

Adam Mohr, Antoni Przybylski, Małgorzata Zimnicka – Pluskota,
Damian Spieczynski
Biuro Konserwacji Przyrody S.C. e-mail: przyroda@bkp.szczecin.pl

MODEL GOSPODAROWANIA POPULACJĄ JELENIA EUROPEJSKIEGO *CERVUS ELAPHUS* L. W WOLIŃSKIM PARKU NARODOWYM I NA WYSPIE WOLIN

THE MANAGEMENT MODEL OF THE RED DEER (CERVUS ELAPHUS) POPULATION IN THE WOLIN NATIONAL PARK AND THE WOLIN ISLAND

Słowa kluczowe: struktura populacji, zarządzanie populacją, inwentaryzacja zwierząt łownych

Key words: population structure, population management, wild game inventory, drive census

Abstract. The paper presents the current methods of management and environmental conditions of the functioning of red deer population on the Wolin Island. The inventory carried out in 2014 using the drive census method revealed the prevalence of stags in the population (0.86 hinds/1stag) and the population density of 225 individuals/1,000 hectares of the forest, whereas harvest conducted in this season showed merely 22 individuals/1,000 hectares. In the analysed seasons before the inventory, harvest was also low (about 10% of the probable actual state) and despite harvesting mainly hinds, it did not curb the population growth. In the years 2006 – 2014, the yearly harvest in the largest hunting district fluctuated within the range of 14.5 to 60.5, $\bar{x}=27.0$ individuals/1,000 hectares (n=9), while in the remaining four smaller population management units, the average yearly harvest amounted to only 0.2 to 9.8 individuals/1,000 hectares (n=9). The realized rate of population growth determined by the method of summer deer observation in 2015 amounted to 42.2% of the hinds number. Applying the simulation of the model population meeting the parameters indicated in the inventory, the researchers calculated and proposed the optimal indicators of harvesting individual age and sex groups. The proposed model of hunting monitoring and management assumes optimization of environmental conditions, structure and size of the actual population within the next 10 years.

WSTĘP

Zwierzęta łowne są niezbywalnym składnikiem środowiska przyrodniczego i stanowią ważny element tworzących go struktur ekologicznych [Pielowski, 1993]. Część z nich zmniejsza swoją liczebność i zasięg występowania, inne z kolei dzięki zdolnościom przystosowawczym pozwalającym na adaptację do dynamicznie

zmieniających się warunków siedliskowych, wykazują progresję liczebności i rozprzestrzeniają się na nowe tereny. Gatunki te, oddziałując w różnoraki sposób na środowisko swego bytowania, niejednokrotnie w sposób destrukcyjny, przysparzają określonych kłopotów przyrodniczych i ekonomicznych. Do gatunków tych należą wszystkie krajowe gatunki kopytnych, między innymi jeleni, dzik i sarna.

W latach 1970 – 1991 krajowe stany liczebności tych trzech gatunków wzrosły około dwukrotnie. W latach 2000-2014 odnotowano dalszy dynamiczny wzrost: o 85% w przypadku jelenia, o 46% u sarny i 140% u dzików [Dziedzic, Błaszczyk, 2015]. W tym samym okresie nastąpił także wzrost pozyskania jeleni o 89%, saren o 18% i dzików o 160%. Podobna sytuacja występuje na całym kontynencie europejskim. Obecnie liczba kopytnych w Europie przekroczyła 20 mln osobników, podczas gdy jeszcze w 10 lat temu oscylowała na poziomie 18 mln [Apollonio, 2015]. Najliczniejszymi zwierzętami kopytnymi są sarny, dziki i jelenie, a ich liczebność na terenie kontynentu szacuje się odpowiednio na: 10, 4 i 2,5 mln osobników. Wg danych z monitoringu łowieckiego prowadzonego przez Stację Badawczą PZŁ w Czempiniu opracowanych na podstawie Rocznych Planów Łowieckich kół, liczebność jeleni, saren i dzików wg stanu na 10 marca 2015 roku osiągnęła najwyższe w historii liczebności. Od lat Krainę Bałtycką cechują najwyższe w kraju zagęszczenia jeleni i dzików. Spośród 49 okręgów PZŁ, okręg szczeciński posiada najwyższe w kraju stany liczebne saren (41963 os.) i dzików (16047 os.), co stanowi odpowiednio 5,26% i 6,65% krajowej liczebności. W przypadku jelenia, którego liczebność szacuje się na 9270 os., populacja bytująca na terenie okręgu obejmuje 5,24% krajowego stanu (4 miejsce po okręgach olsztyńskim, koszalińskim i słupskim).

Liczebność zwierząt bytujących w naturalnym środowisku jest trudna do oszacowania. Tymczasem, obok znajomości struktury populacji parametr ten stanowi podstawę zarządzania populacjami zwierząt łownych [Okarma i Tomek 2008] i stanowi kluczowy komponent rocznych planów łowieckich (RPŁ). Dokument ten określa zadania gospodarcze, liczebność zwierzyny oraz wielkość pozyskania łowieckiego poszczególnych gatunków, sporządzany dla każdego obwodu łowieckiego oddzielnie [Kamieniarz, 2008]. Informacje na temat liczebności zwierzyny są ocenami szacunkowymi, nadal najczęściej dokonywanymi w oparciu o całoroczne obserwacje myśliwych i służby leśnej oraz wyniki późnozimowych tropień. Tylko lokalnie i to okresowo, stany liczebne zwierzyny grubej ustalane są metodą pędzeń próbnych.

Warunkiem podjęcia jakichkolwiek działań łowieckich czy ochronnych jest poznanie obiektu – to znaczy liczby zwierząt poszczególnych gatunków oraz struktury płciowej i wiekowej populacji [Kossak, 2001]. Mimo usiłowań czynionych na całym świecie, dotychczas nie opracowano uniwersalnego i prostego sposobu pozwalającego dokładnie policzyć dzikie ssaki żyjące w środowisku leśnym. W Polsce próbę wypracowania metody oceny liczebności przeprowadzono w latach 1968 – 1974 w ośmiu dużych kompleksach leśnych [Pucek i inni, 1975].

Przeprowadzono w nich ocenę zagęszczenia kopytnych metodą pędzeń i tropień na śniegu. Badaniami objęto 7-13% powierzchni poszczególnych lasów. Pędzenia w porównaniu z tropieniami ujawniały na ogół 1,7-3,5 razy więcej saren, 1,7-2,5 razy więcej jeleni, danieli i łosi oraz 1,1-1,9 razy więcej dzików. Dzikie zwierzęta można wprawdzie liczyć różnymi metodami, lecz otrzymane liczby zawsze się różnią. W związku z tym, w pracach naukowych i w praktyce łowieckiej, można się spotkać ze stwierdzeniem, że np. pędzenia zwierzyny prowadzone na powierzchniach próbnych zawyżają stan faktyczny, zaś tropienia po śniegu zaniżają. Takie rozumowanie jest jednak obarczone błędem logicznym. Porównanie obu wartości mówi bowiem tylko o tym, że pierwsza dana jest stosunkowo większa od drugiej. W dalszym ciągu nie wiadomo jednak, który wynik jest bliższy prawdzie, to znaczy liczbie zwierząt bytujących w lesie [Kossak, 2001]. Tym niemniej w sytuacjach gdy dochodzi do konfrontacji szacunków liczebności zgromadzonych subiektywną techniką całorocznych obserwacji z ocenami uzyskanymi metodami weryfikowalnymi statystycznie opartymi o próbkowanie, pojawiają się najczęściej duże rozbieżności dotyczące zwłaszcza liczebności jelenia. Na przykład w roku 2007 na terenie 33 nadleśnictw RDLP we Wrocławiu oceniono liczebność ssaków kopytnych, stosując tropienia liniowe na transektach, bloki taksacyjne i pędzenia próbne. Otrzymane wyniki porównano z szacunkami kół łowieckich oraz z danymi dostarczonymi przez obwody wyłączane (OHZ). W aż 32 nadleśnictwach liczebność jeleni była zaniżona, w tym w 14 przypadkach do 20%, w 16 przypadkach o 20-50% i w 3 nadleśnictwach o więcej niż 50% stanu uzyskanego przy zastosowaniu próbkowania [Bobek i in. 2013].

W Puszczy Białowieskiej stosowana była tzw. zintegrowana metoda szacowania stanów liczebnych i struktur populacji ssaków łownych i chronionych [Kossak, 2001], w której wykorzystano wyniki pędzeń próbnych, całoroczną obserwację bezpośrednią, inwentaryzowanie tropów na śniegu oraz nasłuch samców na rykowisku. Pozwoliło to w kilkuletnim przedziale czasowym uzyskać przede wszystkim wiedzę o trendach populacyjnych. Również Nasiadka [2002] twierdzi, że stosowany obecnie system planowania łowieckiego tylko w części pozwala na uwzględnienie w praktyce wszystkich cech populacji. W większym zakresie powinno się stosować tzw. metodę zintegrowaną.

Z tego też powodu dla określenia sytuacji poszczególnych gatunków zwierzyny wiarygodniejszym wskaźnikiem jest wieloletnia analiza sukcesu łowieckiego pokazującego trendy zachodzące w poszczególnych populacjach. Analizując możliwości ustalania rzeczywistego stanu dzików, Fruziński [1993] stwierdził, że dane dotyczące pozyskania znacznie lepiej charakteryzują sytuację demograficzną populacji dzika w Polsce niż oficjalne dane inwentaryzacyjne. Jedne i drugie są z pewnością zaniżone, choć dane z pozyskania w mniejszym stopniu. Dzieciołowski [2001] uważa, że dotychczas znane metody oceny liczebności populacji zwierząt łownych są jednak niezbyt dokładne. W tej sytuacji najlepszym wskaźnikiem liczebności populacji jest wielkość pozyskania. Jest ona skorelowana z wielkością populacji, pomijając przypadki zamierzonej redukcji liczebności.

Sprawdzonym sposobem oceny struktur populacji są obserwacje letnie dające możliwość określania takich parametrów populacyjnych jak przyrost, struktura płci i wieku [Przybylski, 2002, Zych, 2015]. Metoda ta staje się coraz powszechniej stosowana w różnych regionach kraju.

Wybitny niemiecki znawca jeleni z okresu międzywojennego Joachim Beninde [1937] wyrażał pogląd, że we wschodnich prowincjach Niemiec, a do nich należało Pomorze, począwszy od średniowiecza, zwierzyna gruba nigdy nie była liczna. Zmniejszanie się liczebności jelenia było w tym okresie zjawiskiem typowym dla większości krajów europejskich. Druga połowa XIX wieku (po Wiośnie Ludów w 1848 roku) przyniosła zwierzynie najniższy w całej historii stan liczebny. Pewien wzrost liczebny i przestrzenny zwierzyny grubej zaznaczył się dopiero po 1880 roku [Depczyk i inni, 1997]. Ze skrupulatnie prowadzonych pruskich statystyk łowieckich wynika, że na obszarze obecnego Pomorza Zachodniego w lasach państwowych w latach 1904 – 1912 średnioroczne pozyskanie jeleni wynosiło 740 os. Lasy państwowe stanowiły ok. 50% całej powierzchni leśnej, oznacza to, że pozyskanie kształtowało się na poziomie ok. 1500 jeleni. Po I wojnie światowej zaznaczył się wyraźny spadek pozyskania. W 1924 roku odstrzelono na tym terenie zaledwie 367 jeleni. Do 1937 roku liczba ta wzrosła do 2070 os. Z poprawką uwzględniającą lasy prywatne pozyskanie mogło wynosić około 4000 os. W całych Niemczech w sezonie 1938/39 pozyskano 58 tys. jeleni, z czego 17 tys. na Śląsku, Pomorzu i Mazurach [Bobek i inni, 1992]. We wczesnych latach 50. ub. wieku pozyskiwano w całej Polsce ok. 4 tys. jeleni. W okresie do 1967 roku najwięcej jeleni odstrzelono w latach 1961 – 1962 na skutek zarządzenia Ministra Leśnictwa i PD nakazującego redukcję jeleni ze względu na wyrządzane przez nie szkody w lasach [Dzięgielewski, 1970]. W 1961 roku pozyskano w Polsce 12177 jeleni (1,93os./1000 ha lasu) a w 1962 roku 10063 jelenie (1,60os./1000 ha lasu). W województwie szczecińskim pozyskanie wyniosło odpowiednio 960 i 818 os. (2,9 i 2,5 os./1000 ha lasu). Od początku lat 70. ub. wieku liczebność jeleni stopniowo rosła, osiągając w 1992 roku poziom 105 tys. os., czyli 12,6 os./1000 ha lasu. Zjawisku temu towarzyszył wzmożony odstrzał, który od sezonu łowieckiego 1990/91 miał charakter redukcyjny. Od sezonu 1993/94 rozpoczęło się zmniejszanie pozyskania jeleni, które w latach 1997 – 2008 ustabilizowało się na poziomie 30-32 tys. os. Inwentaryzacja wielkopowierzchniowa przeprowadzona na całym obszarze Pomorza w 1994 roku wykazała w okręgu szczecińskim zagęszczenie jeleni w wysokości 14,79 os./1000 ha lasu, strukturę płci 1:1,52 oraz przyrost w wysokości 61% stanu łań [Depczyk i inni, 1997]. Obecnie, w oparciu o wyniki monitoringu łowieckiego wg stanu na 10.03.2015, zagęszczenie jeleni w okręgu szczecińskim osiągnęło 33,6 os./1000 ha pow. leśnej (Podsumowanie sprawozdawczości łowieckiej 2015 – Stacja Badawcza PZŁ w Czempiniu).

