS ONE* 13, (10), e0205701.
- Hutson A.M., Mickleburgh S.P., Racey P.A. 2001. *Microchiropteran Bats: Global Status Survey and Conservation Action Plan*, IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK, 36, (1), 18-34.
- Hutterer R., Ivanova T., Meyer-Cords C., Rodrigues L. 2005. *Bat migrations in Europe*. Federal Agency for Natural Conservation, Bonn, 1-176.
- Ignaczak M., Manias J., Stopczyński, M., Szuflet R. 2021. Zasedlenie przez nietoperze skrzynek typu Stratmann w parku krajobrazowym Międzyrzecza Warty i Widawki. *Przegląd Przyrodniczy*, XXXII, (4), 45-5.
- IPCC. 2021. Podsumowanie dla Decydentów. W: *Zmiana Klimatu 2021. Fizyczne Podstawy Naukowe*. Wkład I Grupy Roboczej do Szóstego Raportu Oceny Międzyrządowego Zespołu ds. Zmiany Klimatu. [Masson-Delmotte V., Zhai P., Pirani A., Connors S.L., Péan C., Berger S., Caud N., Chen Y., Goldfarb L., Gomis M.I., Huang M., Leitzell K., Lonnoy E., Matthews J.B.R., Maycock T.K., Waterfield T., Yelekçi O., Yu R., Zhou B. (red)]. Cambridge University Press.
- Issel B., Issel W. 1955. Versuche zur Ansiedlung von ‘Waldfledermäusen’ in Fledermauskästen. *Forstwissen - schaft liches Centralblatt*, 74, 193-204.
- Jankowska-Jarek M., Ciechanowski M., Bidziński K., Postawa T. 2023, Factors affecting bat occupancy of boxes in managed coniferous forests. *The European Zoological Journal*, 90, (1), 454-469.

- Janus K., Lesiński G. 2018. Birds and bats using buildings as a place of breeding or shelter. *Annals of Warsaw University of Life Sciences - SGGW - Animal Science*, 57, (1), 19-29.
- Jarzemowski T. 2003. Migration of the Nathusius' pipistrelle *Pipistrellus nathusii* (Vespertilionidae) along the Vistula Split. *Acta Theriologica*, 48, (3), 301-308.
- Jones G, Jacobs D.S, Kunz T.H, Willig M.R, Racey P.A. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*, 8, 93–115.
- Kalcounis-Riippell M.C., Psyllakis J.M., Brigham R.M. 2005. Tree roost selection by bats: an empirical synthesis using meta-analysis. *Wildlife Society Bulletin*, 33, (3), 1123–1132.
- Kalpakis S., Papadatou E., von Helversen O. 2005. Balcony of an urban building: an unintended trap for free-tailed bats (*Tadarida teniotis*) in the city of Thessaloniki. *Nyctalus* 10, 79–84.
- Kasprzyk K., Ruczyński, I. 2001. The structure of bat communities roosting in bird nest boxes in two pine monocultures in Poland. *Folia Zoologica*, 50, (2), 107–116.
- Kasprzyk K., Tomaszewski M. 2008. Nowe skrzynki z trocinobetonu dla nietoperzy. *Nietoperze*, 9, 143–152.
- Kerth G., Ebert C., Schmidtke C. 2006. Group decision making in fission–fusion societies: Evidence from two-field experiments in Bechstein's bats. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences*, 273, 2785-2790.
- Kerth G., König B. 1999. Fission, fusion, and nonrandom associations in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*). *Behaviour*, 136, (9), 1187-1202.
- Kerth G., Weissmann K., König B. 2001. Day roost selection in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*): a field experiment to determine the influence of roost temperature. *Oecologia*, 126, 1-9.
- Kłys G. 2013. Multifactor Analysis of Refugioclimate in Places of Hibernation of Chosen Bat Species. *Studia Chiropterologica. Annals of the Chiropterological Information Center*, 8, 1-167.
- Kmiecik P., Kmiecik A. 2010. Stwierdzenia nocka Bechsteina *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817) w skrzynkach dla nietoperzy w Górach Bystrzyckich. *Nietoperze*, 11, 1-2.
- Kondracki J. 2002. *Geografia regionalna Polski*, PWN, Warszawa.
- König H., König W. 1995. Ergebnisse einer Untersuchung nistkastenbewohnender Fledermäuse in der Nordpfalz. *Nyctalus (N.F.)* 5, (6), 529-544.
- Kowalski M., Lesiński G. 1994. Bats occupying nest boxes for birds and bats in Poland. *Nyctalus*, 5, (1), 19-26.
- Kowalski M., Ostrach-Kowalska A., Krasnodebski I.W., Sachanowicz K., Ignaczak M., Rusin, A. 2001. Nietoperze Parków Krajobrazowych: Górznieńsko-Lidzbarskiego i Welskiego. *Nietoperze*, 2, (1), 117-124.

