ISSN 1232-3578
e-ISSN 2719-8901

Przesłano: 17-06-2026
Zaakceptowano do druku: 28-09-2026

(cc) BY-NC

WYKORZYSTANIE MARTWEGO DREWNA W OCHRONIE ODNOWIEŃ DĘBU I BUKA PRZED SZKODAMI OD ZWIERZĄT KOPYTNYCH[1]

Marlena Baranowska[2], Adrian Łukowski[3], Wojciech Kowalkowski[4], Marcin Zadworny[5], Andrzej Mazur[6], Radosław Witkowski[7], Anna Wierzbicka[8], Franciszek Majorek[9], Bartłomiej Meres[10], Robert Korzeniewicz[11]

Abstrakt: Celem badań była ocena praktycznej wykonalności oraz ekologicznej zasadności wykorzystania barier z martwego drewna jako niskokosztowej, opartej na rozwiązaniach przyrodniczych metody ochrony odnowień przed szkodami powodowanymi przez zwierzęta kopytne. Badania przeprowadzono w 2025 roku w 15 lukach w drzewostanach bukowo-

[1] Badania finansowane ze środków funduszu leśnego pt. „Innowacyjne wykorzystanie martwego drewna w ochronie odnowień drzewostanów bukowo-dębowych w Wolińskim Parku Narodowym", w ramach umowy nr EZ.0290.1.62.2024 zawartej pomiędzy Skarbem Państwa – Dyrekcją Generalną Lasów Państwowych a Wolińskim Parkiem Narodowym.

[2] Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu (Poznań University of Life Sciences) | wkład pracy (work input): 20% | ORCID: 0000-0001-9915-3776 | e-mail: marlena.baranowska@up.poznan.pl

[3] Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu (Poznań University of Life Sciences) | wkład pracy (work input): 15% | ORCID: 0000-0002-4860-4984 | e-mail: adrian.lukowski@up.poznan.pl

[4] Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu (Poznań University of Life Sciences) | wkład pracy (work input): 10% | ORCID: 0000-0002-5801-9818 | e-mail: wojciech.kowalkowski@up.poznan.pl

[5] Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu (Poznań University of Life Sciences) | wkład pracy (work input): 10% | ORCID: 0000-0002-7352-5786 | e-mail: marcin.zadworny@up.poznan.pl

[6] Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu (Poznań University of Life Sciences) | wkład pracy (work input): 10% | ORCID: 0000-0003-2877-8394 | e-mail: andrzej.mazur@up.poznan.pl

[7] Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu (Poznań University of Life Sciences) | wkład pracy (work input): 5% | ORCID: 0000-0003-4630-765X | e-mail: radoslaw.witkowski@up.poznan.pl

[8] Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu (Poznań University of Life Sciences) | wkład pracy (work input): 5% | ORCID: 0000-0003-1201-0292 | e-mail: anna.wierzbicka@up.poznan.pl

[9] Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu (Poznań University of Life Sciences) | wkład pracy (work input): 5% | e-mail: franciszekmajorek11@gmail.com

[10] Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu (Poznań University of Life Sciences) | wkład pracy (work input): 5% | e-mail: bartlomiej.meres@up.poznan.pl

[11] Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu (Poznań University of Life Sciences) | wkład pracy (work input): 15% | ORCID: 0000-0002-4653-9154 | e-mail: robert.korzeniewicz@up.poznan.pl

-dębowych Wolińskiego Parku Narodowego. W pięciu lukach założono odnowienia dębu bezszypułkowego, w kolejnych pięciu – odnowienia buka zwyczajnego, a pozostałe stanowiły powierzchnie kontrolne. Bariery wykonano z martwego drewna dostępnego na miejscu, wykorzystując łącznie ponad 229 m³ tego surowca. Aktywność zwierząt monitorowano za pomocą fotopułapek, rejestrując 1515 przejść, głównie dzików, jeleni szlachetnych i saren. Średnia przeżywalność sadzonek wyniosła 88%, przy czym była wyższa dla buka (93%) niż dla dębu (82%). Jednocześnie odsetek sadzonek nieuszkodzonych był większy w odnowieniach bukowych, co wskazuje na silniejszą presję zgryzania w przypadku dębu. Wyniki wskazują, że bariery z martwego drewna mogą stanowić skuteczną metodę ochrony odnowień buka, natomiast ich zastosowanie w odnowieniach dębu wymaga dalszej optymalizacji oraz dostosowania do lokalnej presji zwierząt kopytnych.

Słowa kluczowe: presja zwierząt, przeżywalność sadzonek, monitoring fotopułapkami, sukces odnowienia, dynamika luk w drzewostanie

JEL: Q23, Q57, Q20

THE USE OF DEADWOOD FOR PROTECTING OAK AND BEECH REGENERATION AGAINST UNGULATE DAMAGE[1]

Marlena Baranowska[2], Adrian Łukowski[3], Wojciech Kowalkowski[4], Marcin Zadworny[5], Andrzej Mazur[6], Radosław Witkowski[7], Anna Wierzbicka[8], Franciszek Majorek[9], Bartłomiej Meres[10], Robert Korzeniewicz[11]

Abstract: The aim of this study was to evaluate the practical feasibility and ecological validity of using deadwood barriers as a low-cost, nature-based solution for protecting forest regeneration against damage caused by ungulates. The study was conducted in 2025 within 15 canopy gaps in beech–oak stands of the Wolin National Park. Sessile oak regeneration was established in five gaps, European beech regeneration in another five, while the remaining five served as control sites. The barriers were constructed from locally available deadwood, with a total of more than 229 m³ used. Ungulate activity was monitored using camera traps, which recorded 1,515 crossings, mainly by wild boar, red deer, and roe deer. The overall seedling survival rate averaged 88%, reaching 93% for beech and 82% for oak. The proportion of undamaged seedlings was higher in beech regeneration, indicating greater browsing pressure on oak. The results suggest that deadwood barriers can provide an effective method of protecting beech regeneration, whereas their application in oak regeneration requires further optimisation and adaptation to local ungulate pressure.

Keywords: ungulate pressure, seedling survival, camera-trap monitoring, regeneration success, forest gap dynamics

JEL Classification: Q23, Q57, Q20

1. Wstęp

Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi realizuje założenia Planu Strategicznego dla Wspólnej Polityki Rolnej (PS WPR) na lata 2023-2027. W związku z tym wdrażane są m. in. interwencje leśno-zadrzewieniowe, w tym: zalesianie gruntów rolnych, tworzenie zadrzewień śródpolnych, zakładanie systemów rolno-leśnych, zwiększanie bioróżnorodności lasów prywatnych. Ponadto przyznawane są premie z tytułu zalesień i zadrzewień oraz systemów rolno-leśnych. Wyżej wymienione interwencje ze względu na swoją specyfikę są do siebie zbliżone. Każda z nich obejmuje sadzenie drzew lub/i krzewów, ich pielęgnowanie oraz ochronę. Beneficjenci w ramach wyżej wymienionych interwencji mogą przeznaczyć określoną kwotę na ochronę roślin przed szkodami powodowanymi przez zwierzęta. W ramach dopłat na tworzenie zalesień, zwiększania bioróżnorodności w lasach prywatnych oraz zakładania zadrzewień śródpolnych dopuszczone jest: ogrodzenie upraw co najmniej 2-metrową siatką metalową, stosowanie repelentów, zabezpieczenie drzew lub krzewów trzema palikami, wełną owczą lub osłonkami. Wprowadzając systemy rolno-leśne nie dopuszczono do stosowania grodzeń siatką (https://www.gov.pl/web/rolnictwo/inwestycje-i-premie-lesno-zadrzewieniowe). Wszystkie wyżej wymienione metody ochrony drzew przed ssakami kopytnymi, które są dopuszczone do stosowania w ramach PS WPR są metodami głęboko zakorzenionymi i szeroko stosowanymi w leśnictwie. Mimo to Instrukcja Ochrony Lasu (2023) dopuszcza szerszy wybór sposobów ochrony drzew przed zwierzętami. Oprócz wyżej wymienionych można wykorzystywać także: rysakowanie, stosowanie osłon rosochami, podwiązywanie gałęzi oraz przywiązywanie pęków gałęzi do pni drzew (Instrukcja Ochrony Lasu, 2023). Trzy ostatnie metody opierają się na wykorzystaniu martwego drewna.

Przy wysokich liczebnościach zwierząt kopytnych, wprowadzanie drzew, w tym odnowienie i zalesianie, stają się bardzo trudne, a czasem niemożliwe (Mikoś i Borowski, 2015; Ramirez i in., 2018). Podobna sytuacja może zdarzyć się przy wprowadzaniu drzew na pastwiska – np. przy zakładaniu systemów rolno-leśnych, w tym w szczególności w przypadku sylwopastoralizmu. Najczęściej stosowaną metodą zabezpieczenia drzew przed uszkodzeniami są grodzenia z siatki leśnej, uznawane za rozwiązanie skuteczne, lecz kosztowne, pracochłonne, ingerujące w krajobraz i ograniczające przestrzeń dla zwierząt (Drozdowski i in., 2011, Löf i in., 2023). W związku z tym stosowanie tradycyjnych grodzeń powinno być ograniczane ze względów przyrodniczych (Kamieniarz, 2024) i estetycznych. Kamieniarz (2025) wskazuje, że grodzenia upraw powinny być ostatecznym rozwiązaniem w ich ochronie, co uzasadnia poszukiwanie alternatywnych metod ochrony drzew przed szkodami powodowanymi przez zwierzęta.

Jednym z alternatywnych rozwiązań jest wykorzystanie martwego drewna jako bariery ograniczającej dostęp zwierząt kopytnych do odnowień, zalesień i zadrzewień powierzchniowych. Badania wskazują, że wywroty (powalone drzewa) i wiatrołomy (połamane drzewa) utrudniają przemieszczanie się dużych zwierząt, ograniczając żerowanie tworzą korzystniejsze mikrosiedliska dla siewek i sadzonek (Steinebrunner i in., 2025). Przykładowo, w lasach z udziałem świerka sitkajskiego (*Picea sitchensis* (Bong.) Carrière) otoczenie wywrotów było jedynym miejscem umożliwiającym regenerację niektórych gatunków roślin, podczas gdy w obszarach pozbawionych martwego drewna presja roślinożernych ssaków kopytnych uniemożliwiała odnowienie (Schreiner i in., 1996). Zwarte, gęsto ułożone drewno może również zapobiegać spałowaniu cennych gatunków drzew (Steinebrunner i in., 2025). Dlatego wykorzystanie luk otoczonych drewnem może stanowić efektywną alternatywę wobec konwencjonalnych metod ochrony odnowień.