Niekompletna znajomość czynników wpływających na dynamikę liczebności populacji, a w efekcie znacząca odmiennosc poglądów na kierowanie populacjami jeleni, wyrażająca się m.in. stosowaniem różnych sposobów liczenia zwierząt,

częstymi zmianami wskaźników przyrostu zrealizowanego, a także narastającym problemem szkód w lasach, wskazują, że zagadnienie funkcjonowania populacji jeleni w różnych regionach nie zostało ostatecznie rozpoznane i wyjaśnione [Tomek, 2002]. Nie dziwi więc, że dotychczas wszelkie próby podejścia do zarządzania tym gatunkiem na podstawie zgeneralizowanych, uniwersalnych i obowiązujących w całym kraju zasad, najczęściej nie przynosiły oczekiwanych efektów zwłaszcza w zakresie optymalizacji struktury populacji i poprawy jakości osobniczej jelenia. Wysoce zasadne są zatem wszelkie syntezy danych pozwalające na opis aktualnego stanu i sposobu funkcjonowania poszczególnych krajowych subpopulacji tego gatunku. Jak też oparte o metody naukowe oceny inwentaryzacyjne i próby modelowania zachowania się poszczególnych parametrów populacyjnych w najbliższej przyszłości oraz kreowanie na tej podstawie propozycji zarządzania lokalnymi populacjami zmierzające do optymalizacji ich stanu z uwzględnieniem potrzeb ochrony przyrody i interesów gospodarczych człowieka. Próbę takiej syntezy zaprezentowano w niniejszym opracowaniu. Celem pracy jest charakterystyka dotychczasowego sposobu gospodarowania, opis aktualnego stanu oraz zaproponowanie sposobu zarządzania populacją jelenia europejskiego na obszarze Wyspy Wolin pozwalającego na optymalizację jej stanu. Prezentowane opracowanie stanowi skróconą, zaadaptowaną do wymogów redakcyjnych, wersję rozdziału o jeleniu pochodzącą z szerszego opracowania pt. „Model gospodarowania populacjami zwierząt gatunków łownych w Wolińskim Parku Narodowym i na Wyspie Wolin”, przygotowanego na zamówienie WPN. Opracowanie w pełnej wersji, zawierające także analizę gospodarowania populacjami sarny europejskiej *Capreolus capreolus* oraz dzika *Sus scrofa* na terenie Wyspy Wolin, jest dostępne w WPN. Praca badawcza została dofinansowana ze środków Fundusz Leśnego w ramach umowy EZ.0290.1.20.2015.

OBSZAR OPRACOWANIA I METODY BADAŃ

Jako jednostkę obszarową, w której rozpatrywano dotychczasowe gospodarowanie populacją jelenia i dla której zaproponowano przedstawiony model użytkowania łowieckiego, przyjęto Wyspę Wolin. Biorąc pod uwagę cechy biologiczne gatunku, Wyspa Wolin stanowi niezależny areał bytowania osobników tworzących stosunkowo dobrze izolowaną populację. Otoczona jest naturalnymi barierami wodnymi uniemożliwiającymi lub znacząco ograniczającymi migracje: wodami Bałtyku, Zalewu Szczecińskiego, Dziwny i Świny. Dodatkowo w miejscach, gdzie bariery naturalne w postaci występujących wód są stosunkowo najłatwiejsze do pokonania przez migrantów występują obszary zabudowane i miejscowości, które utrudniają swobodne wędrówki tego stosunkowo antropofobnego gatunku: na Mierzei Dziwnowskiej - Dziwnów, przy wypływie Dziwny z Zalewu Szczecińskiego – Wolin, a po zachodniej i południowo-zachodniej stronie Półwyspu Przytorskigo - Świnoujście i Karsibór. Izolacja ta nie

jest trwała i całkowita. Co oznacza, że w pewnych warunkach, np. podczas surowych zim, w okresach zalegania grubej pokrywy lodowej, okresowo, z pewnością dochodzi do przedostawania się chmar czy pojedynczych osobników przez zamrożone cieki i Zalew Szczeciński. Z pewnością także mające największą skłonność do migracji pojedyncze młode samce poszukujące łań lub osobniki spłoszone mogą pokonywać występujące bariery wodne w innych porach roku, po prostu je przepływając. Istotne jest jednak to, że istniejące wokół wyspy bariery nie są przekraczane regularnie - cyklicznie – podczas wędrówek dobowych i przemieszczeń sezonowych jeleni. Należy więc przyjąć, że zdarzające się epizodyczne migracje, choć nie pozwalają definiować występującej na wyspie populacji jako jednostki odrębnej genetycznie, nie wpływają w sposób istotny na jej dynamikę liczebności i strukturę.

Obszar Wyspy Wolin dostępny dla ssaków kopytnych i innych gatunków zwierząt dziko żyjących zajmuje powierzchnię około 225 km². Lasy tego obszaru obejmujące blisko połowę powierzchni wyspy (49,2%), tworzą zwarty kompleks położony na północnym zachodzie wyspy. Wraz z rozległymi płacami pól uprawnych, łąk i trzcinowisk tworzą zespół siedlisk o doskonałych warunkach dla zwierzyny grubej, gwarantując zarówno optymalne ostoje jak i położone w niewielkiej odległości od nich bogate żerowiska. Badania telemetryczne nad wielkością arealów osobniczych jeleni przeprowadzane w różnych warunkach przyrodniczych (wyspa Rhum, Bawaria i Łużyce) wykazały pewną ekologiczną prawidłowość. Roczne arealy chmar jeleni byków i chmar łań różniły się wielkością, przy czym arealy byków były najczęściej większe niż arealy zajmowane przez łanie. Raesfeld i Rulecke [1988] cytując różnych badaczy podają, że w pld. Niemczech średni areal chmary wynosi zimą 65 ha, jesienią i wiosną 176 ha, latem 121 ha. Na szkockiej wyspie Rhum (powierzchnia wyspy 104 km², zagęszczenie jeleni 160 os./1000 ha) areal roczny byków wynosił 600-800 ha, łań 320-400 ha, natomiast areal wykorzystywany w rytmie dobowej aktywności byków w okresie rykowiska ograniczał się do powierzchni 50-100 ha, a u łań wynosił 75-125 ha. Na Łużycach roczne arealy osobnicze byków wynosiły średnio 1240 ha, a łań 450 ha [Nitze, 2012]. Maksymalne arealy roczne samców podawane w literaturze kształtowały się od 3100 ha (Słowacja) do 6000 ha (Szkocja) [Okarma, Tomek, 2008] i są kilkakrotnie mniejsze od powierzchni wyspy Wolin. W świetle tych danych wielkość obszaru wyspy Wolin nie ogranicza prawidłowego funkcjonowania populacji i w żadnym wypadku nie stanowi także przeszkody w realizowaniu zadań hodowlanych i ochronnych podczas użytkowania łowieckiego.

Zróznicowanie rozkładu przestrzennego siedlisk na wyspie oraz występowanie niejednorodnej antropopresji w obszarze funkcjonowania populacji, w tym zwłaszcza presji łowieckiej występującej poza WPN przy jednoczesnym jej braku na jego terenie, determinują zmienny w czasie wzorzec rozmieszczenia osobników/chmar na wyspie. Duże kompleksy leśne o zróżnicowanym charakterze porastające bogato urzeźbione fragmenty krajobrazu wyspy (Pasma Wolińskie,

Mokrzyckie Góry i część Pojezierza Wolińskiego) leżące na terenie chronionym grupują optymalne ostoje dzienne, z których jelenie podejmują wędrówki dobowe w poszukiwaniu żeru na rozległych łąkach i polach uprawnych występujących we wschodniej części wyspy. Przeprowadzona analiza terenowa i kartograficzna rozkładu przestrzennego siedlisk wskazuje, że większość obszarów koncentrujących zasoby miękkiego żeru (łąki i grunty orne z atrakcyjnymi dla jelenia uprawami) zawiera się w granicach nie przekraczających średniego dystansu pokonywanego przez jelenia podczas dobowej aktywności w areale osobniczym, który wg różnych źródeł wynosi od 7 – 150 ha [Bobek i inni, 1992], a nawet średniego dystansu ucieczki wymuszonej podczas płoszenia przez ludzi dochodzącego do ok. 4 km [Bobek i inni, 1992, Jappesen 1987, Jerina 2012].

Następujące z początkiem sezonu łowieckiego zróżnicowanie presji łowieckiej w dwóch różniących się charakterem częściach wyspy pokrywa się w dużej mierze z okresem zmiany preferencji gatunku w zakresie typu wykorzystywanych ostoi (od jesieni jeleń wykorzystuje większe kompleksy leśne obfitujące w żer pędowy i odpowiednie osłony) [Dzięciołowski, 1970, Dzięciołowski, 1971]. Powoduje to wyraźne cykliczne przemieszczenia większości chmur bytujących na wyspie, które w okresie jesienno- zimowym tworzą koncentracje w granicach WPN, gdzie na obszarach leśnych znajdują się większe zasoby żeru pędowego i nie występuje tak znaczna presja łowiecka. Podobne zmiany wzorców wykorzystania przestrzeni w związku z sezonową zmianą podaży pokarmu i preferencji pokarmowych odnotowano u jeleni w wielu innych miejscach. Z badań Dzięciołowskiego [1969] przeprowadzonych w różnych terenach nizinnej Polski wynika, że wprawdzie w skład diety jeleni wchodziło 265 gatunków roślin, jednak bogaty latem zestaw pożywienia ulegał w zimie ograniczeniu do niewielu gatunków, wśród których istotne znaczenie miały między innymi: olsza czarna *Alnus glutinosa*, osika *Populus tremula*, malina *Rubus idaeus*, iwa *Salix caprea* i borówka czarna *Vaccinium myrtillus*. Haber i inni [1977] uważają, że jeleń stał się typowym mieszkańcem lasu, a na terenach odkrytych pojawia się w celu zaspokojenia potrzeb pokarmowych. Tomek [2002] badając właściwości i strukturę populacji jeleni w lasach krynickich wykazał, że zwierzęta te z różnym nasileniem wykorzystywały rozmaite fazy rozwojowe drzewostanu i odmienne biotypy w różnych porach roku. W okresie zimowym były one typowymi mieszkańcami lasu i rzadko pojawiały się na powierzchniach odkrytych, w okresie wiosennym i letnim często natomiast wykorzystywały przyleśne lub śródleśne tereny otwarte. Zauważone w okresie wegetacyjnym częstsze pojawianie się jeleni na powierzchniach niezalesionych można wytłumaczyć poszukiwaniem przez nie wartościowego, nasłonecznionego pokarmu.

W obrębie arealu populacyjnego na Wyspie Wolin występuje szereg barier obszarowych wpływających na przestrzenne rozmieszczenie i szlaki migracyjne jeleni. Wnętrze wyspy podzielone jest miejscowościami (m.in. Międzyzdroje, Wapnica, Lubin), ośrodkami wczasowymi (Grodno, Wisiełka), terenami zabudowanymi (Biała Góra), infrastrukturą turystyczną, wodami jeziora Wicko

Małe i Wicko Wielkie i odnogami delty Świny. Oznacza to dużą fragmentację obszaru oraz jej wpływ na funkcjonowanie populacji (np. rozmieszczenie żerowisk i ostoi, kształtowanie się szlaków migracji jeleni), ale nie podważa zasadności traktowania bytujących na wyspie osobników jako integralną jednostkę populacyjną. Wyspa poprzecinana jest także kilkoma szlakami komunikacyjnymi o różnej intensywności ruchu (droga S3, droga nr 102, drogi wewnętrzne parku narodowego, linia kolejowa). Jediną znaczącą barierę wpływającą w sposób bardzo istotny na dobowe przemieszczenia jeleni jest szosa S3. Charakteryzująca się dużym natężeniem ruchu pojazdów i w części przebiegającej przez tereny zalesione jest ogrodzona. Na odcinku wygrodzonym szosa ta jest wyposażona w trzy przejścia dolne wykorzystywane sporadycznie przez jelenie (informacja pracowników WPN oraz projekt PO WPN – operat ochrony fauny). Na odcinku trasy biegnącym przez krajobraz otwarty w E-części wyspy, pozbawionym ogrodzenia, istnieje możliwość bardziej swobodnego przekraczania drogi przez duże zwierzęta kopytne, w tym jelenie (ryc. 3). Stąd chociaż droga S3 w sposób istotny ogranicza dobowe przemieszczenia jeleni, nie stanowi przeszkody dla chmar czy osobników odbywających migracje sezonowe.