- Kravchenko K., Vlaschenko A., Prylutska A., Rodenko O., Hukov V., Shuvaev V. 2017. Year-round monitoring of bat records in an urban area: Kharkiv (NE Ukraine), 2013, as a case study. *Turkish Journal of Zoology*, 41, 530-548.
- Kronwitter F. 1988. Population structure, habitat use and activity patterns of the noctule bat, (*Nyctalus noctula*) Schreb. 1774 (Chiroptera: Vespertilionidae) revealed by radio tracking. *Myotis*, 26, 23–85.
- Krüger F., Clare E.L., Symondson W.O., Keiřs O., Pētersons G. 2014. Diet of the insectivorous bat *Pipistrellus nathusii* during autumn migration and summer residence. *Molecular Ecology*, 23, (15), 3672–3683.
- Krzanowski A. 1955. Nowy typ skrzynki dla nietoperzy. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*. 11, (3), 21-27.
- Krzanowski A. 1959. Ergebnisse des Waldfledermausschutzes auf Grund fremder und eigener
- Kubista C., Bruckner A. 2015. Importance of urban trees and buildings as daytime roosts for bats. *Biologia*, 70, (11), 1545—1552.
- Kühnert E., Schönbächler C., Arlettaz R., Christe P. 2016. Roost selection and switching in two forest-dwelling bats: implications for forest management. *European Journal of Wildlife Research*, 62, 497–500.
- Kunz T. H. 1982. Roosting ecology of bats. W: *Ecology of Bats* (T. H. Kunz, red.). Plenum Press, New York, 1-55. Kunz T., H., Lumsden L., F., Fenton M.B. 2003. Ecology of Cavity and Foliage Roosting Bats. W: Kunz T, Fenton M.B. (Red.) *Bat ecology*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, 3-89.
- Kusch J., A. Schmitz. 2013. Environmental factors affecting the differential use of foraging habitat by three sympatric species of *Pipistrellus*. *Acta Chiropterologica*, 15, 57–67.
- Kyheröinen E.M., S. Aulagnier J. Dekker M.-J. Dubourg-Savage B., Ferrer S., Gazaryan P., Georgiakakis D., Hamidovic C., Harbusch K., Haysom H., Jahelková T., Kervyn M., Koch M., Lundy F., Marnell A., Mitchell-Jones J., Pir D., Russo H., Schofield P.O., Syvertsen A.,
- Tsoar. 2019. Guidance on the conservation and management of critical feeding areas and commuting routes for bats. EUROBATS. Publication. Series No. 9. Unep/Eurobats Secretariat, Bonn, Germany.
- Lesiński G. 2007. Bat road casualties and factors determining their number. *Mammalia*, 71, 138–142.
- Lesiński G., Popczyk B., Janiak A. 2008. Przykłady drapieżnictwa kota domowego na nietoperzach. *Nietoperze* 9, 2, 236-238.
- Lesiński G., Sikora A., Olszewski A. 2011. Bat casualties on a road crossing a mosaic landscape. *European Journal of Wildlife Research*, 57, 217-223.