Celem badań była wstępna ocena skuteczności zastosowania barier z martwego drewna utworzonych w lukach drzewostanów bukowo-dębowych Wolińskiego Parku Narodowego (WPN). Bariery te miały służyć ochronie odnowień dębu bezszypułkowego i buka zwyczajnego przed uszkodzeniami powodowanymi przez zwierzęta kopytne. Założono, że bariery te ograniczą penetrację zwierząt kopytnych na powierzchniach otoczonych martwym drewnem, tym samym wpłyną na zwiększenie przeżywalności sadzonek i ograniczą ich uszkodzenia. Założono, że w przypadku buka zwyczajnego zastosowanie barier będzie bardziej skuteczne w ochronie odnowień niż w przypadku dęba bezszypułkowego. Atutem zastosowanego rozwiązania jest nieingerowanie w krajobraz naturalny, ponieważ martwe drewno jest integralnym elementem ekosystemu. Inspiracją do podjęcia badań były obserwacje terenowe prowadzone w WPN w latach 2022–2024. Z lustracji terenu wynikało, że odnowienia w znacznym stopniu zanikają wskutek zgryzania przez jeleniowate lub ulegają uszkodzeniom powodowanym przez dziki. W konsekwencji realizacja przebudowy składu gatunkowego bez zastosowania zabezpieczeń (np. grodzeń z siatki leśnej typowych dla lasów gospodarczych) w praktyce okazuje się niemożliwa. Natomiast w miejscach, w których zalegały wywroty i wiatrołomy zaobserwowano pojawianie się nalotów, które nie były niszczone przez zwierzęta kopytne. Prezentowany eksperyment ma charakter pilotażowy i stanowi punkt wyjścia do dalszego doskonalenia metod ochrony drzew przed uszkodzeniami powodowanymi przez ssaki kopytne w lasach i w zadrzewieniach.

2. Metodyka badań

Badania prowadzono w Wolińskim Parku Narodowym (WPN). W składzie gatunkowym drzewostanów WPN dominuje sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.),

buk zwyczajny (*Fagus sylvatic*a L.) oraz dąb bezszypułkowy (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.). Buk w tym regionie dobrze odnawia się naturalnie. Luki otoczone powalonymi lub złamanymi drzewami szybko wypełniają się jego siewkami. Podobny proces obserwuje się w Puszczy Bukowej, ok. 70 km na południe od WPN (Domian i Kędra, 2010). Natomiast drzewostany bukowo-dębowe w WPN cechują się niewielką różnorodnością strukturalną i gatunkową, wynikającą z braku odnowień dębu bezszypułkowego.

Badania przeprowadzono w 2025 r. w 15 lukach w drzewostanach bukowo-dębowych na siedliskach grądowych WPN, w obrębie których założono stałe powierzchnie doświadczalne (SPD) ogrodzone martwym drewnem. Charakterystykę SPD z barierami przedstawiono w załączniku 1.

W niniejszych badaniach pod pojęciem „martwego drewna" rozumiano wielkowymiarowe resztki drzewne (ang. CWD, czyli *coarse woody debris*), obejmujące naturalne wywroty, wiatrołomy, leżące pnie oraz fragmenty martwych lub zamierających drzew stojących. Do budowy barier wykorzystywano wyłącznie materiał o średnicy w cieńszym końcu nie mniejszej niż 70 mm i długości minimum 1 m. Bariery z martwego drewna uformowano w pierwszym kwartale 2025 r., przed wykonaniem odnowienia. Proces budowy polegał na przestrzennym ułożeniu pni wzdłuż granic wyznaczonych stałych powierzchni doświadczalnych (SPD) w taki sposób, aby naśladowały one naturalne nagromadzenie drewna i tworzyły przestrzenną przeszkodę fizyczną. Drewno układano piętrowo i krzyżowo (wielokierunkowo), opierając pnie o siebie oraz o stojące w sąsiedztwie żywe drzewa, co miało na celu zwiększenie stabilności i wysokości konstrukcji oraz zablokowanie swobodnych ciągów komunikacyjnych dla zwierząt. W miejscach, w których naturalnie zalegające wywroty nie zapewniały odpowiedniej szczelności bariery, wykorzystano leżące już w pobliżu pnie lub (w razie ich braku) wycięto i wkomponowano w ogrodzenie stojące drzewa martwe lub zamierające. Rozmieszczenie i geometrię utworzonych w ten sposób wielokątnych barier wokół placówek z odnowieniami przedstawiono w załączniku 2. Uwzględniając specyfikę badanego obiektu oraz przewidywane wysokie ryzyko zniszczenia sadzonek na powierzchniach pozbawionych barier, w eksperymencie przyjęto zmodyfikowany wariant kontroli. Za powierzchnie kontrolne uznano luki, na których nie prowadzono sztucznego odnowienia dębu ani buka. Takie rozwiązanie wynikało z głównego celu badania, którym była ocena – z wykorzystaniem fotopułapek – skłonności zwierząt kopytnych do penetrowania luk zabezpieczonych barierami utworzonymi z martwego drewna. Na powierzchniach tych, w perspektywie badań wieloletnich będą prowadzone dalsze obserwacje.

Niezależnie od przyjętego schematu badawczego założono również dodatkową powierzchnię kontrolną bez zastosowania barier ochronnych, zlokalizowaną

w sąsiedztwie SPD3. Na powierzchni tej wysadzono sadzonki dębu bezszypułkowego oraz buka zwyczajnego na pięciu placówkach, po 13 sadzonek każdego gatunku na każdej z nich. Zgodnie z wcześniejszymi obserwacjami sadzonki zostały uszkodzone przez zwierzęta, miesiąc od ich posadzenia tj. 11.04.2025 roku, głównie poprzez zgryzanie lub wyrywanie. Ze względu na całkowitą utratę materiału badawczego dane uzyskane z tej powierzchni nie zostały włączone do analiz statystycznych ani uwzględnione w prezentacji wyników.

Na pięciu SPD posadzono dąb bezszypułkowy (SPD Db), na kolejnych pięciu buk zwyczajny (SPD Bk), a pięć pozostawiono jako powierzchnie kontrolne przeznaczone do potencjalnej naturalnej sukcesji (SPD K), w dalszych etapach badań. Układ ten umożliwiał ocenę czy obecność sztucznie wprowadzonego odnowienia wpływa na częstość penetracji powierzchni przez zwierzęta kopytne. Materiałem odnowieniowym były jednolatki z nagim systemem korzeniowym (Nadleśnictwo Rokita), który zabezpieczono hydrożelem. Odnowienie wykonano w dniach od 10 do 12 marca 2025 r. Drzewa sadzono bez przygotowania gleby, w szparę wykonaną kosturem. Wewnątrz każdej SPD (z wyjątkiem SPD K) założono po 10 placówek o średnicy 1,4 m (1,54 m^2) wzorowanych na metodzie Szymańskiego (1966). Zdaniem Szymańskiego (1966) dąb na placówkach nie wymaga ochrony przed zwierzyną, a uprawy gniazdowe z domieszkami rzadko uszkadzanymi przez zwierzynę nie wymagają grodzenia, co miało zwiększyć szansę na przeżycie dębów w warunkach WPN. Sadzonki dębu i buka, w liczbie po 13 sztuk, posadzono w co 35 cm na planie krzyża (1-3-5-3-1) (rysunek 1). Położenie sadzonek wyznaczano za pomocą przygotowanego szablonu, a placówki umownie nazwano Wolińskimi (PW). Lokalizację placówek wewnątrz SPD wykonano przy użyciu technologii FieldMap (IFER – Institute of Forest Ecosystem Research Ltd., Republika Czeska), gdzie centralnie posadzone drzewo wyznaczało środek placówki. Placówki rozmieszczone były losowo na każdej z odnawianych powierzchni (załącznik 2).

W obrębie każdej SPD zabezpieczonej barierą z martwego drewna wykonano pomiary i pozycjonowanie martwego drewna z wykorzystaniem technologii FieldMap Stork. Pomiary prowadzono w dniach 10-11.04.2025 r., 26-27.05.2025 r. oraz 19-20.07.2025 r. Określano: (a) położenie początku i końca kłody oraz jej długość; (b) średnice w cieńszym i grubszym końcu (mierzono tylko drewno ≥70 mm średnicy i ≥1 m długości). Pomiar wykonano średnicomierzem elektronicznym Haglöf z modułem przesyłania danych Bluetooth® z dokładnością do 1 mm; (c) gatunek, a w przypadku braku możliwości identyfikacji - klasyfikację jako iglaste, liściaste lub nierozpoznane; (d) stopień rozkładu według pięciostopniowej skali (Hunter, 1990). Rozmieszczenie kłód przedstawiono na rysunkach wygenerowanych w FieldMap. Na podstawie zebranych danych obliczono miąższość

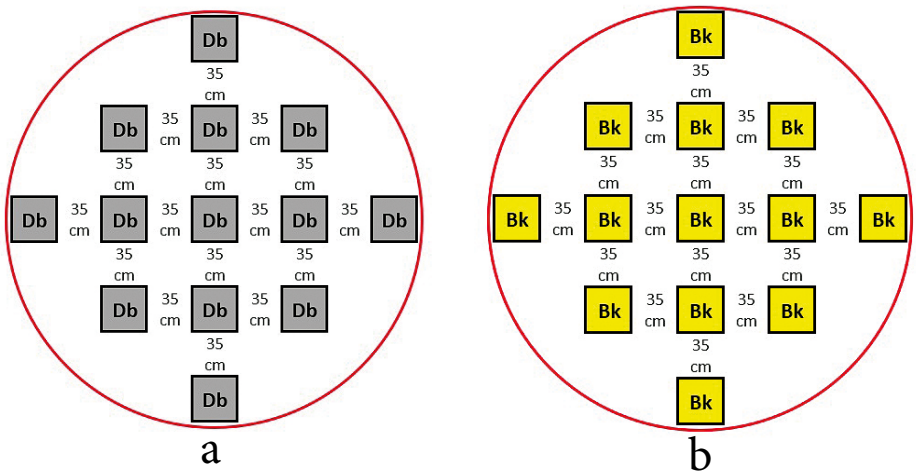
martwego drewna wykorzystanego do budowy ogrodzeń (VL), wykorzystując oprogramowanie Field-Map Data Collector 21.0.13821 (IFER – Institute of Forest Ecosystem Research Ltd., Republika Czeska), oparte na wzorze na objętość ściętego stożka:

$$V_L = \frac{1}{3} \pi L (R^2 + Rr + r^2) \ [m^3]$$

gdzie: R – promień przekroju pnia w grubszym końcu,
r – promień przekroju pnia w cieńszym końcu,
L – długość mierzonego pnia.