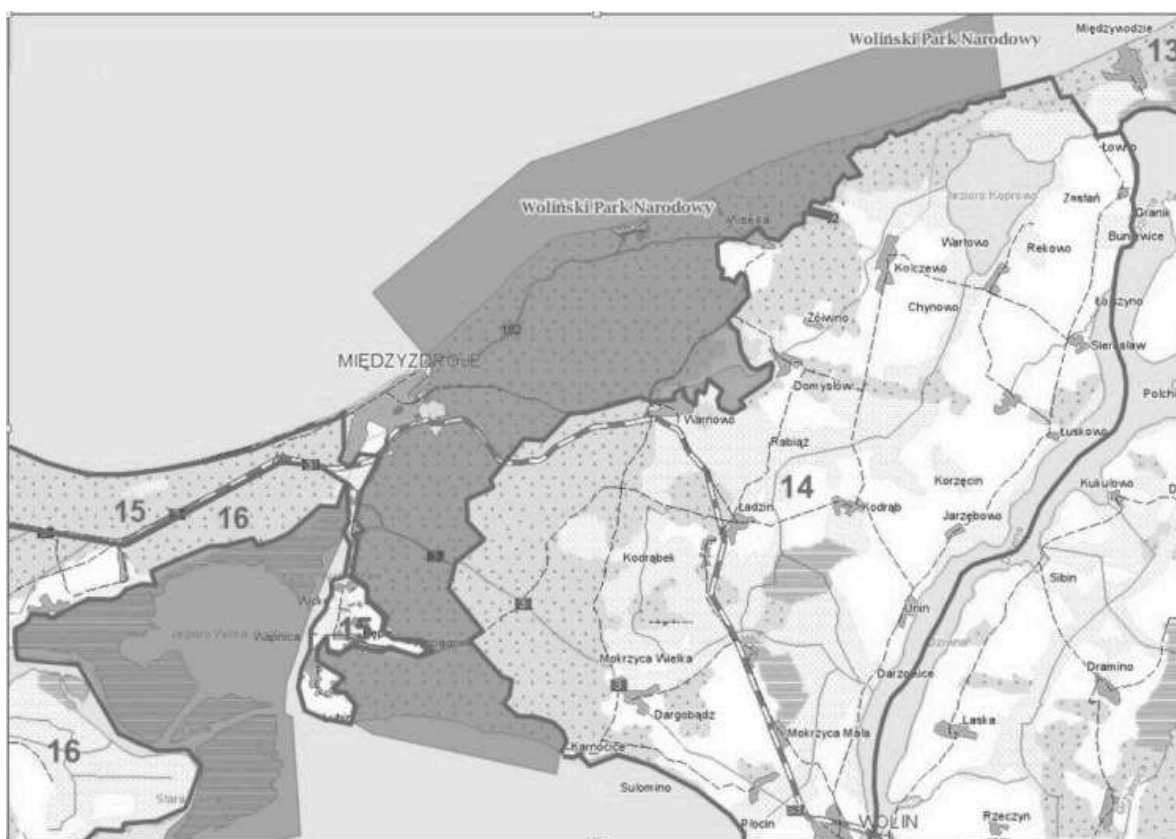
Przytoczone argumenty czynią zasadnym traktowanie jeleni żyjących na wyspie jako jednej, całkowicie zintegrowanej, populacji. To też w niniejszym opracowaniu zaprezentowano dla tej jednostki populacyjnej niezależne zbiorcze charakterystyki dotyczące zarówno jej dotychczasowego stanu, jak też zaproponowano dla tej jednostki inherentny model funkcjonowania i zarządzania.

Dotychczas, planując pozyskanie łowieckie tej populacji, nie stosowano holistycznego ujęcia zarówno w odniesieniu do określania bieżących parametrów populacji jak też podczas planowania pozyskania. Gospodarowanie populacją odbywało się niezależnie w pięciu oddzielnych jednostkach: czterech obwodach łowieckich i na obszarze WPN. Granice tych obszarów zaprezentowano na ryc. 1.

Dodatkowo, analizę danych historycznych, jak też wdrożenie w życie planu racjonalnego zarządzania całą populacją, znacząco utrudnia także fakt, że dwa z wymienionych obwodów łowieckich - obwody nr 13 i 15 - leżą jedynie w niewielkich częściach na terenie wyspy, a ich zasadnicze części poza wyodrębnionym arealem funkcjonowania analizowanej populacji (tab. 1 i ryc.1).

Z tab. 1 wynika, że najbardziej istotnymi z punktu widzenia możliwości oddziaływania na stan populacji jest teren WPN oraz obwód nr 14. Zgodnie z informacjami ustnymi (myśliwi Koła Łowieckiego Tumak dzierżawiącego obwód) obwód ten posiada około 3 tys. ha ugorów, wśród których występują rozległe wilgotne zbiorowiska krzewów, trzcinowiska i bagna, stanowiących bezpieczną ostoję dzienną dla jeleni i dzików. Jelenie przebywające latem na terenie obwodu nr 14, w dużej mierze zimują w granicach WPN, a także w atrakcyjnych dla nich zarastających trzciną wilgotnych nieużytkach i zbiorowiskach krzewów.

Liczebność i struktura populacji jeleni na wyspie zostały zbadane w 2014r. przy użyciu dwumodułowej metody zintegrowanej. Pierwszy moduł polegał na zastosowaniu pędzeń próbnych w okresie późnozimowym (po zakończeniu sezonu



Ryc. 1. Granice WPN oraz obwodów łowieckich sąsiadujących z Parkiem położonych częściowo lub w całości na terenie Wyspy Wolin

Źródło: Plan ochrony Wolińskiego Parku Narodowego, granice obwodów uaktualnione na podstawie Nr XXVI/362/13 Sejmiku Województwa Zachodniopomorskiego.

Tab. 1. Charakterystyka obwodów łowieckich położonych w całości lub częściowo na terenie Wyspy Wolin (wyodrębnionego areału funkcjonowania analizowanej populacji)

Nr obwodu	Powierzchnia całkowita* (ha)	Powierzchnia gruntów leśnych na terenie obwodu (ha)	Lesistość (%) części użytkowanej obwodu	Udział (%) powierzchni obwodu położonej na terenie Wyspy Wolin
1	2	3	4	5
13	11475	1869	16	5
14	13823	4674	34	100
15	1520	1197	79	100
16	5579	3539	63	37
WPN	6256	4649	74	100

Objaśnienia:

- *- powierzchnia po wyłączeniach, o których mowa w art. 26 ustawy z 13.10.1995r. Prawo Łowieckie (część obwodu użytkowana łowiecko)
- dane dla obwodów łowieckich na podstawie Rocznych Planów Łowieckich na rok gospodarczy 2015/2016
- orientacyjny udział powierzchni obwodu leżącej na terenie Wyspy Wolin ustalono na podstawie pomiaru lądowej powierzchni części obwodu położonej na wyspie dokonanego przy pomocy narzędzi pomiarowych dostępnych na stronie <http://mapy.geoportal.gov.pl/imap/>

Źródło: RPL obwodów łowieckich, dane WPN oraz opracowanie własne.

łowieckiego), a jego priorytetem było oszacowanie całkowitej liczebności populacji i struktury płci. Drugi oparto na metodzie zaproponowanej dla Pomorza Zachodniego przez Przybylskiego (1992) polegającej na późnoletnich jednoczesnych obserwacjach i liczeniu jeleni przebywających na żerowiskach. Ponieważ obserwacjami późnoletnimi nie objęto wszystkich potencjalnych żerowisk na wyspie, moduł ten miał charakter metody względnej, a jego priorytetem było ustalenie struktury płci i przyrostu zrealizowanego. Obserwacje te przeprowadzono w lipcu 2015r.

Do pędzenia zwierzyny wytypowano odpowiednio więcej potencjalnych miotów, zazwyczaj całych oddziałów leśnych. Mioty były stosunkowo równomiernie rozłożone na obszarach leśnych występujących na wyspie, nie przylegające do siebie, ograniczone drogami lub duktami o dobrej widoczności. Udział procentowy poszczególnych typów lasu był w wytypowanych miotach reprezentatywny dla całej wyspy.

Do przeprowadzenia drogą losowania wyłoniono 17 miotów – 8 położonych w granicach WPN o łącznej powierzchni 709,45 ha i 9 położonych poza granicami WPN na terenie nadleśnictwa Międzyzdroje o łącznej powierzchni 611,54 ha. Wśród miotów na terenie nadleśnictwa Międzyzdroje występowały dwa mioty położone w krajobrazie półotwartym, reprezentatywne dla wschodniej i południowo-wschodniej części wyspy grupującej również zimowe ostoje jelenia. Pomimo, że mioty te miały stosunkowo dużą powierzchnię całkowitą, powierzchnia istniejących w ich obrębie lasów stanowiących potencjalne ostoje dzienne była stosunkowo niewielka (odpowiednio 13,8 i 36,5 ha). Na pozostałe pędzone arealy składały się wyłącznie oddziały leśne o powierzchni od 69ha do 121ha ($\bar{x}=88,07$ ha). Powierzchnia całkowita wylosowanych pędzeń wynosiła łącznie wraz z pędzonymi terenami otwartymi 2 151 ha i obejmowała 9,53% powierzchni lądowej Wyspy Wolin dostępnej dla zwierzyny. Biorąc jednak pod uwagę wyłącznie siedliska leśne, powierzchnia miotów wynosiła 1 371,3 ha, co stanowi 12,06% powierzchni lasów występujących na wyspie.

Wszystkie pędzenia wykonano w jednym dniu 15.03.2014r. w dwóch oddzielnie działających zespołach. Aby zminimalizować ryzyko wielokrotnego liczenia tych samych osobników, w przypadku niewielkich odległości dzielących mioty pędzone od jeszcze nie przeprowadzonych, planowano kierunek poruszania się naganiaczy w miocie (kierunek pędzenia) w taki sposób, aby ograniczył prawdopodobieństwo przemieszczenia się jeleni do miotu jeszcze niezbadanego.

Liczebność jeleni na całej wyspie L_n obliczono ekstrapolując wyniki uzyskane podczas próbkowania wg wzoru zaproponowanego przez Nasiadkę [1994]:

$$L_n = \frac{\sum L_{pp}}{\sum P_{pp}} \times P_{ci}$$

gdzie:

$\sum L_{pp}$ - liczba jeleni zarejestrowanych w pędzeniach próbnych (łącznie w WPN i na terenie nadleśnictwa Międzyzdroje),

ΣP_{pp} - łączna powierzchnia leśna wykonanych pędzeń próbnych (razem w WPN i na terenie nadleśnictwa Międzyzdroje),

P_{ci} - całkowita powierzchnia leśna dostępna dla jeleni na Wyspie Wolin.

Ponieważ z uwagi na zróżnicowane warunki obserwacji i liczebność stwierdzanych stad nie oznaczono płci i wieku wszystkich obserwowanych osobników. Udział w populacji samców, samic i cieląt wyliczono na podstawie próby wszystkich zarejestrowanych osobników, które zostały w sposób niebudzący wątpliwości oznaczone przez obserwatorów jako byki, łanie lub cielęta ($N=177 - 57,5\%$ z L_{pp}) - tab. 7.

Zagęszczenie populacji (Z_n – liczba os./1000ha lasu) obliczono według wzoru:

$$Z_n = \frac{L_n}{\Sigma P_{pp}} \times 1000$$

Otrzymane podczas ekstrapolacji liczebności zaokrąglono do jedności – podano z dokładnością do 1 osobnika.

DOTYCHCZAS WYKAZYWANE STANY I POZYSKANIE JELENI

W tab. 2 zestawiono dane charakteryzujące intensywność pozyskania jeleni na wyspie i terenach do niej przyległych w ostatnich dziewięciu latach w pięciu niezależnych obszarach gospodarowania populacją jelenia na wyspie. Zaprezentowane wskaźniki wykazują bardzo duże zróżnicowanie między tymi obszarami, wskazując na dominującą rolę obwodu nr 14 w kształtowaniu populacji. Najwyższe pozyskanie, wahające się w różnych sezonach od 14,5 os./1000ha lasu do 60,5 os./1000ha pow. lasu (średnio 27,9) występowało w obwodzie nr 14 położonym w całości na terenie wyspy i obejmującym jednocześnie nieco ponad 60% dostępnej dla jeleni powierzchni wyspy. Przy czym w tym samym czasie pozyskanie na terenie chronionym, obejmującym ok. 28% powierzchni wyspy, było całkowicie symboliczne, uzyskując maksymalnie 0,9 os./1000ha lasu (średnio 0,2).

Najważniejszym zabiegiem hodowlanym mającym największy wpływ na jakość populacji jeleni jest pozyskanie łowieckie. Wysokość rocznego odstrzału ściśle regulują zasady gospodarowania populacjami zwierzyny grubej obowiązujące od 2005 r. (uchwała NRŁ nr 57/2005 z dnia 22 lutego 2005r.). Odstrzał oblicza się w oparciu o liczebność wiosenną, strukturę płci, strukturę wieku byków, spodziewany przyrost zrealizowany i stan, który chcemy osiągnąć po zakończeniu okresu polowań. Obliczony w ten sposób odstrzał, niepowodujący zmiany liczebności stada, powinien kształtować się w przedziale 10 – 30% stanu wiosennego populacji. Pożądana struktura płci powinna zawierać się w granicach 1:1 do 1:1,5. Struktura odstrzału w grupach płciowo-wiekowych wynosi: byki 30-40%, łanie 40-50% i cielęta do 30%. W grupie byków I klasa wieku 30-50%, II klasa wieku 30-50%, III klasa wieku do 20%. W 2009 r. wprowadzono okresowe zasady

gospodarowania jeleniem w celu zwiększenia udziału III klasy wieku byków, które polegały na zmniejszeniu w okresie 3 lat realizowanego pozyskania byków o co najmniej 30%.

W ciągu ostatnich 3 lat (sezony łowieckie od 2012 – 2015), wg sprawozdawczości łowieckiej, stan liczebny jeleni na obwodach PZŁ uległ pewnej stabilizacji i nie wykazuje tak dynamicznego wzrostu jak w latach 2004 – 2012. Symptomatyczne jest to, że regularnie od lat nie wykonywane były rosnące plany pozyskania jeleni. W sezonie 2014/15 pozyskano jak dotąd najwyższą liczbę jeleni – 70070 osobników, tj. 87,6% planu [Jaroszewicz, 2015]. Struktura odstrzału wyniosła: byki 29,9%, łanie 49,4% i cielęta 20,7%. W grupie byków udział I klasy wieku wyniósł 44,3%, II klasy 45,7% i III klasy 9,9%.

W szczecińskim okręgu PZŁ w sezonie 2014/15 na plan wynoszący 5474 jelenie pozyskano 5025 os., tj. 91,8%. Udział byków wyniósł 18%, łań 70% i cieląt 12%. Na jednego odstrzelonego byka przypadały blisko cztery łanie (3,87). Na 1000 ha lasu pozyskano w okręgu 18,2 jelenie natomiast na 1000 ha pow. ogólnej 5,9 jeleni. Intensywność pozyskania na Wyspie Wolin była wyższa od średniej pozyskania w okręgu i wynosiła odpowiednio 22,0 os./1000 ha powierzchni leśnej oraz 8,7 os./1000 ha powierzchni ogólnej. Na 10 marca 2015 r. koła łowieckie zainwentaryzowały 9270 jeleni, tj. 33,6 os./1000 ha pow. leśnej.