- Lesiński G., Skrzypiec-Nowak P., Janiak A., Jagnieszczak Z. 2009. Phenology of bat occurrence in boxes in central Poland. *Mammalia* 73, 33-37.
- Lewis S. E. 1995. Roost fidelity of bats: a review. *Journal of Mammalogy*, 76, 481-496.
- Li H., Wilkins K. 2022. Predator-Prey Relationship between Urban Bats and Insects Impacted by Both Artificial Light at Night and Spatial Clutter. *Biology*, 11, (6), 829.
- Łochyński M., Grzywiński, W. 2009. Nietoperze Parku Krajobrazowego Puszcza Zielonka. *Nietoperze*, 10, 1-2.
- López-Baucells A., Torre I., Freixas L., Mas M., Arrizabalaga A., Flaquer C. 2017. Bat boxes in urban non-native forests: a popular practice that should be reconsidered. *Urban Ecosystems*. 20, 217-225.
- Lourenço S.I., Palmeirim J.M. 2004. Influence of temperature in roost selection by *Pipistrellus pygmaeus* (Chiroptera): relevance for the design of bat boxes. *Biological Conservation*, 119, 237-243.
- Lundy M., Montgomery J., Russ J. 2010. Climate change-linked range expansion of Nathusius' pipistrelle bat, *Pipistrellus nathusii* (Keyserling & Blasius, 1839). *Journal of Biogeography*, 37, 2232 – 2242.
- Łupicki D., Szkudlarek R., Cichocki J., Ciechanowski M. 2007. The wintering of noctule bat *nyctalus noctula* (Schreber, 1774) in Poland. *Nietoperze*, 8, 27-38.
- Mackie I.J., Racey P.A. 2007. Habitat use varies with reproductive state in noctule bats (*Nyctalus noctula*): Implications for conservation. *Biological Conservation*, 140, (1-2), 0–77.
- Maenurm A., Luca M., Luca M., Zanini S., Bellomo S., Lapini L. 2022. Preliminary observation about a mixed breeding roost of *Nyctalus lasiopterus* and *Nyctalus noctula* in north-eastern Italy (Friuli Venezia Giulia Region). *Biodiversity and Conservation*, 31, 3075–3092.
- Mann S.L., Steidl R.J., Dalton V.M. 2002. Effects of cave tours on breeding *Myotis velifer*. *J Wildl Manage* 66, 618–624.
- Matuszkiewicz W. 2007. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Naukowe PWN, 1-540.
- Mayle B.A. 1990. A biological basis for bat conservation in British woodlands—a review. *Mammal Review*, 20, (4), 159–195.
- Mazurska K., Ruczyński I., 2008. Bats select buildings in clearings in Białowieża Primeval Forest. *Acta Chiropterologica*, 10, 331-338.
- Meddings A., Taylor S., Batty L., Green R. 2011. Managing competition between birds and bats for roost boxes in small woodlands, North-East England. *Conservation Evidence*, 8, 74-80.