Rysunek 1

Schemat rozmieszczenia sadzonek (a) dąb bezszypułkowy (Db) (b) buk zwyczajny (BK) na Placówkach Wolińskich



Źródło: Opracowanie własne.

Pozycjonowano i mierzono również wszystkie drzewa rosnące wewnątrz grodzonych SPD oraz rosnące w promieniu r=12,61 m licząc od środka SPD. Określano gatunek drzewa i mierzono jego pierśnicę.

Liczbę wejść zwierząt określano na podstawie rejestracji wykonywanych przez kamery leśne TOPHUNT (fotopułapki 16 Mpx). Ustawienie kamer pozwalało objąć monitoringiem całe wnętrze otoczonych barierami powierzchni (SPD). Obserwacje prowadzono od momentu założenia doświadczenia w danym Obwodzie Ochronnym do 15.09.2025 r., po czym nagrania i zdjęcia poddano analizie. Z uwagi na brak możliwości indywidualnej identyfikacji poszczególnych osobników, w analizach zrezygnowano z szacowania bezwzględnej liczby zwierząt na rzecz liczby zarejestrowanych zdarzeń (wejść). Na potrzeby niniejszej pracy „wej-

ście" (traktowane tożsamościowo ze „zdarzeniem") zdefiniowano jako fizyczne przekroczenie bariery z martwego drewna przez zwierzę lub grupę zwierząt i ich obecność wewnątrz stałej powierzchni doświadczalnej (SPD).

Materiał z fotopułapek (sekwencje zdjęć i nagrań) poddano szczegółowej analizie wizualnej. Aby uniknąć sztucznego zawyżania wyników poprzez wielokrotną rejestrację tego samego osobnika żerującego lub przemieszczającego się w obrębie placówki, przyjęto 3-minutowy odstęp czasowy. Oznacza to, że kolejne zdjęcia lub nagrania osobników tego samego gatunku, wykonane w odstępie krótszym niż 3 minuty, klasyfikowano jako kontynuację tego samego zdarzenia i zliczano jako jedno wejście. W analizach uwzględniono gatunki zwierząt powodujące szkody w uprawach leśnych (zgryzanie, wyrywanie i tratowanie). Zaliczono do nich sarnę europejską (*Capreolus capreolus* L.), jelenia szlachetnego (*Cervus elaphus* L.) oraz dzika euroazjatyckiego (*Sus scrofa* L.).

Lustrację odnowień dębu i buka na PW przeprowadzono 7.10.2025 r. Liczba żywych sadzonek na każdej PW posłużyła do oceny przeżywalności oraz określenia stopnia uszkodzeń powodowanych przez zwierzęta (zgryzienia). Zinwentaryzowane uszkodzenia drzew podzielono na cztery stopnie wg zmodyfikowanej na potrzeby niniejszego eksperymentu (ocena wykonana jesienią) skali opisanej przez Góreckiego i in. (2016), gdzie:

0. oznaczało brak uszkodzeń;
1. 1–20% uszkodzeń drzew (zgryzione/ uszkodzone pąki i liście) – niewielkie uszkodzenia;
2. 21–50% uszkodzeń drzew (zgryzione/ uszkodzone pąki, liście i pędy wierzchołkowe) – uszkodzenia średnie;
3. ponad 50% uszkodzeń drzew (zgryziona/ uszkodzona połowa i więcej drzewa) – uszkodzenia duże;
4. drzewo martwe (rysunek 2);
5. brak drzewa.

Zebrane dane poddano analizie statystycznej w programie Statistica (ver. 10). Do oceny istotności różnic pomiędzy dwiema niezależnymi próbami (porównanie wyników dla buka zwyczajnego i dębu bezszypułkowego) zastosowano nieparametryczny test U Manna-Whitneya. W przypadku porównań obejmujących więcej niż dwie grupy (np. analiza zróżnicowania przeżywalności w zależności od wariantu doświadczenia i powierzchni) wykorzystano test Kruskala-Wallisa. Z kolei do porównania odsetka sadzonek nieuszkodzonych pomiędzy badanymi gatunkami (analiza frakcji) zastosowano test $\chi 2$ (chi-kwadrat) Pearsona. Za poziom istotności we wszystkich testach przyjęto $p < 0{,}05$.

Rysunek 2

Stopnie uszkodzenia buków zwyczajnych (lewa strona) i dębów bezszypułkowych (prawa strona) na Placówkach Wolińskich



0



1



2



3



4

Źródło: Fot. 0-3 – *F. Majorek*, fot. 4 – *M. Baranowska*.

3. Wyniki badań

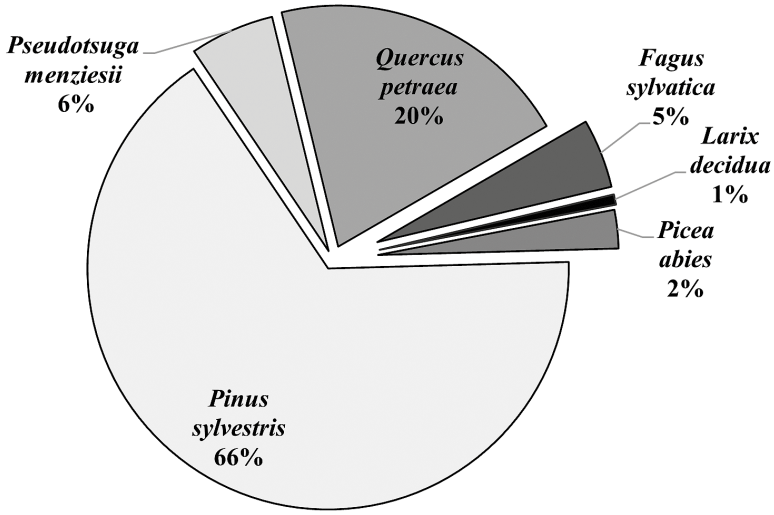
3.1. Analiza wyników pomiarów kłód użytych do uformowania ogrodzeń chroniących SPD

Do utworzenia 15 ogrodzeń SPD wykorzystano łącznie ok. 229 m^3 martwego drewna (średnio 15,3 m^3 do utworzenia barier na jednej powierzchni), używając do tego 582 fragmentów drewna. W konstrukcji barier dominowało drewno sosny zwyczajnej (rysunek 3).

Najwięcej drewna wykorzystano na SPD 5K (22,81 m^3), a najmniej na SPD 1Bk (7,73 m^3; tabela 1). Bariery miały zróżnicowaną budowę, a ich wizualizację przedstawiono w załączniku 2.

Rysunek 3

Udział gatunków (%) pni drzew wykorzystanych do utworzenia barier



Źródło: Opracowanie własne.

Tabela 1

Miąższość drewna [m³] i liczba sztuk zidentyfikowanych gatunków użytych do uformowania barier na SPD w stopniach rozkładu drewna

Id. SPD	Gatunek	Stopnie rozkładu drewna [m³] (sztuki)				Sumaryczna objętość drewna [m³] (sztuki)
		I	II	III	IV	
1Bk	**Ogółem**	**4,21 (11)**	**3,47 (16)**	**0,05 (1)**	**(0)**	**7,73 (28)**
	F. sylvatica	0,05 (1)	(0)	(0)	(0)	0,05 (1)
	P. sylvestris	2,95 (8)	2,61 (13)	0,05 (1)	(0)	5,61 (22)
	Q. petraea	1,21 (2)	0,86 (3)	(0)	(0)	2,11 (5)
1Db	**Ogółem**	**2,94 (5)**	**9,07 (11)**	**1,39 (3)**	**1,11**	**14,51 (20)**
	P. sylvestris	(0)	9,07 (11)	1,39 (3)	1,11	11,57 (15)
	Q. petraea	2,94 (5)	(0)	(0)	(0)	2,94 (5)
1K	**Ogółem**	**1,76 (2)**	**6,96 (10)**	**0,67 (2)**	**(0)**	**9,39 (14)**
	P. sylvestris	1,12 (1)	6,96 (10)	(0)	(0)	8,08 (11)
	Q. petraea	0,64 (1)	(0)	0,67 (2)	(0)	1,31 (3)
2Bk	**Ogółem**	**4,96 (6)**	**3,43 (3)**	**0,93 (1)**	**(0)**	**9,32 (10)**
	F. sylvatica	2,26 (3)	1,19 (1)	(0)	(0)	3,45 (4)
	P. sylvestris	2,7 (3)	2,24 (2)	0,93 (1)	(0)	5,87 (6)