Tab. 2. Pozyskanie jeleni (N os./1000ha lasu/rok) na terenie WPN i w poszczególnych obwodach łowieckich składających się w całości lub częściowo na powierzchnię Wyspy Wolin

Nr obwodu	2006/ 2007	2007/ 2008	2008/ 2009	2009/ 2010	2010/ 2011	2011/ 2012	2012/ 2013	2013/ 2014	2014/ 2015	Średnio
13	4,3	5,4	3,7	2,7	3,2	0,5	5,9	2,1	26,2	6,0
14	19,7	14,5	15,9	15,0	20,1	18,3	46,9	40,0	60,5	27,9
15	5,0	4,2	5,8	5,0	5,8	0,8	8,4	0,0	6,7	4,6
16	2,4	2,7	4,3	4,3	3,2	2,7	3,5	4,9	5,7	3,8
WPN	0,0	0,2	0,9	0,6	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
Łącznie	7,0	5,7	6,6	5,9	7,2	5,9	15,4	12,6	22,0	9,8

Objaśnienia:

wyłuszczenie - jednostki hodowlane położone w całości na terenie wyspy

Źródło: RPE obwodów łowieckich oraz dane WPN.

Porównując dane historyczne obrazujące bezwzględne łączne liczby i średnie roczne pozyskiwanych jeleni w poszczególnych jednostkach gospodarczych i w WPN, z uwzględnieniem korekty wielkości pozyskania związanej z faktem, że część z tych jednostek leży jedynie w części w obszarze funkcjonowania analizowanej populacji (por. tab. 1 i tab. 3), należy zauważyć, że zdecydowanie dominujący wpływ na obecną liczebność i strukturę analizowanej populacji miało pozyskanie w obwodzie łowieckim nr 14, gdzie pozyskano ponad 91% wszystkich osobników pozyskanych w ostatnim dziesięcioleciu. Ze względu na to, że liczba zarówno wykazywanych (ryc. 2) jak i pozyskiwanych (tab. 3) jeleni była w pozostałych jednostkach gospodarczych niska, a przeprowadzona analiza danych o strukturze wykonanego pozyskania w tych jednostkach, wykazuje bardzo

duże podobieństwo do obwodu nr 14, analizę obejmującą ocenę wpływu dotychczasowego pozyskania na dynamikę i strukturę populacji oparto o dane historyczne dotyczące tego właśnie obwodu.

Tab. 3. Pozyskanie łowieckie jeleni w poszczególnych jednostkach zarządzania populacją oraz jego udział w całkowitym pozyskaniu na Wyspie Wolin

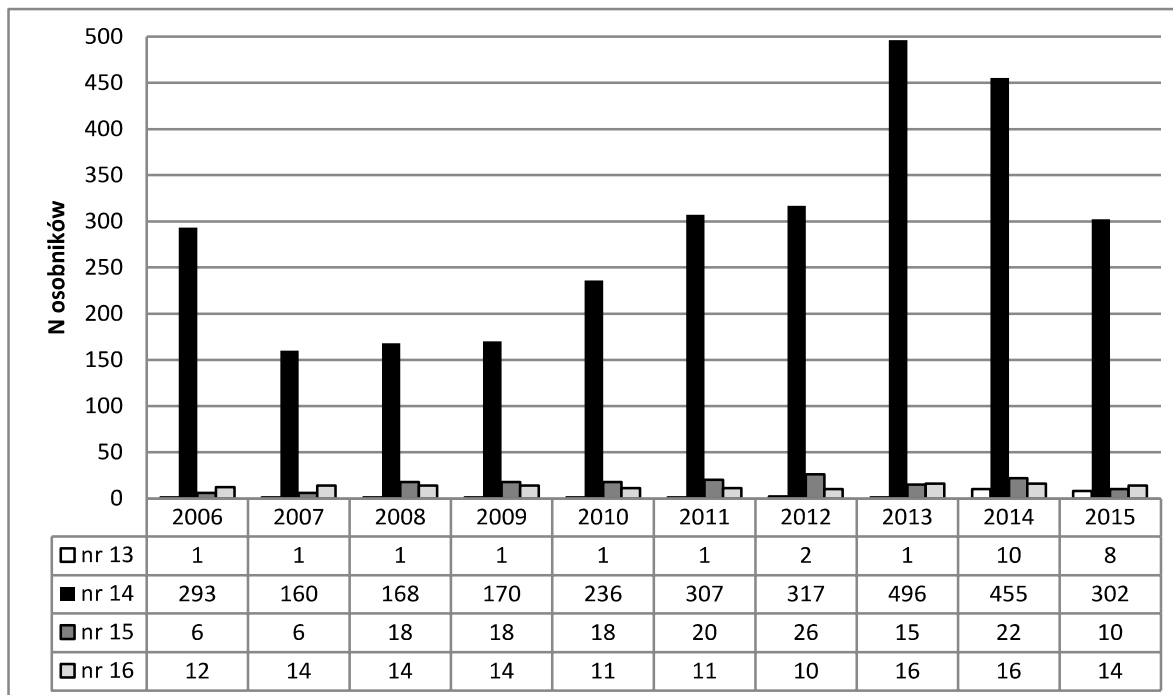
obszarowa	N pozyskanych jeleni	\bar{x} średnio /sezon	SD odchylenie standardowe	Udział (%) w łącznym pozyskaniu na całej wyspie.
obwód nr 13	5*	0,6	0,72	0,4
obwód nr 14	1123	124,8	75,65	91,1
obwód nr 15	50	5,6	3,21	4,1
obwód nr 16	46*	5,1	1,52	3,8
WPN	9	1,0	1,50	0,7
RAZEM	1233	137,0	77,30	100,0

Objaśnienia:

- zaprezentowano dane łączne dla 9 sezonów łowieckich 2006/2007-2014/2015, dane dla WPN na podstawie zestawień tusz zwierzyny odstrzelonej w ramach redukcji, dane dla obwodów łowieckich na podstawie zestawień udostępnionych przez nadleśnictwo Międzyzdroje sporządzonych na podstawie RPŁ,

*- liczba jeleni odstrzelonych na terenie wyspy oszacowana przy założeniu, że liczba osobników odstrzelonych w danym obwodzie na terenie wyspy była proporcjonalna do udziału powierzchni obwodu znajdującej się na terenie wyspy w jego całkowitej powierzchni użytkowanej

Źródło: RPŁ obwodów łowieckich oraz dane WPN.



Ryc. 2. Oceny liczebności jeleni u progu sezonu łowieckiego w obwodach łowieckich nr 14 i 15 oraz częściach obwodów nr 13 i 16 położonych na Wyspie Wolin

Źródło: RPŁ obwodów łowieckich.

Objaśnienia: przedstawiono tzw. stany jesienne – uwzględniające prognozowany w RPŁ przyrost zrealizowany, stany na wyspie w obwodach 13 i 16 wyliczono przy założeniu, że liczba osobników przebywających na terenie wyspy była proporcjonalna do udziału powierzchni obwodu znajdującej się na terenie wyspy.

Na podstawie dostępnych danych archiwalnych przeprowadzono analizę potencjalnego wpływu innych niż pozyskanie łowieckie przyczyn śmiertelności jeleni w badanej populacji. W tab. 4 zestawiono zarejestrowane w postaci tzw. protokołów upadków przypadki odnalezienia padłych jeleni w obwodach łowieckich nr 14 i 16 łącznie dla 7 sezonów łowieckich oraz oceniono ich udział w wykazywanej liczebności populacji i w występującej całkowitej śmiertelności. Udział upadków w łącznej śmiertelności osiągał dla tego okresu 3,2 %, a udział upadków w łącznie wykazanej liczebności jeleni 1,3%. Ponieważ, jak to wykazano w dalszej części opracowania, rzeczywista liczebność populacji była znacznie wyższa, wielkość uzyskanych wskaźników upadków dowodzi braku istotnego wpływu naturalnej śmiertelności na kształtowanie się procesów demograficznych populacji.

Tab. 4. Charakterystyka występującej śmiertelności jeleni spowodowanej przez przyczyny inne niż odstrzał wyrażona odsetkiem ubytków wykazanych w RPŁ obwodów łowieckich nr 14 i 16 w stosunku do wykazywanych stanów liczebnych i pozyskania. Dane łączne dla 7 sezonów łowieckich (2008/2009-2014/2015).

Rodzaj danych	Wykazana łączna liczebność jeleni N	Wykazana śmiertelność jeleni (ubytki+pozyskanie)		Udział upadków w łącznej śmiertelności		Udział upadków w łącznej liczebności	
		n	%	n	%	n	%
Byki I klasa	632	39	6,2	4	10,3	4	0,6
Byki II klasa	328	153	46,6	4	2,6	4	1,2
Byki III klasa	91	35	38,5	3	8,6	3	3,3
Byki razem	1051	227	21,6	11	4,8	11	1,0
Łanie	1049	758	72,3	19	2,5	19	1,8
Cielaki	508	120	23,6	5	4,2	5	1,0
Jelenie razem	2608	1105	42,4	35	3,2	35	1,3

Źródło: RPŁ obwodów łowieckich.

Według dostępnej niepełnej sprawozdawczości dla obwodów łowieckich nr 13 i nr 15 ubytki z przyczyn innych niż odstrzał odnotowane w tym samym czasie w tych obwodach były również bardzo niewielkie i także nie wpływały w sposób istotny na dynamikę populacji. Korzystając z zestawień przekazanych przez Zarząd WPN i Wydz. Ochrony Środowiska Szczecińskiego Oddziału GDDKiA ustalono, że także śmiertelność na terenie WPN i na drodze szybkiego ruchu S3 nie stanowiła czynnika mogącego oddziaływać w sposób znaczący na parametry populacji jeleni żyjących na wyspie. Na terenie WPN w latach 2003-2015 odnajdowano od 0 do 7 padłych jeleni (łącznie 24 os., średnio 2 os./rok), z kolei na trasie S3 w wyniku kolizji z pojazdami w latach 2010-2014 odnotowano w tym czasie zaledwie 3 os., które zginęły w wyniku kolizji z pojazdami na odcinku położonym na wschód od Wolina (poza analizowanym obszarem wyspy).

Podsumowując przedstawione dane, pomimo, że wykryte i udokumentowane upadki jeleni stanowią z pewnością jedynie część z rzeczywistości występujących ubytków z populacji, należy stwierdzić iż, nie wskazują one na występowanie masowych upadków świadczących o istnieniu innego niż pozyskanie łowieckie czynnika mogącego okresowo wpływać znacząco na stan populacji.

Analiza danych archiwalnych charakteryzujących gospodarowanie w obwodzie łowieckim nr 14

Według informacji koła łowieckiego „Tumak” dzierzawiącego obwód łowiecki nr 14, roczne koszty związane z wypłatą odszkodowań łowieckich i ochroną pól sięgają w obwodzie ok. 200 tys. zł. Główne szkody występują w zasiewach rzepaku, następnie w pszenicy i plantacjach buraków i w 70% powodowane są przez jelenie. Jelenie żerują na rzepakach przez całą zimę. Obecnie w tym decydującym o zarządzaniu populacją obwodzie obserwuje się znaczną przewagę byków nad łaniami. Myśliwi oceniają, że udział byków sięga 70% stanu populacji. Powyższa sytuacja spowodowana jest kilkuletnim już oszczędzaniem byków przy znacznej eksploatacji łań. Wprowadzono sztywny limit ilościowy odstrzału byków bez uwzględniania rzeczywistej ich liczebności.

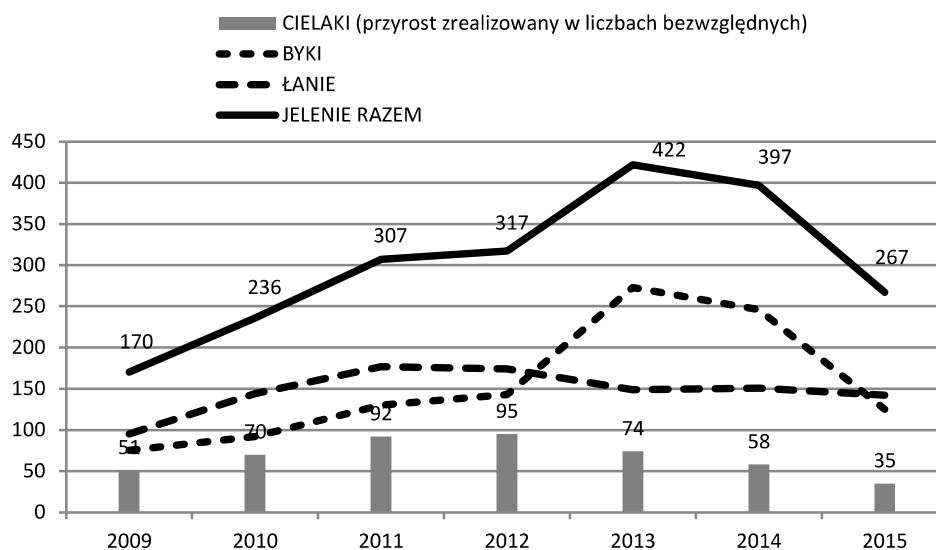
W tab. 5 i na ryc. od 3 do 10 zaprezentowano przegląd danych opisujących stan i poziom eksploatacji jeleni w tym obwodzie na podstawie RPŁ.

Dane obrazujące liczebność całkowitą wskazują na najpierw systematyczny wzrost liczebności w latach 2009-2013 i spadek w dwóch ostatnich sezonach.