- Medinas D., Marques J.T., Mira A. 2012. Assessing road effects on bats: the role of landscape, road features, and bat activity on road-kills. *Ecol. Res.* 28, 227–237.
- Mering E.D., Chambers C., L. 2012. Artificial roosts for tree-roosting bats in northern Arizona. *Wildlife Society Bulletin*, 36, 765–772.
- Mering E.D., Chambers C.L. 2014. Thinking Outside the Box: A Review of Artificial Roosts for Bats. *Wildlife Society Bulletin*, 38, (4), 741–751.
- Monsalve-dolz M.Á. 2014. Accidental mortality events of the European free-tailed bat *Tadarida teniotis* in high buildings in Valencia (Spain). *Barbastella* 7, 42–45.
- Nagel A., NageL R. 1988. Einsatz von Fledermauskästen zur Ansiedlung von Fledermäusen: ein Vergleich von 2 verschiedenen Gebieten Baden-Württembergs. *Myotis*, 26, 129 - 144.
- Nyssen P., Cors R. 2019. Identification of bats in hibernation. *Plecotus-Natagora*, 1-17.
- Olszewski, A. 2019. Nietoperze Kampinoskiego Parku Narodowego i ich ochrona. *Kampinoski Park Narodowy*, 38 – 39.
- Otto M., Becker N., Jorge E. 2016. Roost characteristics as indicators for heterothermic behavior of forest-dwelling bats. *Ecological Research*, 31, 385-391.
- Petersons G. 2004. Seasonal migrations of north-eastern populations of Nathusius' bat *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera). *Myotis*, 41, (42), 29-56.
- Pettersson R.B., Ball J.P., & Renhorn K.E., Esseen P.A., Sjöberg K. 1995. Invertebrate communities in boreal forest canopies influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. *Biological Conservation*, 74. 57-63.
- Pimm S.L., Russell G.J., Gittleman J.L., Brooks T.M. 1995. The future of biodiversity. *Science*, 269, (5222), 347-350.
- Popa-lisseanu A., Bontadina F., Mora O., Iban C. 2008. Highly structured fission-fusion societies in an aerial-hawking, carnivorous bat. *Animal Behaviour*. 75, 471-482.
- Popczyk B., 2019. Sprawozdanie z realizacji projektu „Monitoring populacji oraz czynna ochrona nietoperzy na terenie Nadleśnictwa Jabłonna”. 1-47.
- Prakash M.G., Wajid H. 2023. Scenario of climate change impact on insect pests in India. *International Journal of Agricultural and Applied Sciences*, 4, 79-84.
- Preschel G. 1997. Flugunfähigkeit einer Fransenfledermaus (*Myotis nattereri*) durch Schnecken? *Nyctalus (N.F.)*, 6, 309.
- Printz L, Tschapka M, Vogeler A. 2021. The common noctule bat (*Nyctalus noctula*): population trends from artificial roosts and the effect of biotic and abiotic parameters on the probability of occupation. *Journal of Urban Ecology*, 1–7.

- Pschonny S, Leidinger J, Leitl R, Weisser W. 2022. What makes a good bat box? How box occupancy depends on box characteristic and landscape-level variables. *Ecological Solutions and Evidence*, 3, 1, E12136.
- Rachwald A., Apoznański G., Thor K., Więcek M., Zapart A. 2022 Nursery Roosts Used by Barbastelle Bats, *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774) (Chiroptera: Vespertilionidae) in European Lowland Mixed Forest Transformed by Spruce Bark Beetle, *Ips typographus* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Curculionidae). *Forests*, 13, (7), 1073.
- Rachwald A., Gottfried I. 2019. Use of the 'crevice' bat boxes as a new solution for active protection of the Western barbastelle *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774) in forests. *Sylvan* 163, (5), 435-440.
- Rachwald A., Gottwird I., Gottwird T., Szurlej M. 2018. Occupation of crevice-type nest-boxes by the forest-dwelling western barbastelle bat *Barbastella barbastellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Folia Zoologica*. 67, (3-4), 231-238.
- Rebelo H., Tarroso P., Jones G. 2010. Predicted impact of climate change on European bats in relation to their biogeographic patterns. *Global Change Biology*, 16, 561–576.
- Richardson M. L., Wilson B.A., Aiuto D.A.S., Crosby J.E., Alonso A., Dallmeier F., Golinski G.K. 2017. A review of the impact of pipelines and power lines on biodiversity and strategies for mitigation. *Biodiversity and Conservation*, 26, 1801-1815.
- Rieger I. 1996. Tagesquartiere von wasser- edermausen, *Myotis daubentoni* (Kuhl, 1819), in hohlen baumen. *Schweiz. Z. Forstwes*, 147, 1-20.
- Ruczyński I. 2006. Influence of temperature on maternity roost selection by noctule bats (*Nyctalus noctula*) and Leisler's bats (*N. leisleri*) in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Canadian Journal of Zoology*, 84, 900-907.
- Ruczyński I., Bartoń K.A. 2020. Seasonal changes and the influence of tree species and ambient temperature on the fission-fusion dynamics of tree-roosting bats. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 74-63.
- Ruczyński I., Bogdanowicz W. 2005. Roost cavity selection by *Nyctalus noctula* and *N. leisleri* (Vespertilionidae, Chiroptera) in Białowieża Primeval Forest, eastern Poland. *Journal of Mammalogy*, 86, 921-930.
- Ruczyński I., Kalko E., Siemers B. 2007. The sensory basis of roost finding in a forest bat, *Nyctalus noctula*. *The Journal of experimental biology*, 210, 3607-3615.
- Ruczyński I., Kalko E.K.V., Siemers B.M. 2009. Calls in the forest: a comparative approach to how bats find tree cavities. *Ethology*, 115, 167-177.
- Ruczyński I., Nicholls B., MacLeod C. D., Racey P. A. 2010. Selection of roosting habitats by *Nyctalus noctula* and *Nyctalus leisleri* in Białowieża Forest – Adaptive response to forest management? *Forest Ecology and Management*, 259 (8), 1633-1641.