Id. SPD	Gatunek	Stopnie rozkładu drewna [m³] (sztuki)				Sumaryczna objętość drewna [m³] (sztuki)
2Db	**Ogółem**	**6,08 (5)**	**10,25 (10)**	**2,62 (5)**	**1,07 (4)**	**20,02 (24)**
	P. sylvestris	6,08 (5)	10,25 (10)	2,13 (4)	0,33 (2)	18,79 (21)
	Q. petraea	(0)	(0)	0,49 (1)	0,74 (2)	1,23 (3)
2K	**Ogółem**	**6,53 (12)**	**5,37 (9)**	**9 (14)**	**0,46 (1)**	**21,36 (33)**
	P. sylvestris	6,53 (12)	5,37 (9)	2,39 (4)	0,46 (1)	14,75 (23)
	Q. petraea	(0)	(0)	6,61 (10)	(0)	6,61 (10)
3Bk	**Ogółem**	**13,73 (68)**	**0,69 (8)**	**2,91 (17)**	**(0)**	**17,33 (93)**
	F. sylvatica	0,21 (1)	(0)	(0)	(0)	0,21 (1)
	P. sylvestris	12,25 (53)	0,67 (7)	0,93 (10)	(0)	13,85 (70)
	Q. petraea	0,16 (9)	0,02 (1)	1,98 (7)	(0)	2,16 (17)
	Inne iglaste	1,11 (5)	(0)	(0)	(0)	1,11 (5)
3Db	**Ogółem**	**14,4 (32)**	**4 (13)**	**0,22 (2)**	**(0)**	**18,62 (47)**
	P. sylvestris	13,31 (28)	3,51 (8)	(0)	(0)	16,82 (36)
	Q. petraea	0,17 (1)	0,13 (1)	0,16 (1)	(0)	0,46 (3)
	Inne iglaste	0,92 (3)	0,36 (4)	0,06 (1)	(0)	1,34 (8)
3K	**Ogółem**	**13,47 (38)**	**1,9 (10)**	**0,52 (4)**	**(0)**	**15,89 (52)**
	F. sylvatica	0,13 (2)	(0)	(0)	(0)	0,13 (2)
	P. sylvestris	12,8 (30)	1,46 (5)	0,12 (1)	(0)	14,38 (36)
	Q. petraea	0,18 (3)	0,4 (4)	0,4 (3)	(0)	0,98 (10)
	Inne iglaste	0,36 (3)	0,04 (1)	(0)	(0)	0,40 (4)
4Bk	**Ogółem**	**1,86 (16)**	**8,64 (54)**	(0)	**(0)**	**10,5 (70)**
	F. sylvatica	1,14 (6)	0,01 (1)	(0)	(0)	1,15 (7)
	P. sylvestris	0,72 (10)	8,31 (51)	(0)	(0)	9,03 (61)
	Q. petraea	(0)	0,32 (2)	(0)	(0)	0,32 (2)
4Db	**Ogółem**	**2,92 (12)**	**7,72 (35)**	**1,88 (9)**	**(0)**	**12,52 (56)**
	F. sylvatica	0,54 (4)	0,3 (3)	(0)	(0)	0,84 (7)
	P. sylvestris	2,38 (8)	7,42 (32)	1,56 (8)	(0)	11,36 (48)
	Q. petraea	(0)	(0)	0,32 (1)	(0)	0,32 (1)
4K	**Ogółem**	**4,37 (15)**	**4,05 (14)**	**1,53 (5)**	**0,4 (1)**	**10,35 (35)**
	F. sylvatica	0,22 (1)	(0)	(0)	(0)	0,22 (1)
	P. sylvestris	3,85 (12)	2,92 (10)	0,47 (1)	(0)	7,24 (23)
	Q. petraea	0,3 (2)	1,13 (4)	1,06 (4)	0,4 (1)	2,89 (11)

Id. SPD	Gatunek	Stopnie rozkładu drewna [m³] (sztuki)				Sumaryczna objętość drewna [m³] (sztuki)
5Bk	**Ogółem**	**0,36**	**16,05 (20)**	**3,7 (11)**	**0,04 (1)**	**20,15 (35)**
	F. sylvatica	(0)	(0)	0,06 (1)	(0)	0,06 (1)
	P. sylvestris	(0)	2,32 (5)	(0)	(0)	2,32 (5)
	Q. petraea	0,11 (1)	7,89 (12)	2,17 (6)	(0)	10,17 (19)
	Inne iglaste	0,25 (2)	5,84 (3)	1,47 (4)	(0)	7,56 (9)
5Db	**Ogółem**	**9,23 (7)**	**7,93 (15)**	**1,61 (5)**	**(0)**	**18,77 (27)**
	Q. petraea	5,58 (4)	7,84 (14)	1,61 (5)	(0)	15,03 (23)
	Inne iglaste	3,65 (3)	0,09 (1)	(0)	(0)	3,74 (4)
5K	**Ogółem**	**5,31 (9)**	**13,19 (22)**	**4,31 (7)**	**(0)**	**22,81 (38)**
	F. sylvatica	(0)	0,22 (1)	2,6 (2)	(0)	2,82 (3)
	P. sylvestris	(0)	4,27 (7)	(0)	(0)	4,27 (7)
	Q. petraea	(0)	2,06 (5)	1,39 (2)	(0)	3,45 (7)
	Inne iglaste	5,31 (9)	6,64 (9)	0,32 (3)	(0)	12,27 (21)

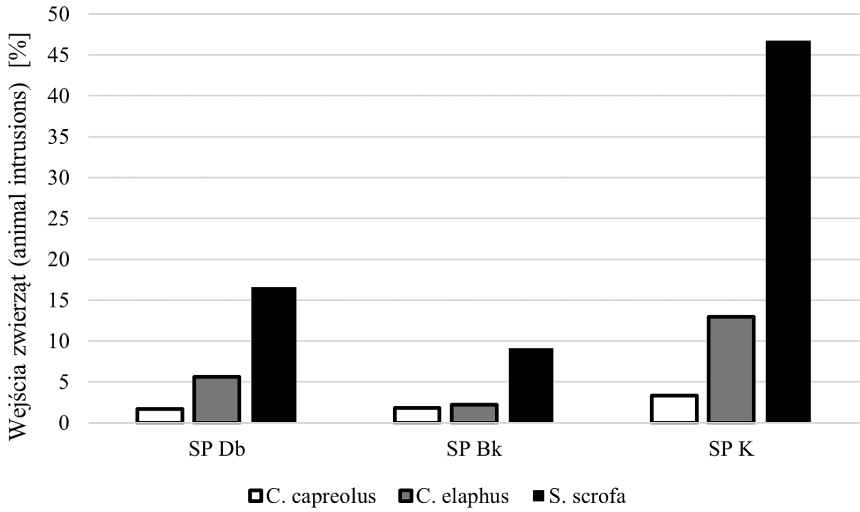
Źródło: Opracowano na podstawie Huntera (1990).

3.2. Frekwencja zwierząt

W trakcie sześciomiesięcznych obserwacji zarejestrowano łącznie 1515 wejść zwierząt na wszystkie SPD. Niezależnie od typu powierzchni doświadczalnej dominowały wejścia dzików które stanowiły aż 72,4% ogólnej liczby wejść. Odnotowano mniejszą liczbę wejść jeleni (20,79%). Najrzadziej powierzchnie penetrowane były przez sarnę (6,8%). Najwięcej (935) wejść jeleni, saren i dzików odnotowano w obrębie kontrolnych powierzchni: SPD_K. Na SPD_Db odnotowano mniejszą liczbę wejść (361), a najmniej zaobserwowano na SPD_Bk (200) (rysunek 4). Szczegółowe dane przedstawiono w tabeli 2, a przykładowe obserwacje na rysunku 5.

Rysunek 4

Udział [%] zarejestrowanych wejść *C. capreolus* (jasnoszare kolumny), *C. elaphus* (ciemnoszare kolumny) oraz *S. scrofa* (czarne kolumny) w obrębie powierzchni doświadczalnych z dębem bezszypułkowym (SPD_Db), bukiem zwyczajnym (SPD_Bk) oraz na kontrolnych powierzchniach (SPD_K)



Źródło: Opracowanie własne.

Tabela 2

Liczba zarejestrowanych wejść zwierząt na stałe powierzchnie doświadczalne (SPD) na podstawie analizy materiału z fotopułapek

Gatunek	SPD 1Bk	SPD 1Db	SPD 1K
Cervus elaphus	16	9	141
Capreolus capreolus	4	5	8
Sus scrofa	16	13	404
Gatunek | SPD	**SPD 2Bk**	**SPD 2Db**	**SPD 2K**
Cervus elaphus	9	29	35
Capreolus capreolus	8	6	24
Sus scrofa	42	122	213
Gatunek (Species)	**SPD 3Bk**	**SPD 3Db**	**SPD 3K**
Cervus elaphus	2	8	5
Capreolus capreolus	6	9	13
Sus scrofa	50	56	53
Gatunek (Species)	**SPD 4Bk**	**SPD 4Db**	**SPD 4K**

Gatunek	SPD 1Bk	SPD 1Db	SPD 1K
Cervus elaphus	6	12	9
Capreolus capreolus	6	5	4
Sus scrofa	12	10	33
Gatunek (Species)	**SPD 5Bk**	**SPD 5Db**	**SPD 5K**
Cervus elaphus	1	27	6
Capreolus capreolus	4	0	1
Sus scrofa	18	50	5

Źródło: Opracowanie własne.