Tab. 5. Liczebność, proporcja płci i zakładany przyrost jelenia wykazane w RPŁ obwodu łowieckiego nr 14 w sezonach łowieckich 2009/1010-2015/16

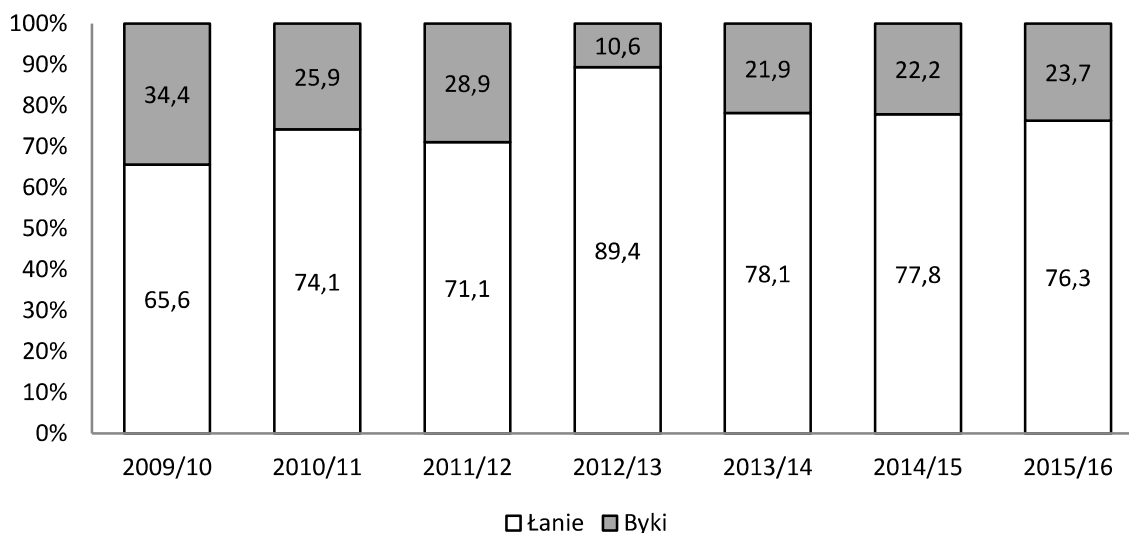
Rodzaj danych	Rok łowiecki						
	2009/10	2010/11	2011/12	2012/13	2013/14	2014/15	2015/16
Liczebność populacji (stan wiosenny)	170	236	307	317	422	397	267
Proporcja płci (n byków : n łań)	1:1,29	1:1,57	1:1,38	1:1,24	1:0,57	1:0,66	1:1,18
Zakładany przyrost zrealizowany (% stanu łań)	53	48	52	54	51	37	25

Źródło: Opracowanie własne.



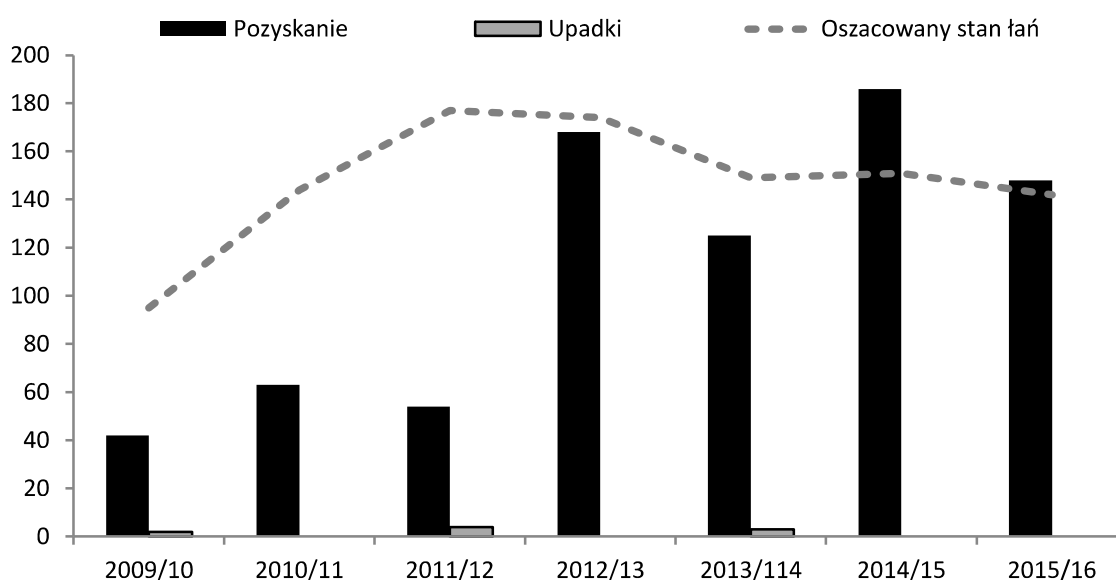
Ryc. 3. Dynamika liczebności, struktura płci i przyrost zrealizowany jeleni w liczbach bezwzględnych na terenie obwodu łowieckiego nr 14 w latach 2009-2015 (wg danych z RPŁ)

Źródło: Opracowanie własne.



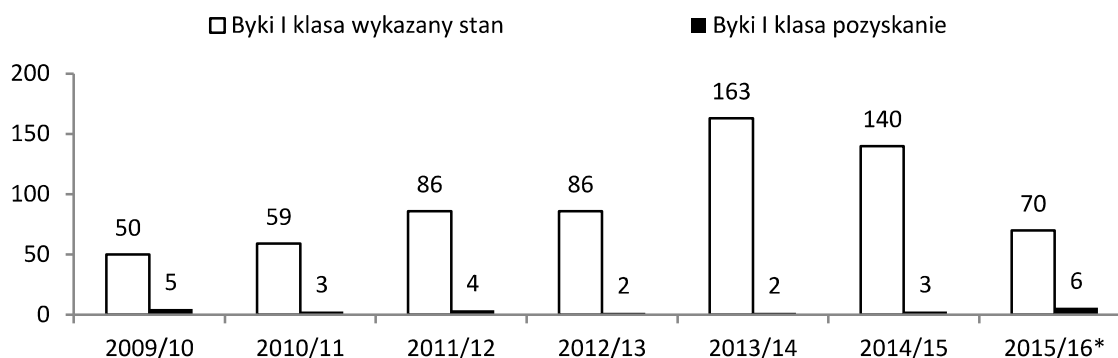
Ryc. 4. Dysproporcja w pozyskaniu łani i byków (dane z RPŁ, N=1006os., w sezonie 2015/16 posłużono się planowanym pozyskaniem)
Źródło: Opracowanie własne.

W latach 2009-2014 zdecydowanie dominowało pozyskanie łani. Łącznie podczas 7 sezonów ww. okresu pozyskano (lub zaplanowano odstrzał – sezon 2015/16) 786 łani i 220 byków. Średnia roczna pozyskania wyniosła: 112,3 łani/rok i 31,4 byków/rok, co w przypadku zgodności wykazywanych stanów liczebności ogólnej populacji z rzeczywistą jej liczebnością, prowadziłyby do znacznej zmiany proporcji płci w populacji. Zestawienie wykazywanych stanów inwentaryzacyjnych samic z eksploatacją tej frakcji populacyjnej (ryc. 5) dobitnie świadczy



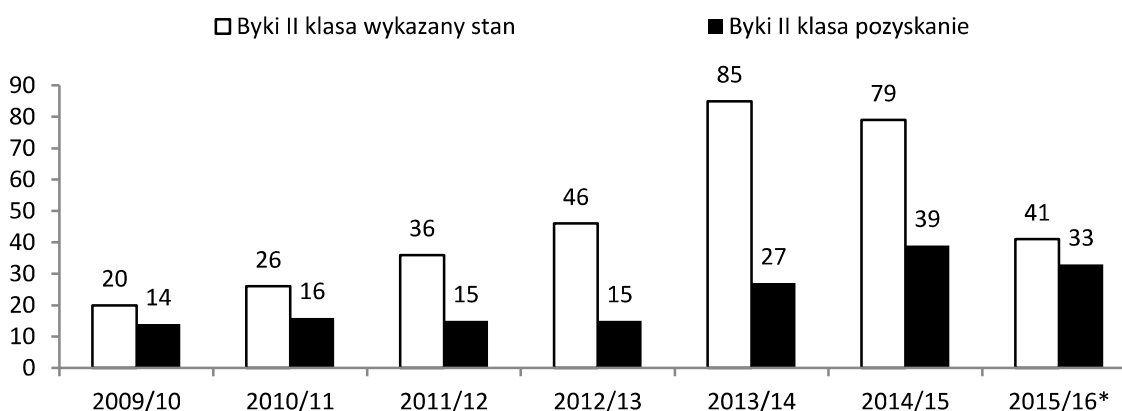
Ryc. 5. Wykazywana u progu sezonu łowieckiego bezwzględna liczebność łani oraz bezwzględna liczebność odstrzelonych łani, w obwodzie łowieckim nr 14 w sezonach łowieckich 2009/10-2015/16 (wg danych zaprezentowanych w RPŁ; dla roku łowieckiego 2015/16 przedstawiono pozyskanie planowane)
Źródło: Opracowanie własne.

o znacznie większej rzeczywistej jej liczebności niż wykazywana w RPŁ. W ciągu 3 ostatnich lat (2012-2014) odsetek pozyskanych łań w stosunku do stanów inwentaryzacyjnych wynosił odpowiednio: 97%, 84% i 123%. Oczywiście jest, że gdyby podawane liczebności łań oddawały stany rzeczywiste, taka eksploatacja doprowadziłaby do szybkiej całkowitej eksterminacji żeńskiej części populacji.



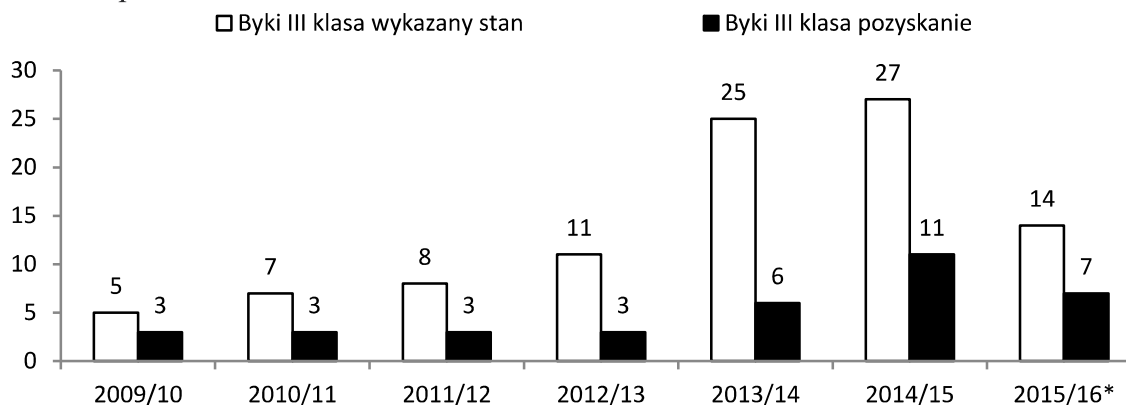
Ryc. 6. Wykazywane stany inwentaryzacyjne oraz eksploatacja byków w I klasie wieku (wg danych zaprezentowanych w RPŁ, liczby bezwzględne, do pozyskania wliczono zarejestrowane upadki, w sezonie 2015/16 planowane pozyskanie)

Źródło: Opracowanie własne.



Ryc. 7. Wykazywane stany inwentaryzacyjne oraz eksploatacja byków w II klasie wieku (wg danych zaprezentowanych w RPŁ, liczby bezwzględne, do pozyskania wliczono zarejestrowane upadki, w sezonie 2015/16 planowane pozyskanie)

Źródło: Opracowanie własne.



Ryc. 8. Wykazywane stany inwentaryzacyjne oraz eksploatacja byków w III klasie wieku (wg danych zaprezentowanych w RPŁ, liczby bezwzględne, do pozyskania wliczono zarejestrowane upadki, w sezonie 2015/16 planowane pozyskanie)

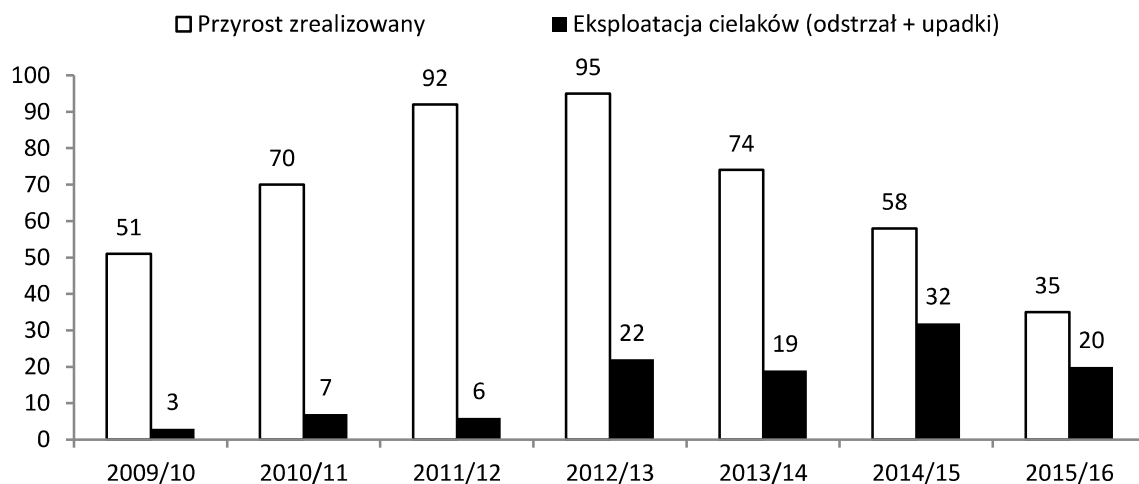
Źródło: Opracowanie własne.