- Ruczyński I., Ruczyńska I., Kasprzyk K. 2005. Winter mortality rates of bats inhabiting man-made shelters (northern Poland). *Acta Theriologica*, 50, 161-166.
- Ruczyński I., Szarlik A., Siemers B., M. 2011. Conspicuous visual cues can help bats to find tree cavities. *Acta Chiropterologica*, 13, 385-389.
- Ruczyński, I., Bartoń, K. 2012. Modelling Sensory Limitation: The Role of Tree Selection, Memory, and Information Transfer in Bats' Roost Searching Strategies. *PloS one*. 7.
- Ruegger N. 2016. Bat boxes — a review of their use and application, past, present, and future. *Acta Chiropterologica*, 18, (1), 279-299.
- Ruegger N. 2017. Artificial tree hollow creation for cavity-using wildlife – Trialling an alternative method to that of nest boxes. *Forest Ecology and Management*, 405, 404-412.
- Ruegger N., Goldingay R.L., Law B., Gonsalves L. 2018. Limited use of bat boxes in a rural landscape: implications for offsetting the clearing of hollow-bearing trees. *Restoration Ecology*.
- Russell A., Butchkoski C., Saidak L., McCracken G. 2009. Road-killed bats, highway design, and the commuting ecology of bats. *Endanger. Species Res.* 8, 49–60.
- Russo D., Ancillotto L. 2014. Sensitivity of bats to urbanization: A review. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, 80, (3), 205-215.
- Russo D., Cistrone L., Garonna A. P., Jones G. 2010. Reconsidering the importance of harvested forests for the conservation of tree-dwelling bats. *Biodivers. Conserv.* 9, 2501–2515.
- Russo D., Cistrone L., Jones G. 2005. Spatial and temporal patterns of roost use by tree-dwelling barbastelle bats *Barbastella barbastellus*. *Ecography*, 28, 769-776.
- Russo D., Cistrone L., Jones G., Mazzoleni S. 2003. Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy. *Hystrix: The Italian Journal of Mammalogy*, 143-144.
- Rydell J., Racey P.A. 1995. Streetlamps and the feeding ecology of insectivorous bats. *Symp. zool. Soc. Lond.* 67, 291-307.
- Sachanowicz K. 2003. Kolonizacja sztucznych schronień przez nietoperze w Lasach Łukowskich. *Nietoperze*, 4, 1, 39 – 43.
- Sala O. E. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100 *Science*, 287, (5459), 1770–1774.
- Salinas-Ramos V., B, Tomassini A., Ferrari F., Boga R., Russo D. 2023. Admittance to Wildlife Rehabilitation Centres Points to Adverse Effects of Climate Change on Insectivorous Bats. *Biology*, 12, 543.
- Schaub A., Ostwald J., Siemers B.M. 2008. Foraging bats avoid noise. *J. Exp. Biol.* 211, 3174–3180.