Rysunek 5

Przykłady przejść zwierząt przez bariery na poszczególnych SPD uchwycone na zdjęciach i nagraniach z fotopułapek (fotografie wybrano ze względu na ich wartość ilustracyjną i jakość dokumentacyjną i nie przedstawiają chronologicznego przebiegu obserwacji)


SPD·1K


SPD·1Bk


SPD·1·Db


SPD·2K

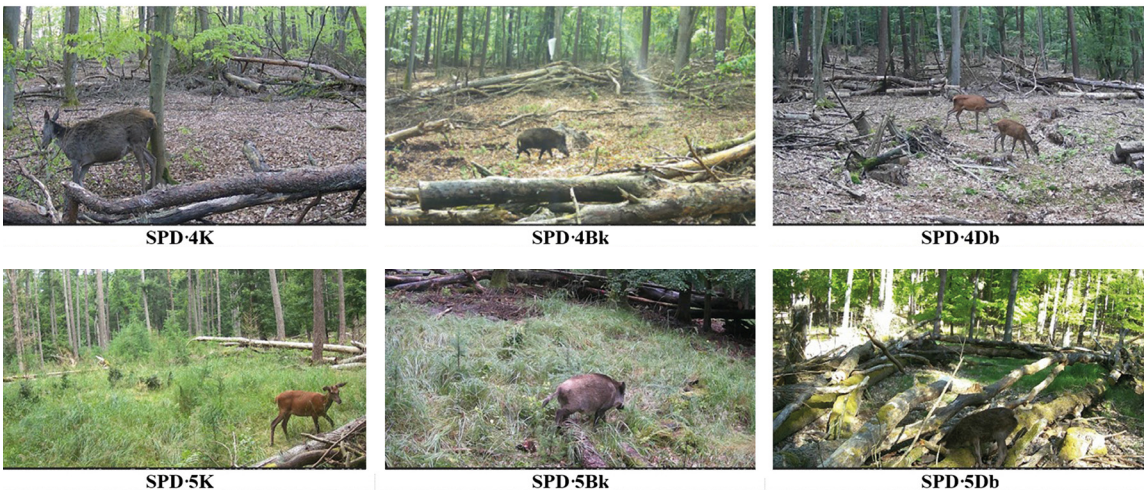

SPD·2Bk


SPD·2Db


SPD·3K


SPD·3Bk


SPD·3Db



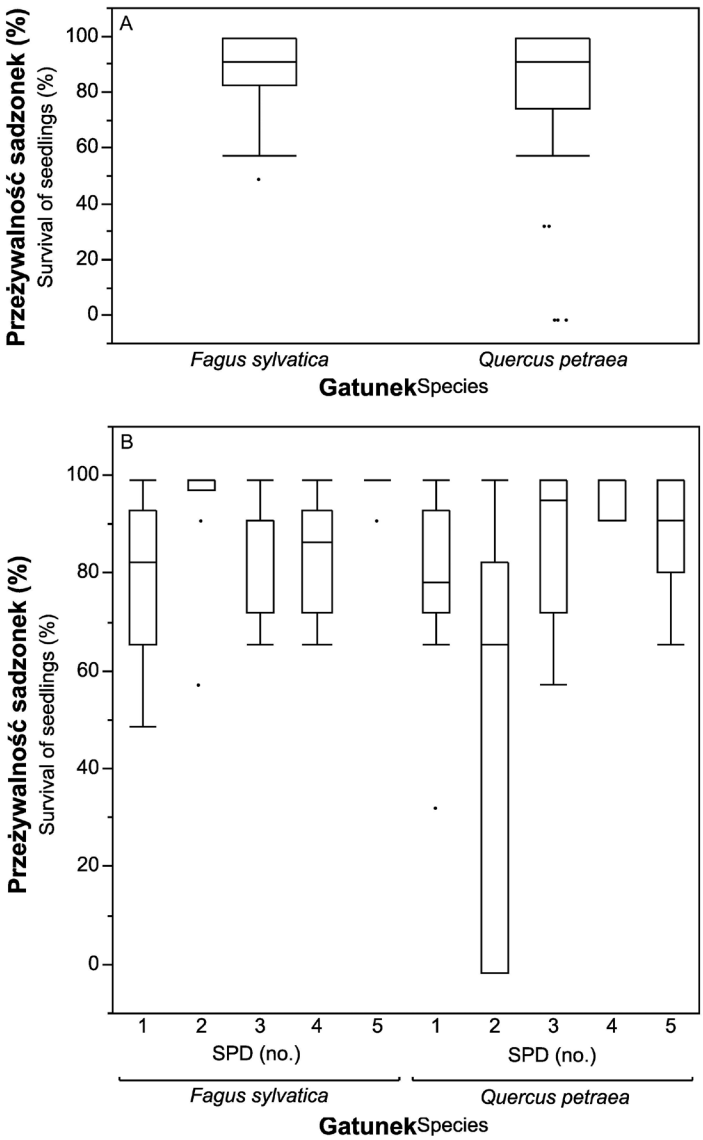
Źródło: Opracowanie własne.

3.3. Przeżywalność i uszkodzenia odnowień

Średnia przeżywalność sadzonek na wszystkich eksperymentalnych SPD wyniosła 88,08%. Wyższą przeżywalność odnotowano w przypadku buków (93,38%), a niższą u dębów (82,77%; rysunek 6). Analiza przeżywalności sadzonek w zależności od gatunku nie wykazała istotnego zróżnicowania pomiędzy bukami a dębami (rysunek 6A; $U = 1{,}876$; $p = 0{,}1708$). Wykazano istotny wpływ powierzchni na obserwowaną przeżywalność sadzonek (doświadczenia x gatunku; $U = 36{,}249$; $p < 0{,}0001$). Najwyższe wartości średnich rang odnotowane dla kombinacji 5Bk (76,95), 4Db (70,85) oraz 2Bk (69,70), wskazują na wysoką przeżywalność w tych wariantach. Z kolei najniższe wartości uzyskane dla 2Db (20,90), 1Db (36,55) oraz 1Bk (39,35), dowodzą wyraźnie obniżonej przeżywalność sadzonek w tych przypadkach. Wyniki te potwierdzają, że czynnik lokalizacji ma istotnie większy wpływ na przeżywalność niż sam gatunek.

Rysunek 6

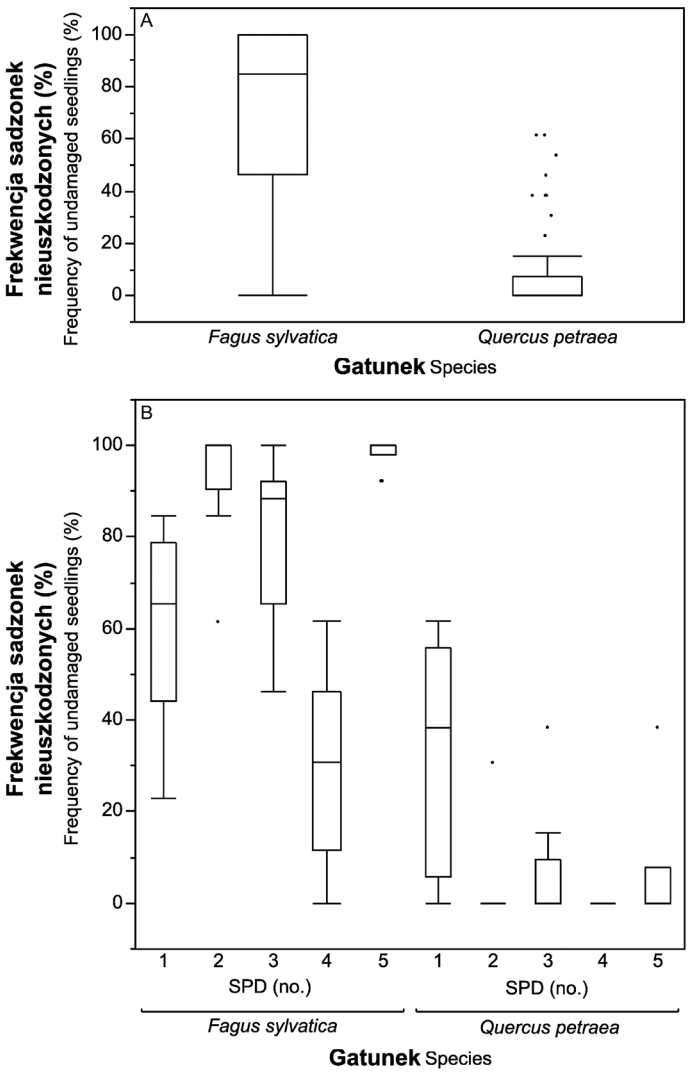
A: Sumaryczna przeżywalność [%] odnowień buka i dębu na wszystkich eksperymentalnych SPD; B: przeżywalność sadzonek buków (*Fagus sylvatica* – lewy panel) i dębów (*Quercus petraea* – prawy panel) w obrębie poszczególnych powierzchni eksperymentalnych (SPD_1-5)



Źródło: Opracowanie własne.

Rysunek 7

A: Sumaryczny udział [%] nieuszkodzonych sadzonek buka i dębu na wszystkich eksperymentalnych SPD; B: nieuszkodzone buki (*Fagus sylvatica* – lewy panel) i dęby (*Quercus petraea* – prawy panel) w poszczególnych powierzchni eksperymentalnych (SPD_1-5)



Źródło: Opracowanie własne.

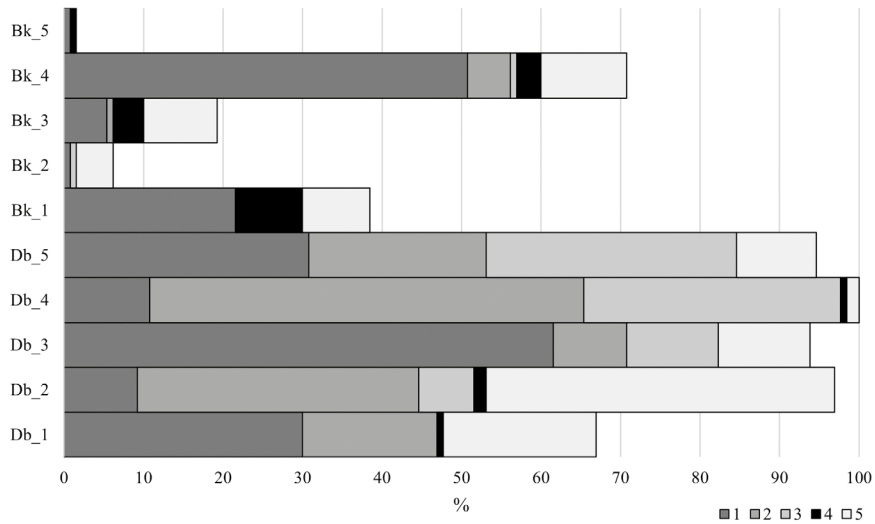
Na wszystkich stanowiskach SPD (rysunek 7) udział sadzonek nieuszkodzonych różnił się istotnie między gatunkami. Buk wykazał wyraźnie wyższy udział sadzonek nieuszkodzonych niż dąb, co potwierdzono za pomocą testu

χ^2 (χ^2 = 61,57, df = 1, p < 0,0001). Na poziomie poszczególnych SPD (rysunek 7B) udział sadzonek nieuszkodzonych różnił się istotnie między kombinacjami gatunek–poletko (Kruskal–Wallis χ^2 = 84,47, df = 9, p < 0,0001). Na każdej z pięciu powierzchni buk generalnie wykazywał wyższą wartość udziału sadzonek nieuszkodzonych niż dąb, chociaż skala różnic była odmienna. Najwyższą wartość frekwencji nieuszkodzonych sadzonek u buków zaobserwowano na powierzchniach 5 i 2 (średnie rangi odpowiednio: 90,20 i 86,95), a najniższą na powierzchni 4 (45,85). Natomiast wartość frekwencji nieuszkodzonych sadzonek u dębu utrzymywała się stale na niskim poziomie na wszystkich powierzchniach, ze szczególnie niskimi wartościami na powierzchniach 4 i 2 (średnie rangi odpowiednio: 19,00 i 21,90). Wyniki wskazują na istotną przewagę buka nad dębem pod względem udziału sadzonek nieuszkodzonych w poszczególnych powierzchniach doświadczalnych, pomimo pewnej zmienności przestrzennej między stanowiskami.