Dane obrazujące dotychczasową eksploatację poszczególnych grup wiekowych byków wskazują na całkowicie symboliczne pozyskanie byków w I klasie wieku (ryc. 6), przy jednocześnie stosunkowo znacznie większym pozyskaniu byków starszych – zwłaszcza osobników w II klasie wieku – ryc. 7.

Modelowanie przeprowadzone dla obwodu łowieckiego nr 14, polegające na symulowaniu stanu liczebnego poszczególnych frakcji populacji przy przyjęciu jako wyjściowe danych o liczebności i strukturze populacji zamieszczonych w RPŁ i zastosowaniu w symulacji wielkości i struktury wykonywanego pozyskania, prowadzi w sposób oczywisty do szybkiej destrukcji populacji modelowej przejawiającej się w wyeliminowaniu z populacji samic już po 2-3 latach. Np. aproksymacja losów populacji w symulacji przyjmującej jako wyjściowe dane do modelu zestawione w RPŁ z wiosny 2012r., prowadzonej przy założeniu cyklicznego powtarzania w następnych latach pozyskania wykonanego w sezonie 2012/13 prowadzi do drastycznego spadku liczebności i całkowitej eksterminacji łań już po dwóch latach symulacji (pomimo, że w tym roku bezwzględna liczebność odstrzelonych łań wcale nie była najwyższa). W konsekwencji w modelu szybko zaczyna brakować także rekrutacji do grupy samców, które stopniowo „wymierają” w populacji. Przy czym samców w modelowej populacji zaczyna brakować nie na skutek bezpośredniej eksploatacji łowieckiej tej grupy płciowej, a ze względu na brak jej zasilania rozrodem.

Należy zatem wnioskować, że rzeczywista liczebność całej populacji, w tym zwłaszcza męskiej części populacji, jest znacznie wyższa od wykazywanej w RPŁ. Tzn., że w obwodzie nr 14 – kluczowego dla zarządzania populacją - bytuje (lub okresowo bytuje korzystając z zaplecza siedliskowego jakie stanowi teren chroniony) znacznie więcej osobników tworzących na Wyspie Wolin znacznie liczniejszą populację niż ta, którą się rzeczywiście zarządza.

Wskaźniki charakteryzujące proporcję płci i przyrost zrealizowany wg RPŁ wykazują w niektórych latach nieoczekiwaną zmienność. Wykazywana dla większości sezonów struktura płci wskazuje na nieznaczną przewagę łań, przy czym w latach 2013 i 2014 wykazuje ogromne zmiany polegające na spadku udziału łań w inwentaryzowanej populacji, aby w sezonie 2015 znów powrócić do stanu charakteryzującego populację ustabilizowaną. Zakładany w RPŁ przyrost zrealizowany w latach 2009-2013 utrzymywał się na stosunkowo stałym poziomie, oscylując wokół ok. 50% wiosennego stanu łań, po czym w roku 2014 spadł do poziomu 37%, a w 2015r. wyniósł już jedynie ok. 25%. Tak znaczne wahania opisanych wskaźników świadczą z jednej strony o niedoskonałości stosowania całorocznych obserwacji jako narzędzia określania stanu populacji jelenia, ale zapewne także o odmiennym w niektórych latach rozkładzie przestrzennym jeleni na terenie wyspy. W zależności od zmiennej podaży pokarmu na sąsiadującym z obwodem nr 14 terenie WPN (np. lata wysiewne dębu czy buka), zwłaszcza chmary żeńskie mogą koncentrować się w okresie jesienno-zimowym w jego granicach, co może wpływać znacząco na obserwowaną strukturę i liczebność jeleni rejestrowanych poza parkiem.



Ryc. 9. Wykazywany w RPŁ przyrost zrealizowany cieląt w liczbach bezwzględnych oraz liczba odstrzelonych cielaków w sezonach łowieckich 2009/10-2015/16 (dla sezonu 2015/16 przedstawiono pozyskanie planowane)

Źródło: Opracowanie własne.

Zestawienie liczebności odstrzelonych w poszczególnych sezonach cielaków w odniesieniu do prognozowanego przyrostu zrealizowanego (ryc. 9) wskazuje na znaczny teoretyczny (przy założeniu prawdziwości wykazywanych stanów inwentaryzacyjnych łąn) wzrost presji odstrzału na tą frakcję populacji – z poziomu poniżej 6% w sezonie 2009/10 do ok. 71% zaplanowanych w sezonie 2015/16. Jednak przy założeniu, że rzeczywista liczebność łąn w populacji, jak zasugerowano to wcześniej (i wykazano w dalszych częściach opracowania) była znacznie wyższa, a tym samym zrealizowany rzeczywisty przyrost także znacznie wyższy, eksploatacja tej grupy wiekowej udokumentowana bezwzględną liczbą odstrzelonych lub padłych cieląt nie była wysoka (od 3 do 32 cieląt rocznie, $\bar{x} = 16$) wykazywała jednak tendencję wzrostową. Niski odstrzał cieląt przy niedoszacowaniu liczebności łąn stanowił czynnik prowadzący do stopniowego odmładzania się zarówno męskiej jak i żeńskiej części populacji. Wpływał także z pewnością na wielkość występujących chmur żeńskich prowadząc do wzrostu ich wielkości.

Podsumowując przedstawioną charakterystykę cech fizjogeograficznych arealu funkcjonowania populacji i przedstawioną na podstawie danych zawartych w RPŁ charakterystykę dotychczasowego gospodarowania populacją, można m.in. wyłonić przedstawione dalej tezy.

Liczebność i struktura populacji jeleni na Wyspie Wolin w ostatnim dziesięcioleciu kształtowana była w sposób istotny jedynie przez pozyskanie łowieckie w obwodzie nr 14. Analiza danych historycznych prezentowanych dla tego obwodu, dot. liczebności, struktury i wielkości pozyskania łowieckiego, wskazuje na wadliwość stosowanego sposobu zarządzania populacją. Wykazywane w RPŁ wskaźniki populacyjne i stosowana struktura pozyskania są nieadekwatne do nieznanego rzeczywistego stanu populacji, która musi być w rzeczywistości liczniejsza oraz funkcjonuje w większym areale niż obszar

obwodu łowieckiego nr 14. Celowym jest wdrożenie systematycznego zintegrowanego monitoringu struktury i liczebności populacji na terenie całej wyspy i zarządzanie populacją poprzez odstrzał także na terenie chronionym grupującym znaczną część z występujących na wyspie siedlisk leśnych, co wobec występującej presji łowieckiej poza terenem chronionym powoduje zmiany w rozmieszczeniu chmar polegające na skupianiu się jeleni na terenie WPN w okresie jesienno-zimowym. Regularnie stosowana dotychczas struktura odstrzału byków i znaczna przewaga pozyskania łań w stosunku do byków, przy przyjęciu liczebności populacji przedstawionej w Rocznych Planach Łowieckich, prowadziłaby do szybkiej zmiany struktury płci w populacji zmniejszając udział i bezwzględną liczebność łań, aż do całkowitej eksterminacji samic i na skutek braku rekrutacji młodych także kolejno: I, II i III klasy wieku samców.

BADANIE LICZEBNOŚCI I STRUKTURY POPULACJI JELENI NA WYSPIE WOLIN METODĄ PĘDZEŃ PRÓBNYCH I OBSERWACJI PÓŹNOLETNICH

Wyniki badania stanu populacji uzyskane przy zastosowaniu dwumodułowej metody zintegrowanej przedstawiono w tab. 6-8. Przeciętne zagęszczenie populacji jeleni odnotowanych w 17 miotach próbnych wynosiło 204,1 os./1000ha. Jednakże analiza histogramu rozkładu zagęszczeń populacji wykazała brak możliwości oceny błędu średniego zagęszczenia - rozkład nie wykazywał cech rozkładu normalnego z uwagi na 6 miotów w których nie zarejestrowano jeleni. Okarma i Tomek [2008] podają, że w takich przypadkach licząc średnią arytmetyczną zagęszczeń można zawyżyć rzeczywistą liczebność do ok. 20%.

Tab. 6. Liczebność jeleni zarejestrowanych w WPN i na terenie Nadl. Miedzyzdroje podczas pędzeń próbnych w dniu 15.03.2014r.

Teren	Byk	Łania	Cielę	Jelenie nierozpoznane	Razem
WPN	58	64	22	119	263
Nadl. Miedzyzdroje	23	6	4	12	45
Razem	81	70	26	131	308

Źródło: Opracowanie własne.

Tab. 7. Liczebność i struktura populacji jeleni bytujących na terenie Wyspy Wolin oceniona metodą pędzeń próbnych przeprowadzonych 15.03.2014r.

Rodzaj danych	Liczebność populacji					Zagęszczenie Z_n os./1000ha lasu	Proporcja	
	Byki	Łanie	Cielęta	Nieoznaczona płeć /wiek	Razem		N łań/ 1 byka	liczba cieląt/ 100 łań
Wyniki pędzeń	81	70	26	131	308	224,6	0,86	37,1
Wyniki ekstrapolacji	1169	1009	376	-	2554			

Źródło: Opracowanie własne.

Tab. 8. Liczba obserwowanych jeleni i struktury populacyjne jeleni bytujących na terenie WPN i w obwodach łowieckich sąsiadujących z terenem chronionym na podstawie danych z obserwacji letnich w 2015r. (źródło danych: Nadleśnictwo Międzyzdroje)

Obwód łowiecki nr	byki (klasy)				łanie	cielęta	nieozn.*	Σ jeleni	% udział byków w klasach wieku			N łań/ 1 byka	liczba cieląt/ 100 łań
	I	II	III	Σ byków					I	II	III		
15	1	0	0	1	23	12	0	36	100	0	0	23,00	52,2
16	9	7	0	16	22	11	0	49	56	44	0	1,38	50,0
WPN	2	0	0	2	79	33	0	114	100	0	0	39,50	41,8
14	368	322	48	738	392	161	55	1346	50	44	7	0,53	41,1
13	56	168	32	256	150	64	28	498	22	66	13	0,59	42,7
RAZEM	436	497	80	1013	666	281	83	2043	43	49	8	0,66	42,2

*- os. o nieoznaczonej w czasie obserwacji płci/wieku

Źródło: Opracowanie własne.

SYMULACJE ZACHOWANIA POPULACJI ZINWENTARYZOWANEJ PRZY ZASTOSOWANIU PĘDZEŃ PRÓBNYCH I OBSERWACJI LETNICH

W celu wykazania, że dotychczasowy sposób użytkowania łowieckiego wpływał na wzrost liczebności populacji, jak też w celu oceny możliwego wpływu dotychczasowego użytkowania na strukturę płciową i strukturę wiekową samców, przeprowadzono dwie symulacje aproksymujące zachowanie się podstawowych wskaźników populacyjnych przy przyjęciu parametrów pozyskania podobnych do rzeczywiście stosowanych na Wyspie Wolin w przeszłości. Symulacje prowadzono przy użyciu arkusza kalkulacyjnego Excel.

Symulacja I

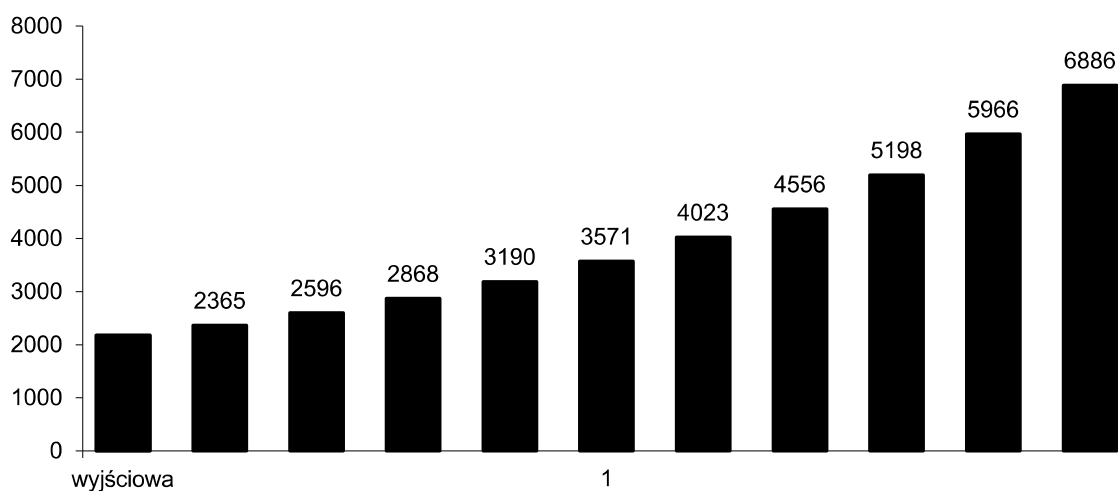
Założenia wyjściowe modelu idealizacyjnego:

- populacja wyjściowa ma liczebność i strukturę płci wykazaną podczas wczesnowiosennych pędzeń próbnych w 2014r. (1169 samców + 1009 samic = 2178),
- w populacji występuje stały przyrost zrealizowany wykazany podczas obserwacji letnich w 2015r. (42,2 cieląt/100 łań – przyjęto przyrost z obserwacji letnich, gdyż przyrost uzyskiwany z wyników pędzeń zimowych jest zaniżony w stosunku do rzeczywistego przyrostu ze względu na odstrzelone wcześniej cielęta),
- struktura wiekowa byków w populacji wyjściowej modelu ma kształt piramidy o szerokiej podstawie charakteryzującej populację w fazie wzrostu liczebności i odpowiada realnym możliwościom rekrutacji cieląt do klasy I przy przyjętym stanie samic (przyjęta liczebność samic daje 212 szpicaków rekrutowanych z nieodstrzelonych cieląt męskich), a liczebność byków w kolejnych latach życia kształtowana jest przez rekrutację z poprzedniego rocznika pomniejszoną przez