- Schmidt A. 2000. 30-jährige Untersuchungen in Fledermaus - kastengebieten Ostbrandenburgs unter besonderer Berücksichtigung von Rauhautfledermaus (*Pipistrellus nathusii*) und Abendsegler (*Nyctalus noctula*). *Nyctalus* (N.F.), 7, 396–422.
- Schmidt A. 2016. Zur Einwanderung der Mückenfledermaus *Pipistrellus pygmaeus* nach Ostbrandenburg und zur Bestandsentwicklung in Fledermauskastengebieten der Umgebung von Beeskow. *Nyctalus*. Berlin, 18, (3-4), 245-254.
- Schöner C.R., Schöner M.G., Kerth G. 2010. Similar is not the same: social calls of conspecifics are more effective in attracting wild bats to day roosts than those of other bat species. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 64, 2053-2063.
- Sherwin H., A., Montgomery I., Lundy M., G. 2013. The impact and implications of climate change for bats. *Mammal Review*, 3, 171-182.
- Shirley M.D.F., Armitage, V.L., Barden, T.L., Gough, M., Lurz, P.W.W., Oatway, D.E., South, A.B., Rushton S.P. 2001. Assessing the impact of a music festival on the emergence behaviour of a breeding colony of Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*). *J. Zool.* 254, 367–373.
- Siemers B. M., Swift S.M. 2006. Differences in sensory ecology contribute to resource partitioning in the bats *Myotis bechsteinii* and *Myotis nattereri* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 59, 373-380.
- Sierro A. 1999. Habitat selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*) in the Swiss Alps (Valais). *J. Zool.*, 248, 429-432.
- Stebbing R.E., Walsh S.T. 1991. *Bat Boxes: A Guide to the History, Function, Construction and Use in the Conservation of Bats*. Bat Conservation Trust, London, 1-24.
- Stratmann B. 1971. Erfahrungen bei der Herstellung und beim Einsatz von Fledermausschlaf und Fortpflanzungskästen in der Regionalgruppe Halle. *Nyctalus*, 3, 69-71.
- Stratmann B. 1978. Faunistisch-ökologische Beobachtungen an einer Population von *Nyctalus noctula* im Revier Ecktannen des StFB Waren (Müritz). *Nyctalus* (N.F.), 1, 2–22.
- Studier E.H., O'Farrell M.J. 1972. Biology of *Myotis thysanodes* and *M. lucifugus* (Chiroptera: Vespertilionidae). I - thermoregulation. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 41, 567–595.
- Thies M.L., McBee K. 1994. Cross-placental Transfer of Organochlorine Pesticides in Mexican Free-Tailed Bats from Oklahoma and New Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* volume 27, 239-242.
- Thomas D.W., Dorais M., Bergeron J. 1990. Winter Energy Budgets and Cost of Arousals for Hibernating Little Brown Bats, *Myotis lucifugus*. *Journal of Mammalogy*, 71 (3), 475–479.