Dęby częściej niż buki zaliczano do stopnia 1, 2 i 3 uszkodzeń, natomiast buki częściej klasyfikowano jako martwe (stopień 4). Martwe dęby (stopień 4) inwentaryzowano jedynie na SPD 1Db, 2Db i 4Db (rysunek 8).

Rysunek 8

Udział uszkodzeń [%] buka (Bk) i dęba (Db) w poszczególnych klasach uszkodzeń (1-5), na poszczególnych stałych powierzchniach doświadczalnych (SPD)



Źródło: Opracowanie własne.

4. Dyskusja wyników

Wyniki pilotażowego eksperymentu wskazują, że bariery z martwego drewna mogą ograniczać penetrację luk przez zwierzęta kopytne i potencjalnie wspierać ochronę wprowadzonych sadzonek. Wejścia zwierząt do SPD odnotowano we wszystkich wariantach. Badana metoda grodzeń zasługuje jednak na dalsze analizy, gdyż wpisuje się w koncepcję działań imitujących naturalne procesy regeneracji lasu przy zachowaniu różnorodności biologicznej i funkcji ekosystemów (Brzeziecki, 2008: Vajari i in., 2012).

W drzewostanach liściastych wielkość luki silnie wpływa na sukces odnowienia, co może tłumaczyć niewielką skuteczność zastosowanych grodzeń. Naturalne luki w lasach umiarkowanych są zwykle małe i powstają w wyniku zamierania pojedynczych drzew lub nielicznych grup (Runkle, 1981; Tyrrell i Crow, 1994). Dobrowolska (2006) wskazuje, że większe luki występują rzadziej i zwykle wiążą się z intensywniejszymi zaburzeniami. Powstawanie luk wiąże się również z zagospodarowaniem lasu. Wykorzystuje się je m.in. w rębni zupełnej gniazdowej. Analiza cech wzrostu buka zwyczajnego rosnącego w lukach na niżu (Leśny Zakład Doświadczalny Siemianice) wskazuje, że gatunek ten najlepsze efekty osiągnął w kępach o powierzchni 1000 m^2. Sugeruje to, że przy stosowaniu rębni zupełnej gniazdowej taka wielkość gniazd stwarza najkorzystniejsze warunki dla jego wzrostu i rozwoju (Magnuski i in., 1997; Magnuski i in., 2003). W eksperymencie grodzone luki miały 515-770 m^2, co warunkach WPN powinno stworzyć sprzyjające warunki dla wzrostu i rozwoju tego gatunku.

Wyniki monitoringu wykazały wysoką aktywność zwierząt na powierzchniach badawczych. Dominowały wejścia dzików i jeleni, potwierdzając silną, wielogatunkową i różnorodną presję zwierząt (zgryzanie, buchtowanie) w WPN. Najwięcej wejść odnotowano na powierzchniach, na których nie sadzono dębów i buków. Martwe drewno ograniczało ruch zwierząt jedynie częściowo, nie eliminując w pełni penetracji luk. Mimo licznych wejść zwierząt do grodzeń, średnia przeżywalność sadzonek była wysoka, szczególnie u buka. Wyższa przeżywalność buka niż dębu wynika prawdopodobnie z różnic w behawiorze gatunków oraz preferencjach pokarmowych zwierząt. Wyniki niniejszych badań są zgodne z obserwacjami wskazującymi, że zwierzyna płowa częściej zgryza dęby niż buki, a szkody w odnowieniach dębowych są częstym problemem w praktyce leśnej (Nasiadka i in., 2006; Borowski i in., 2021). Buk ma dużą zdolność regeneracji i w północno-zachodniej Polsce, skutecznie odnawia się naturalnie, zwłaszcza w lukach po obaleniu drzew (Domian i Kędra, 2010). Dąb bezszypułkowy natomiast odnawia się trudniej, a jego juwenilne osobniki są silniej narażone na presję roślinożerców, co ogranicza jego udział w strukturze przyszłych drzewostanów (Kuijper i in.,

2009; Ohse i in., 2017). Analiza stopnia uszkodzeń potwierdziła wcześniej opisane zależności, ponieważ w naszych badaniach ponad 60% sadzonek buka nie było uszkodzonych, natomiast dla dębu odsetek drzew nieuszkodzonych wynosił zaledwie kilka procent. Dęby znacznie częściej kwalifikowano do stopni 1 i 2, co wskazuje na regularną presję żerową, nawet jeśli nie zawsze prowadzącą do szybkiego zamierania roślin (Bobiec, 2013).

Powtarzane zgryzanie pędów wierzchołkowych powoduje deformacje, spowolnienie wzrostu i obniżenie wartości hodowlanej, co może prowadzić do eliminacji gatunku z przyszłego drzewostanu. W zadrzewieniach, obniżenie jakości surowca drzewnego nie gra tak istotnej roli jak w drzewostanach. W przypadku zadrzewień śródpolnych i systemów rolno-leśnych najistotniejszym z punktu widzenia interwencji rolno-środowiskowych jest przeżywalność drzew. Na SPD 2Db odnotowano bardzo niską przeżywalność i wysoki poziom uszkodzeń z powodu bliskiego babrzyska i intensywnego buchtowania dzików. Nawet najlepsze zabezpieczenia mogą być nieskuteczne w miejscach stałego bytowania zwierząt. Dzik może niszczyć odnowienia poprzez uszkadzanie korzeni, wyrywanie sadzonek i niszczenie placówek podczas buchtowania. Dlatego kluczowe znaczenie ma monitoring zwierzyny i grodzonych powierzchni. Zaproponowana metoda może wymagać optymalizacji w zależności od lokalnej intensywności presji zgryzania Dalszy rozwój techniki układania drewna, np. zwiększenie gęstości barier, dodanie gałęzi czy karp oraz zmniejszenie powierzchni luk do rozmiarów bardziej zbliżonych do naturalnych, może zwiększyć jej skuteczność w ochronie odnowień.

Zastosowanie martwego drewna jako formy ochrony odnowień, zalesień i zadrzewień należy rozpatrywać w szerszym kontekście. Grodzenia z siatki, choć skuteczne, ingerują w krajobraz. Utrzymująca się wysoka liczebność zwierzyny może prowadzić do trwałych zmian w składzie gatunkowym drzewostanów i utrudniać ich przebudowę w kierunku większej różnorodności (Ramirez i in., 2018). Należy zatem skoncentrować się na poszukiwaniu „złotego środka" pozwalającego pogodzić wydawałoby się te sprzeczne kwestie. Rozwiązania oparte na wykorzystaniu drewna wpisują się w koncepcję działań wspierania regeneracji w sposób zgodny z funkcjonowaniem ekosystemu (Muscolo i in., 2014). Dane literaturowe wskazują, że struktury powstałe po wywrotach mogą tworzyć warunki sprzyjające wzrostowi siewek nawet przy wysokiej presji roślinożerców (Schreiner i in., 1996; Steinebrunner i in., 2025). Wyniki badań częściowo potwierdzają tę zależność w przypadku buka, którego sadzonki cechowały się wysoką przeżywalnością i niewielkim poziomem uszkodzeń. Bariery otaczające placówki dębowe również spełniały swoją rolę, choć dęby były częściej uszkadzane niż buki. Uzyskany wynik można tłumaczyć wysoką preferencją pokarmową zwierzyny wobec tego gatunku, ale również ograniczoną obecnością naturalnego odnowienia dębu w WPN, powodującą intensywne

żerowanie na tym sporadycznie występującym gatunku. Ponadto różnice te mogą wynikać z w lokalnej presji zwierząt, struktury barier, warunków siedliskowych czy też kombinacji wyżej wymienionych czynników.

Podsumowując, zastosowany układ doświadczalny pozwolił na pilotażową ocenę funkcjonowania barier z drewna w warunkach WPN. Jednocześnie ograniczenia dotyczące wariantu kontrolnego, przestrzennego zróżnicowania aktywności zwierząt, zróżnicowania konstrukcji barier, czasu obserwacji oraz braku oceny konsekwencji ekologicznych i fitosanitarnych powodują, że wyniki należy traktować jako wstępne. Kolejne doświadczenia powinny obejmować pełniejszy układ kontrolny (powierzchnie referencyjne bez grodzeń), standaryzację parametrów konstrukcji, dłuższy okres obserwacji oraz równoległą ocenę wpływu barier na organizmy związane z drewnem i procesy zachodzące w chronionych lukach.

Z praktycznego punktu widzenia, wyniki badań dostarczają również ważne wskazówki dla doradców rolniczych oraz rolników wdrażających interwencje w ramach Planu Strategicznego dla WPR (np. zakładanie systemów rolno-leśnych czy zadrzewień śródpolnych). W systemach rolno-leśnych bariery z martwego drewna mogą stanowić istotną, niskokosztową alternatywę ochronną w stosunku do grodzeń z siatki. Ich zastosowanie w krajobrazie rolniczym jest rekomendowane szczególnie tam, gdzie naturalny surowiec (wiatrołomy, posusz, gałęzie) jest dostępny lokalnie bez generowania kosztów transportu. Aby metoda ta była skuteczna w praktyce, powinna być stosowana do ochrony niewielkich, punktowych nasadzeń (np. gniazd lub placówek) i w miejscach o umiarkowanej presji zwierząt. Co więcej, pozostawienie drewna na gruncie rolnym przynosi dodatkowe korzyści ekologiczne (retencja wody, tworzenie mikrosiedlisk, zwiększenie bioróżnorodności), co idealnie wpisuje się w środowiskowe cele współczesnej polityki rolnej.