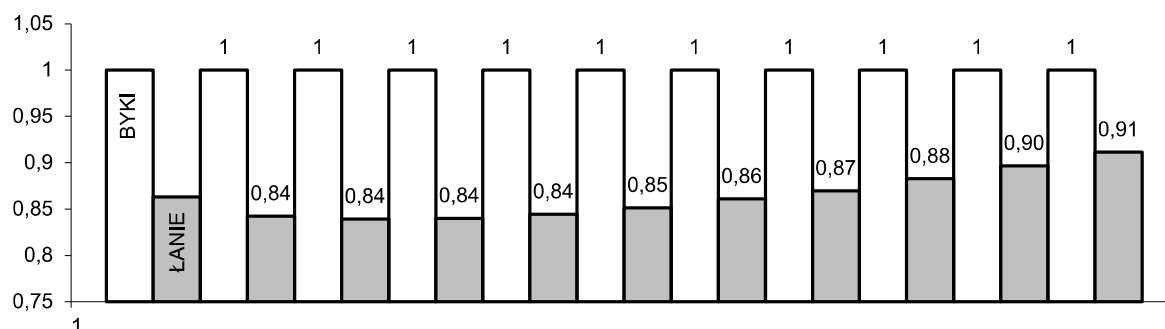
średni dotychczasowy odstrzał i ubytki rozkładające się równomiernie w rocznikach danej klasy wiekowej,

- w populacji rodzą się samce i samice w proporcji 1:1,
- wobec populacji prowadzona jest przez 10 sezonów jednakowa eksploatacja łowiecka odpowiadająca średniemu pozyskaniu historycznemu na terenie wyspy w latach 2009-2014, tj. rocznie pozyskiwanych jest:
 - 16 cieląt (cielęta są pozyskiwane losowo, tj. 8 cieląt męskich i 8 żeńskich),
 - 112 łań,
 - 4 samce w I klasie wieku,
 - 49 samców w II klasie wieku,
 - 14 samców w III klasie wieku.
- rozkład odstrzału byków w poszczególnych rocznikach I i II klasy wiekowej jest proporcjonalny do liczebności byków w danym roczniku,
- ubytki na skutek naturalnych upadków obejmują 1,5% żyjących wiosną osobników i dotyczą w jednakowym stopniu wszystkich roczników samców jak i samic.

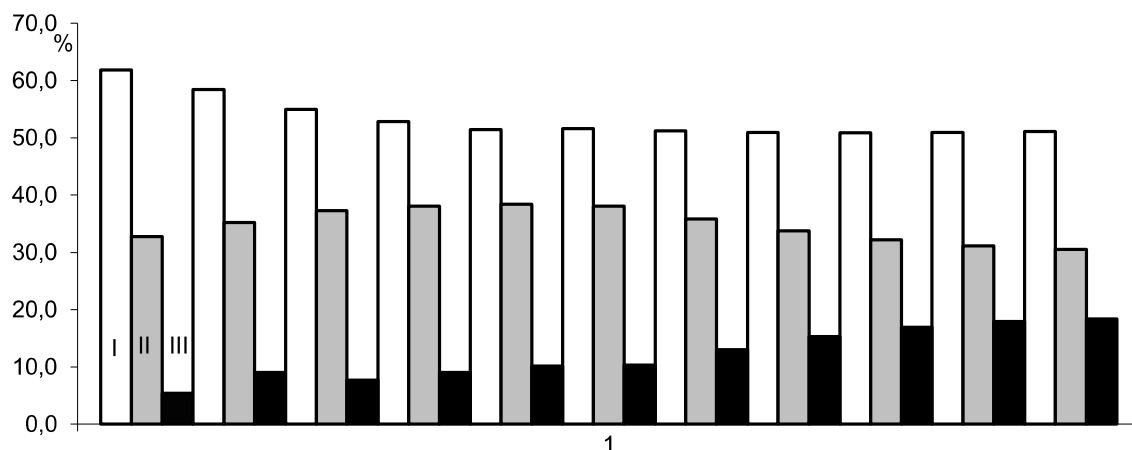
Wyniki symulacji I



Ryc. 10. Symulacja I, prognozowane zmiany liczebności populacji (N os.) w kolejnych latach *Źródło: Opracowanie własne.*

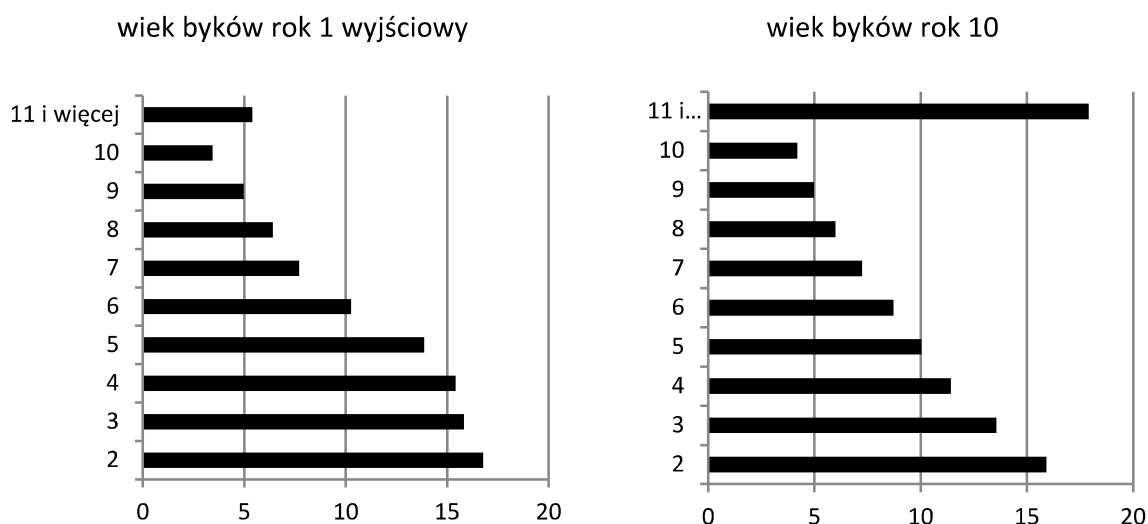


Ryc. 11. Symulacja I, prognozowane zmiany struktury płci (N łań/1 byka) w kolejnych latach *Źródło: Opracowanie własne.*



Ryc. 12. Symulacja I, prognozowane zmiany struktury wiekowej samców w kolejnych latach (słupki białe - I klasa wieku, słupki szare – II klasa wieku, słupki czarne – III klasa wieku)

Źródło: Opracowanie własne.



Ryc. 13. Symulacja I, prognozowane zmiany struktury wiekowej samców - % byków w kolejnych rocznikach „żyjących” w populacji modelowej na początku symulacji (lewy histogram) i po dziesięciu latach (prawy histogram)

Źródło: Opracowanie własne.

Wnioski z symulacji I:

- Eksploatacja łowiecka podobna do dotychczasowej rzeczywistej eksploatacji (średnia pozyskania dla 5 ostatnich zakończonych sezonów) prowadzi do wzrostu liczebności populacji modelowej. Roczne tempo wzrostu populacji ma charakter akcelerujący w czasie i wynosi od 8,6%/rok (na początku symulacji) do 15,4%/rok (w 10 roku symulacji).
- Eksploatacja łowiecka podobna do dotychczasowej rzeczywistej eksploatacji nie wpływa w sposób znaczący na strukturę płci w poddanej analizie populacji modelowej, stabilizując ją lub powodując nieznaczny wzrost udziału łań. Odstrzał łań w przyjętym modelu był bowiem kompensowany przez rozród - rekrutację cieląt żeńskich do łań.

- Niska w stosunku do rzeczywistej liczebności eksploatacja łowiecka męskiej części populacji, pomimo stosowanej struktury pozyskania samców (niski udział w pozyskaniu I klasy wieku i duży udział strzelanych byków II i III klasie), powodowała stopniowe starzenie się samców na skutek wzrostu udziału byków w II i III klasie „żyjących” w modelowej populacji, co czyni wiarygodnymi dane charakteryzujące strukturę wieku byków na Wyspie Wolin uzyskane podczas obserwacji letnich w 2015r. a wskazujące na znaczny udział byków w II klasie i starszych.

Zasadnicze znaczenie dla modelowania i oceny wpływu pozyskania łowieckiego w bieżącym sezonie (uwaga: także prowadzonego w ostatnich 2 zakończonych już sezonach gdyż charakteryzują się one znacznym podobieństwem do zaplanowanego bieżącym sezonie) na liczebność i strukturę populacji jeleni żyjących na wyspie ma zaprezentowana dalej symulacja II.

Symulacja II

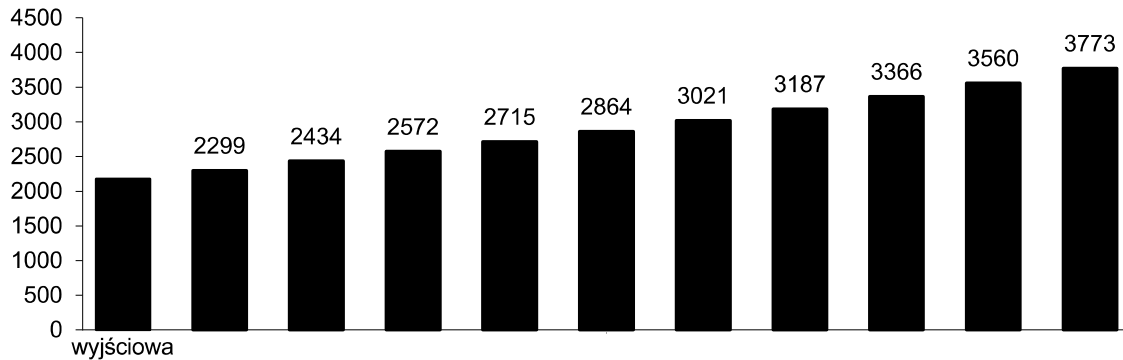
W celu zaprezentowania jak zaplanowane w bieżącym sezonie łowieckim pozyskanie będzie oddziaływać na stan i liczebność populacji (a jednocześnie aby przybliżyć jak oddziaływać mogło dotychczas prowadzone pozyskanie na populację), zrealizowano przedstawiony dalej model.

Założenia wyjściowe modelu idealizacyjnego:

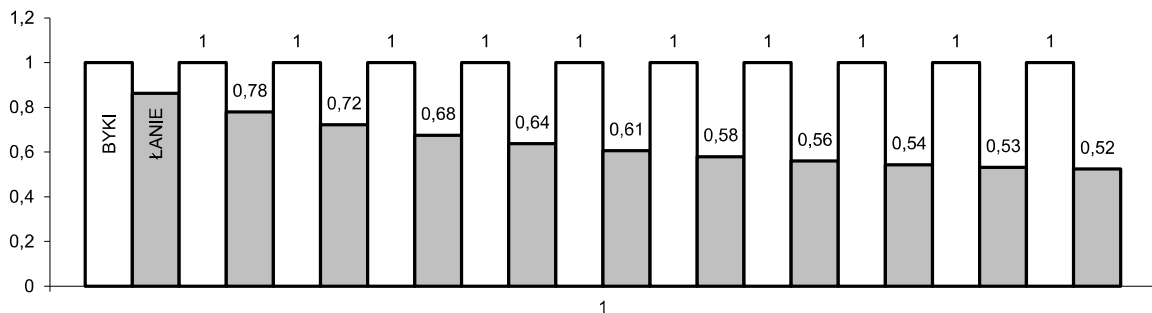
- populacja wyjściowa ma liczebność i strukturę płci wykazaną podczas wczesnowiosennych pędzeń próbnych w 2014r. (1169 samców + 1009 samic = 2178),
- w populacji występuje stały przyrost zrealizowany wykazany podczas obserwacji letnich w 2015r. (42,2 cieląt/100 łań – przyjęto przyrost z obserwacji letnich, gdyż przyrost uzyskiwany z wyników pędzeń zimowych jest zaniżony w stosunku do rzeczywistego ze względu na odstrzelone wcześniej cielęta),
- struktura wiekowa byków w populacji wyjściowej modelu ma kształt piramidy o szerokiej podstawie charakteryzującej populację w fazie wzrostu liczebności i odpowiada realnym możliwościom rekrutacji cieląt do klasy I przy przyjętym stanie samic (liczebność samic daje 212 szpicaków rekrutowanych z nieodstrzelonych cieląt męskich), a liczebność byków w kolejnych latach życia kształtowana jest przez rekrutację z poprzedniego rocznika pomniejszoną o średni dotychczasowy odstrzał i ubytki rozkładające się równomiernie w rocznikach danej klasy wiekowej,
- w populacji rodzą się samce i samice w proporcji 1:1,
- wobec populacji prowadzona jest przez 10 sezonów jednakowa eksploatacja łowiecka odpowiadająca pozyskaniu zaplanowanemu na wyspie w sezonie łowieckim 2015/16, tj. rocznie pozyskiwanych jest:
 - 28 cieląt (14 męskich i 14 żeńskich),
 - 181 łań,
 - 8 samców w I klasie wieku,

- 35 samców w II klasie wieku,
- 10 samców w III klasie wieku,
- rozkład odstrzału byków w poszczególnych rocznikach I i II klasy wiekowej jest proporcjonalny do liczebności byków w danym roczniku,
- ubytki na skutek naturalnych upadków obejmują 1,5% żyjących wiosną osobników i dotyczą w jednakowym stopniu wszystkich roczników samców jak i samic.