- Thor K. 2021. Migracje polskich gatunków nietoperzy. 2021. Wybrane zagadnienia produkcji zwierzęcej. Środowisko - Roślina- Zwierzę - Produkt. Tom II. WUP Lublin., 212-219.
- Tillman F.E., Bakken G.S., O’Keefe J.M. 2021. Design modifications affect bat box temperatures and suitability as maternity habitat. *Ecological Solutions and Evidence*, 2, (4), 12112.
- Toffoli, R. 2016. The importance of linear landscape elements for bats in a farmland area: The influence of height on activity. *Journal of Landscape Ecology*, 9, (1), 49 – 62.
- Van Langevelde F., Ettema J.A., Donners M., WallisDeVries M.F., Groenendijk D. 2011. Effect of spectral composition of artificial light on the attraction of moths. *Biol. Conserv*, 144, 2274–2281.
- Vaughan N. 1997. The diets of British bats (Chiroptera). *Mammal Review* 27, (2), 77–94.
- Vesk P.A., Nolan R., Thomson J.R., Dorrough, J.W., Mac Nally R. 2008. Time lags in provision of habitat resources through revegetation, *Biological Conservation* 141, (1), 174–186.
- Voigt C.C., Lehnert L.S., Popa-Lisseanu A.G., Ciechanowski M., Estók P., Gloza-Rausch F. 2014. The trans-boundary importance of artificial bat hibernacula in managed European forests. *Biodiversity and Conservation*, 23, (3), 617–631.
- Webb E., Ober H., Braun de Torrez E., Gore J., Zambrano R. 2021. Urban Roosts: Use of Buildings by Florida Bonneted Bats, 42, 1-11.
- Węgiel A, Grzywiński W, Jaros R, Łacka A, Węgiel J. 2023. Comparison of the Foraging Activity of Bats in Coniferous, Mixed, and Deciduous Managed Forests. *Forests*, 14, (3), 48.
- Węgiel A. 2006. Ochrona nietoperzy w lasach. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo Leśnej*, 1 (11), 141-153.
- Weidner H. 1998. Biologische Untersuchungen in einer Wochenstube der Fransenfledermaus, *Myotis nattereri*; (Kuhl, 1 818), in einem Fichtenwald Ostthüringens. *Nyctalus*, 6, 506-516.
- Wendorf R. 2004. Modellprojekt für Fledermauskästen im Forstrevier Berlin – Schmöckwitz. *Nyctalus*, 9, 4, 372 – 388.
- Wieser H., Günther L., Mayer F., Ripperger S. 2018. Temperaturprofile künstlicher und natürlicher Fledermausquartiere in einem städtischen Waldhabitat (Königsheide Forst, Berlin). *Nyctalus*, 19, (2), 124-135.
- Wilcove D.S., Rothstein D., Dubow J., Phillips A., Losoś E. 2000. Leading threats to U.S. biodiversity: What’s threatening imperiled species? In: Stein, B.A.; Kutner, L.S.; Adams, J.S., eds. *Precious heritage: the status of biodiversity in the United States*. New York, Oxford University Press USA, 238–254.

Willis C.K., Brigham R.M. 2004. Roost switching, roost sharing and social cohesion: Forest-dwelling big brown bats, *Eptesicus fuscus*, conform to the fission–fusion model. *Animal Behaviour*, 68, (3), 495– 505.

Wojtaszyn G., Lesiński G., Rutkowski T. 2021. Seasonal Dynamics of Occupation of Bat Boxes by Bats in Forests of South-western Poland. *Acta Zoologica Bulgarica*, 1-6.

Wojtaszyn G., Rytkowski T., Stephan W. 2009. Mieszane zgrupowania nietoperzy w lasach. *Nietoperze* 10, 1-2.

Zahn A. 1999. Reproductive success, colony size and roost temperature in attic-dwelling bat *Myotis myotis*. *Journal of Zoology*, 247, 275–280.

Zahn A., Hammer M. 2017. Zur Wirksamkeit von Fledermauskästen als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. *ANLiegen Natur*, 39,1, 27–35.

Zielony R., Kliczkowska A. 2012. Regionalizacja przyrodniczo–leśna Polski 2010. Warszawa: Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, 1-356.

Netografia

<https://medcalc.org/calc/index.php> (dostęp 10.07.2023).

www.bdl.lasy.gov.pl 21.09. 2022 dostęp 30.04.20223.

<https://www.kampinoski-pn.gov.pl/> dostęp 30.04.2023.

Wyrażam zgodę na udostępnienie mojej pracy w czytelniach Biblioteki SGGW

A handwritten signature in cursive script, appearing to read "Iwona Kubińska", is written above a horizontal dotted line.

(czytelny podpis autora pracy)