5. Wnioski

Bariery z martwego drewna w warunkach Wolińskiego Parku Narodowego wykazały potencjał jako metoda wspierająca ochronę odnowień bukowych. Dla dębu bezszypułkowego niezbędne są dodatkowe działania, m.in. zmniejszenie powierzchni luk, wybór miejsc o mniejszej aktywności zwierząt, zwiększenie szczelności grodzeń lub stosowanie punktowych zabezpieczeń.

Pilotażowy charakter badań wymaga kontynuacji monitoringu przez kolejne 2–5 lat, aby ocenić trwałość efektu ochronnego, dalszą dynamikę uszkodzeń oraz wpływ metody na strukturę drzewostanów czy zadrzewień

LITERATURA

1. Bobiec, A., 2013. History and dynamics of oak-lime-hornbeam forests in the Białowieża National Park, *Wiadomości Botaniczne* 57(3/4): 17-39.
2. Borowski, Z., Gil, W., Bartoń, K., Zajączkowski, G., Łukaszewicz, J., Tittenbrun, A., Radliński B. 2021. Density-related effect of red deer browsing on palatable and unpalatable tree species and forest regeneration dynamics, *Forest Ecology and Management* 496: 119442. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119442.
3. Brzezicki, B. (2008). Podejscie ekosystemowe i polnaturalna hodowla lasu [w kontekscie zasady wielofunkcyjnosci lasu]. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej, 10(3 [19]),* 41-54.
4. Dobrowolska, D. 2006. Dynamika luk w drzewostanach mieszanych rezerwatu Jata, *Leśne Prace Badawcze* 4: 61-75.
5. Domian, G., Kędra, K. 2010. Bierna ochrona przyrody a bioróżnorodność na przykładzie Puszczy Bukowej koło Szczecina, *Przegląd Przyrodniczy* 21(2): 52-78.
6. Drozdowski, S., Bolibok, L., Buraczyk, W., Wisniowski P. 2011. Effect of planting time and method of protection from deer on the growth of oak plantations on the former farmland. *Sylwan* 155: 610-621.
7. Górecki, G., Matusiak, T., Zefert, Ł. 2016. The degree of damage by deer on beech stands to 20 years old on the area of the Leśny Dwór forest district. *Acta Scientiarum Polonorum Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria* 15(2): 65-71. DOI: 10.17306/J.AFW.2016.2.8.
8. Hunter, M.L. 1990. Wildlife, forests, and forestry: principles of managing forests for biological diversity. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 370 s. ISBN: 978-0-13-959479-3.
9. Kamieniarz, R. 2024. Gospodarka łowiecka w lasach – działalność marginalna może być racjonalna. W: T. Borecki (red.). Cywilizacyjna rola lasów. Instytut Problemów Współczesnej Cywilizacji im. Marka Dietricha, Warszawa, 189-212.
10. Kamieniarz, R. (2025). Uszkodzenia upraw leśnych i rolnych przez zwierzynę–przyczyny powstawania oraz sposoby przeciwdziałania. *Zagadnienia Doradztwa Rolniczego, 120(2),* 43-63.
11. Kuijper, D.P.J., Cromsigt, J.P.G.M., Churski, M., Adam, B., Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W., 2009. Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management* 258: 1528-1535. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.07.010.
12. Löf, M., Festin, E.S., Szydło, M., Brunet, J. 2023. Restoring mixed forests through conversion of Norway spruce stands: effects of fencing and mechanical site preparation on performance of planted beech and natural tree regeneration, *European Journal of Forest Research* 142: 763-772. DOI: 10.1007/s10342-023-01554-z.
13. Magnuski, K., Jaszczak, R., & Malys, L. (2003). Parametry wzrostu buka zwyczajnego [*Fagus sylvatica* L.] i jodly pospolitej [*Abies alba* Mill.] wprowadzonych po poszerzeniu gniazd z kepami debu. *Sylwan, 147(12),* 3-8.
14. Magnuski, K., Maslys, L., & Golojuch, P. (1997). Struktura dębu szypułkowego [*Quercus robur* L.] rosnącego w kępach po rębni zupełnej gniazdowej zastosowanej do przebudowy starodrzewia sosnowego. *Sylwan, 141(07),* 23-29.

15. Mikoś, J., & Borowski, Z. (2015). Koegzystencja czy konflikt hodowli lasu oraz łowiectwa. W: A. Arkuszewska, D. Lotz, G. Szujecka (red.). Przyrodnicze, społeczne i gospodarcze uwarunkowania oraz cele i metody hodowli lasu, Zimowa Szkoła Leśna przy Instytucie Badawczym Leśnictwa, VI Sesja, Sękocin Stary, 18—20 marca 2014 r. 101-109.
16. Muscolo, A., Bagnato, S., Sidari, M., Mercurio, R. 2014. A review of the roles of forest canopy gaps, *Journal of Forestry Research* 25: 725-736. DOI: 10.1007/s11676-014-0521-7.
17. Nasiadka, P., Lipski, S. 2006. Sezonowa dynamika zgryzania i jego wpływ na wzrost sadzonek gatunków liściastych w pierwszym roku po założeniu uprawy, *Sylwan* 5: 3-15.
18. Ohse, B., Seele, C., Holzwarth, F., Wirth, C. 2017. Different facets of tree sapling diversity influence browsing intensity by deer dependent on spatial scale. *Ecology and Evolution* 7, 6779-6789. DOI: 10.1002/ece3.3217.
19. Ramirez, J.I., Jansen, P.A., Poorter, L. 2018. Effects of wild ungulates on the regeneration, structure and functioning of temperate forests: A semi-quantitative review, *Forest Ecology and Management* 424: 406-419. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.05.016.
20. Runkle, J.R. 1981. Gap Regeneration in Some Old-growth Forests of the Eastern United States. *Ecology* 62, 1041-1051. DOI: 10.2307/1937003.
21. Schreiner, E.G.S., Krueger, K.A., Houston, D.B., Happe, P.J. 1996. Understory patch dynamics and ungulate herbivory in old-growth forests of Olympic National Park, Washington, *Canadian Journal of Forest Research 26*, 255-265.
22. Steinebrunner, F., Tischer, A., Medicus, T., Huth, F., Bernhardt-Römermann, M. 2025. The effects of deadwood on tree regeneration and microsites: A systematic review, *Forest Ecology and Management* 596, 123096. DOI: 10.1016/j.foreco.2025.123096.
23. Szymański, S., 1966. Wzrost i morfologia dębu szypułkowego (*Quercus robur* L.) w uprawach gniazdowych i rzędowych powstałych z sadzenia, *Prace Komisji Nauk Rolniczych i Komisji Nauk Leśnych Poznańskiego Towarzystwa Przyjaciół Nauk* 2, 1-74.
24. Tyrrell, L.E., Crow, T.R. 1994. Structural Characteristics of Old-Growth Hemlock-Hardwood Forests in Relation to Age, *Ecology* 75, 370-386. DOI: 10.2307/1939541.
25. Vajari, K.A., Jalilvand, H., Pourmajidian, M.R., Espahbodi, K., Moshki, A. 2012. Effect of canopy gap size and ecological factors on species diversity and beech seedlings in managed beech stands in Hyrcanian forests, *Journal of Forestry Research* 23, 217-222. DOI: 10.1007/s11676-012-0244-6.

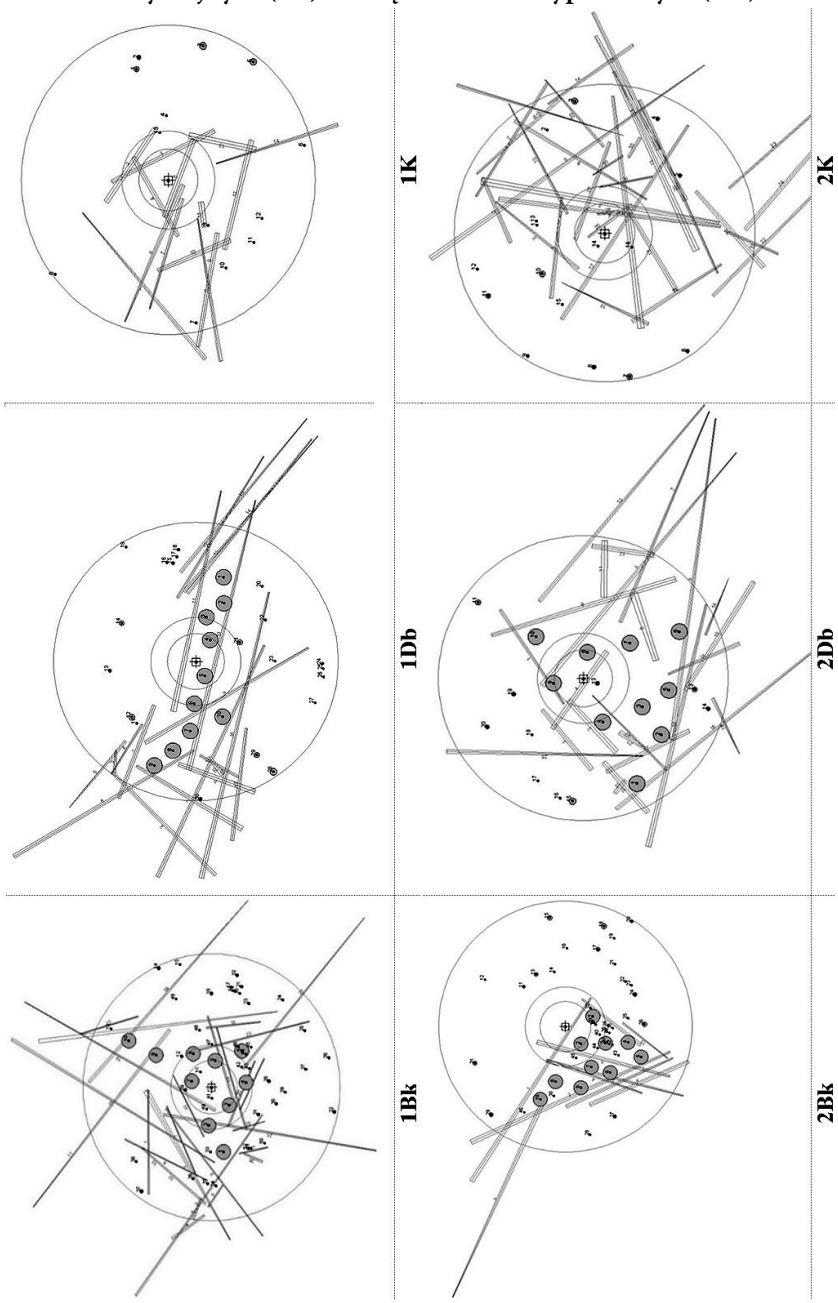
Załącznik 1

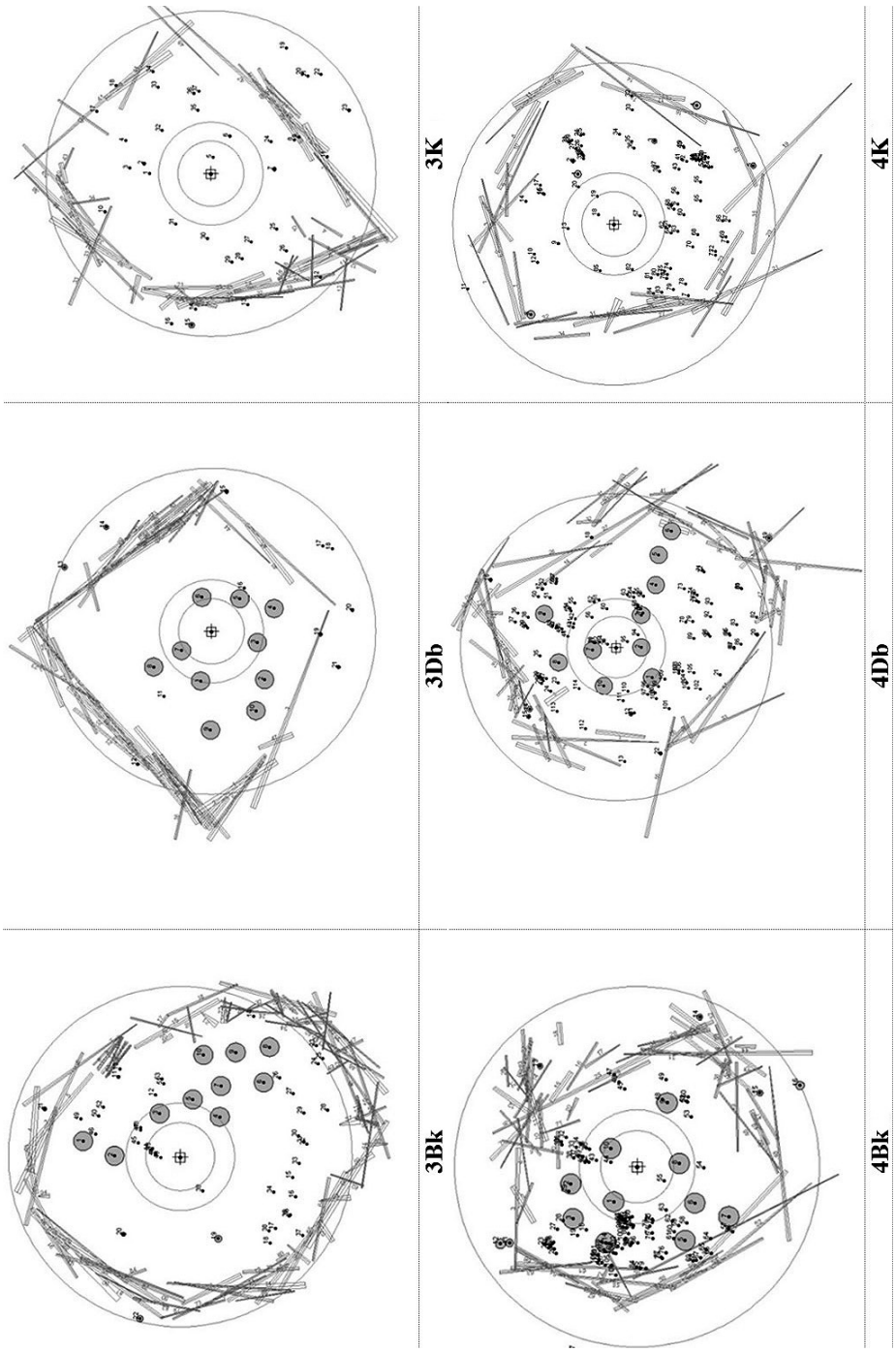
Opis taksacyjny powierzchni doświadczalnych (źródło: Woliński Park Narodowy)

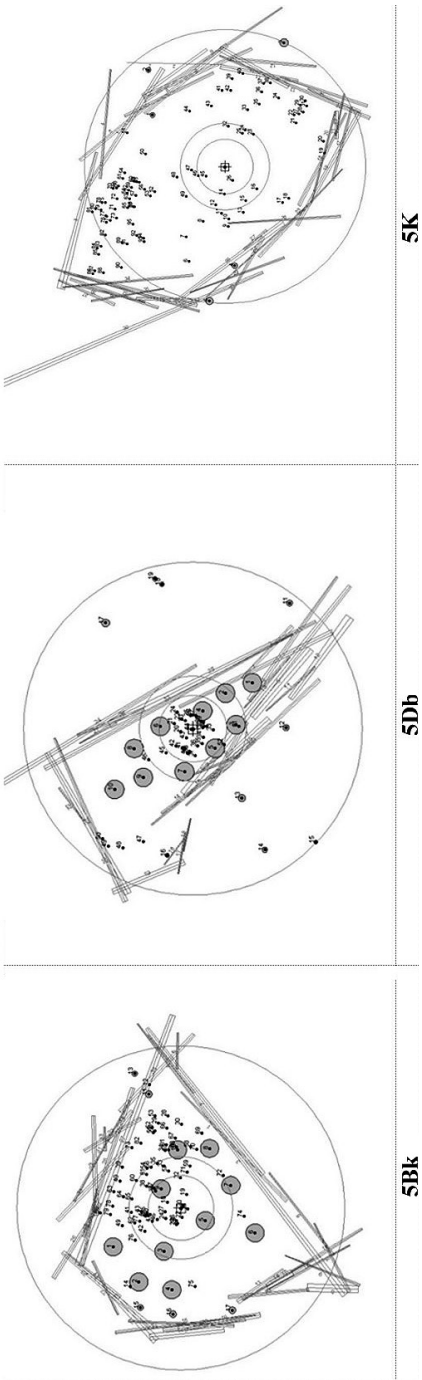
Stałe powierzchnie doświadczalne (SPD) (współrzędne GPS) **Permanent experimental plots (SPD)** (GPS coordinates)	**Wydzielenie** compartment	**Typ drzewostanu** Stand type	**S.** siedlisko: Typ siedliskowy lasu, **ZR.** zespół roślinny, **S.** habitat: Forest site type **ZR.** plant community	**Warstwa** Forest layer	**Udział gatunków** Species composition share	**Wiek** Age
OBWÓD OCHRONNY WICKO						
1Bk 705 m^2; **1Db** 680 m^2 (53,878357 N, 14,478735 E)	136i	Bk-Db	**S.** LMśw, **ZR.** *Fago-Quercetum petraeae*,	DRZEW	9 SO 1 DB.B	56 56
1K 520 m^2 (53,876558 N, 14,482610 E)	136g	Bk-Db	**S.** Lśw, **ZR.** *Fago-Quercetum petraeae,*	DRZEW	SO	66
3Bk 635 m2; **3Db** 550 m^2; **3K** 555 m^2 (53,905544 N, 14,461077 E)	87i	Bk-Db	**S.** BMśw, **Gl.** Blw, pl, **ZR.** *Fago-Quercetum petraeae,*	DRZEW	8 DB.B 1 ŚW 1 SO	106 66 66
OBWÓD OCHRONNY WAPNICA						
2Bk 555 m^2 (53,869505 N, 14,464488 E)	140b	Bk-Db	**S.** LMśw, **ZR.** *Fago-Quercetum petraeae*,	DRZEW PODRII	7 SO 2 DB.B 1 BK 5 BK 1 DB.B 2 BK 1 DB.B 1 DB.B	131 131 81 46 46 26 26 16
2Db 750 m2; **2K** 770 m^2 (53,867730 N, 14,462852 E)	140d	Bk-Db	**S.** LMśw, **ZR.** *Fago-Quercetum petraeae*,	DRZEW PODRII	5 DB.B 5 SO 8 BK 2 BK	126 126 36 16
OBWÓD OCHRONNY WISEŁKA						
4Bk 515 m2; **4Db** 660 m^2 (53,962662 N, 14,544105 E)	27a	Db-Bk	**S.** LMśw, **ZR.** *Fago-Quercetum petraeae,* **P**	DRZEW	7 SO 2 BK 1 DB.B	151 106 106
4K 585 m^2 (53,964042 N, 14,544225 E)	27c	Bk	**S.** LMśw, **ZR.** *Luzulo pilosae-Fagetum,*	DRZEW	6 SO 3 BK 1 DB.B	151 106 106
OBWÓD OCHRONNY WARNOWO						
5Bk 530 m2; **5Db** 525 m^2; **5K** 710 m^2 (53,955320 N, 14,559777 E)	69d	Bk-Db	**S.** LMśw, **ZR.** *Fago-Quercetum petraeae*,	DRZEW	6 DG 2 SO 2 DB.B	71 71 106

Załącznik 2.

Zobrazowanie zinwentaryzowanego za pomocą technologii FieldMap położenia kłód i całych drzew użytych do uformowania ogrodzeń ochronnych oraz drzew, nalotów i podrostów na kolejnych SPD. Szare koła na ilustracjach to miejsca, w których znajdują się Placówki Wolińskie obsadzone bukiem zwyczajnym (Bk) lub dębem w bezszypułkowym (Db).




3K
4K
3Db
4Db
3Bk
4Bk


5K
5Db
5Bk