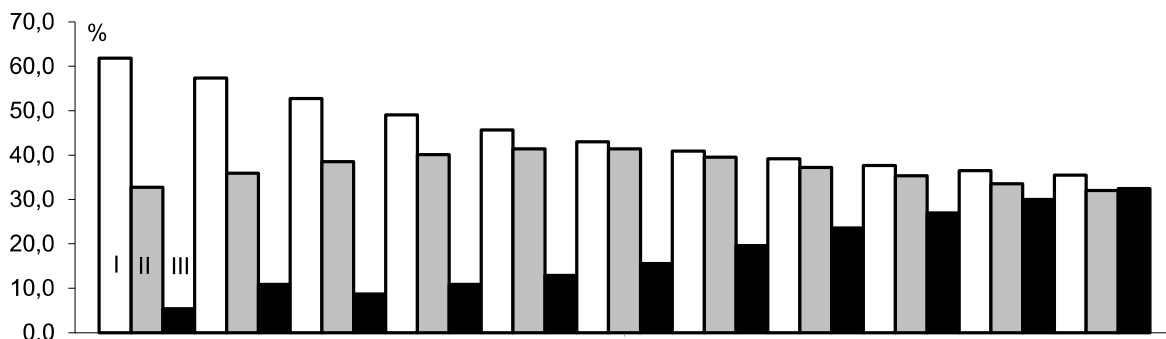
Wyniki symulacji II



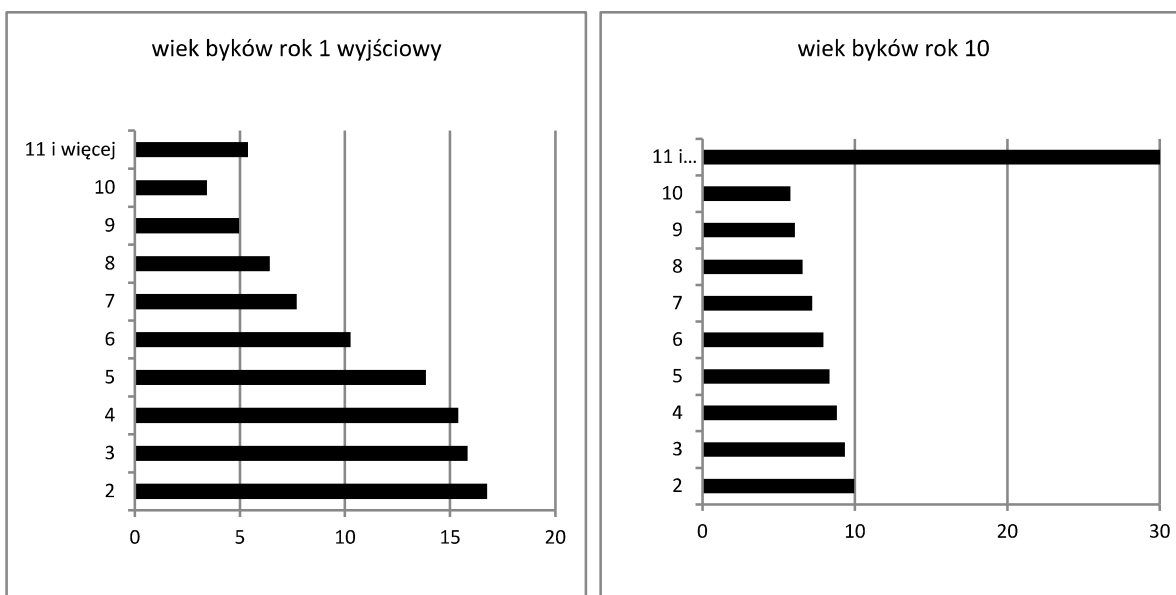
Ryc. 14. Prognozowane zmiany liczebności populacji w kolejnych latach w symulacji II
Źródło: Opracowanie własne.



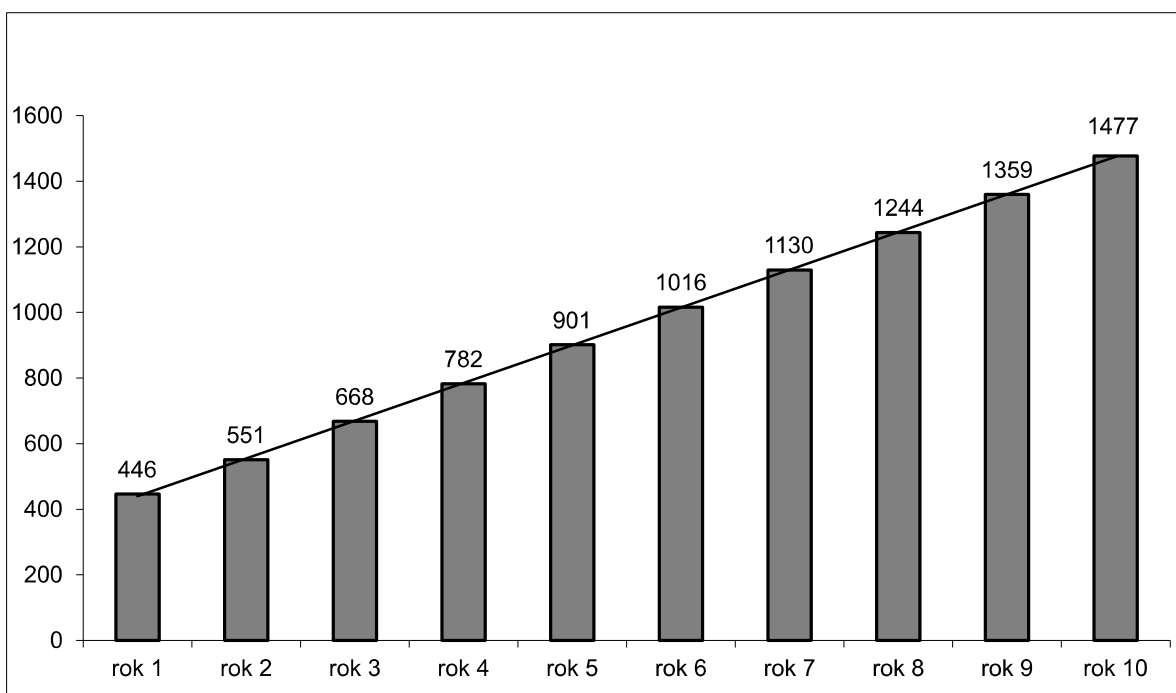
Ryc. 15. Symulacja II. Prognozowane zmiany proporcji płci przy wielokrotnym zastosowaniu parametrów pozyskania zaplanowanych w sezonie 2015/16
Źródło: Opracowanie własne.



Ryc. 16. Symulacja II. Prognozowane zmiany struktury wiekowej samców w klasach wieku przy wielokrotnym zastosowaniu parametrów pozyskania zaplanowanych w sezonie 2015/16 (słupki białe - I klasa wieku, słupki szare – II klasa wieku, słupki czarne – III klasa wieku)
Źródło: Opracowanie własne.



Ryc. 17. Symulacja II. Prognozowane zmiany struktury wiekowej samców - % byków w kolejnych rocznikach „żyjących” w populacji modelowej na początku symulacji (lewy histogram) i po dziesięciu latach (prawy histogram)
Źródło: Opracowanie własne.



Ryc. 18. Symulacja II. Prognozowane zmiany bezwzględnej liczby byków w II i III klasie wieku łącznie oraz linia trendu
Źródło: Opracowanie własne.

Wnioski z symulacji II:

- Wielokrotne zastosowanie zaplanowanego w sezonie 2015/2016 w odniesieniu do populacji jeleni żyjących na wyspie powoduje wzrost liczebności populacji. Roczne tempo wzrostu populacji ma charakter nieznacznie progresywny i wynosi od 5,5%/rok na początku symulacji do 6,0%/rok w 10 roku symulacji.

- Eksploatacja łowiecka zaplanowana w sezonie 2015/16 wpływa znacząco na strukturę płci w zinwentaryzowanej populacji, obniżając stopniowo udział łań (od 86 samic/100 samców w pierwszym roku do 52 samice/100 samców po 10 cyklach rocznych). Odstrzał samic w przyjętym modelu jest wprawdzie kompensowany przez rozród (rekrutację cieląt żeńskich do łań) – bezwzględna liczba łań w populacji nieznacznie rośnie (od poziomu 1007 łań w roku wyjściowym do 1236 łań po 10 cyklach rocznych) – znacznie szybciej jednak rośnie bezwzględna liczebność byków w populacji, w tym zwłaszcza byków powyżej 5 roku życia – ryc. 18.

- Stosowana w ostatnich latach i zaplanowana w sezonie 2015/16 bardzo niska w stosunku do rzeczywistej liczebności eksploatacja łowiecka męskiej części populacji, pomimo stosowanej struktury pozyskania samców, tj. bardzo niskiego pozyskania I klasy wieku i dużego udziału strzelanych byków II i III klasy wieku, powodowała stopniowe starzenie się populacji samców na skutek wzrostu udziału byków w II i III klasie „żyjących” w symulowanej populacji. Rosła także ich bezwzględna liczebność, co czyni wiarygodnymi dane charakteryzujące strukturę wieku byków na Wyspie Wolin uzyskane podczas obserwacji letnich w 2015r. a wskazujące na znaczny udział byków w II klasie i starszych (tab. 8). Należy tu jednak zauważyć, że w przypadku osobników męskich obserwowanych latem w tzw. sukni letniej, precyzyjne oszacowanie wieku byka wymaga w przypadku byków starszych niż 3-letnie, dużych kwalifikacji obserwatorów.

MODEL GOSPODAROWANIA ŁOWIECKIEGO POPULACJĄ JELENIA NA WYSPIE WOLIN PRZY PRZYJĘCIU LICZEBNOŚCI I STRUKTURY POPULACJI WYKAZANEJ PODCZAS DZIAŁAŃ INWENTARYZACYJNYCH PODJĘTYCH W LATACH 2014-2015

Podczas analiz zmierzających do skonstruowania modelu zarządzania łowieckiego populacją jelenia na wyspie nie wykorzystano bezpośrednio wyników liczeń z pędzeń próbnych przeprowadzonych w 2013r. ze względu na to, że pędzenia te przeprowadzone zostało podczas dwóch dni, co zwiększa ryzyko błędu oceny, a także z uwagi na większą aktualność badania przeprowadzonego w 2014r. Ponadto ekstrapolowane wyniki i wyliczone na podstawie tych wcześniejszych pędzeń zagęszczenie jeleni na terenie WPN (250 jeleni/1000 ha powierzchni leśnej) nie odbiega zasadniczo od wyników uzyskanych w 2014r. i wykorzystanych w modelowaniu jako stan wyjściowy populacji.

Stan docelowy

Zasadą wynikającą z aktów prawnych PZŁ regulujących zasady gospodarowania jeleniem jest określanie docelowych optymalnych i maksymalnych zagęszczeń odniesionych do 1000/ha powierzchni leśnej. Obecnie obowiązująca uchwała NRŁ PZŁ - tzw. „Zasady selekcji osobniczej i populacyjnej

zwierząt łownych w Polsce oraz zasady postępowania przy ocenie prawidłowości odstrzału” - określa dla obwodów łowieckich jako maksymalne dopuszczalne zagęszczenie jeleni 50os./1000ha powierzchni leśnej. Jednakże, wyznaczając cel planowanej optymalizacji liczebności populacji w obszarze chronionym należy się posłużyć wskaźnikami opisującymi stan siedliska. Osiągnięcie jakiegokolwiek wyznaczonego pułapu zagęszczenia docelowego nie musi oznaczać realizacji nadrzędnego celu prowadzonej optymalizacji stanu jeleni, którym jest uzyskanie optymalnego, z punktu widzenia funkcji i zadań realizowanych przez Park Narodowy, stanu występujących siedlisk leśnych z zachowaniem oczekiwanych relacji biocenotycznych. Wyznaczone zagęszczenie docelowe nie musi bowiem oddawać istniejącej w danym czasie na obszarze bytowania danej populacji jeleni, bezpiecznej pojemności środowiska, która jest wielkością zróżnicowaną przestrzennie (dla różnych typów lasów) i zmienną w czasie - zależną od wielu czynników, zarówno biotycznych jak i abiotycznych, w tym choćby np. od czynników pogodowo-klimatycznych, udziału powierzchni ogrodzonych upraw leśnych, stopnia zagospodarowania łowieckiego terenu (np. poletka zgryzowe, gospodarowanie na łąkach śródleśnych i inne formy zwiększania zasobów pokarmowych i wzbogacania diety jeleni).

Konstruując ramy czasowe proponowanego modelu zarządzania populacją jeleni na Wyspie Wolin, posłużono się wprawdzie antycypowanym zagęszczeniem jako stanem, do którego powinna zmierzać prowadzona optymalizacja stanu populacji, założono jednak, że cel nadrzędny, tj. trwałość i samoczynne odtwarzanie się ekosystemów leśnych (względnie występowanie poziomu szkód gospodarczo znośnych poza obszarem chronionym) może zostać osiągnięty wcześniej niż wyznaczony poziom zagęszczenia docelowego. Przyjęto, że roczna redukcja liczebności w realizowanym modelu nie powinna przekraczać 10% zaplanowanej do wykonania w całym okresie, a planowane długoterminowo pozyskanie powinno zmierzać w ciągu 10 lat do osiągnięcia przez populację zagęszczenia wynoszącego ok. 50os./1000ha, co odpowiada liczebności ok. 600 jeleni na obszarze całej wyspy. Jednocześnie prowadzone pozyskanie powinno zmierzać do szybkiej regulacji struktury płci i osiągnięciu naturalnej proporcji samców do samic 1:1, jak też oddziaływać na strukturę wiekową samic, modyfikując ją w sposób korzystny z punktu widzenia oddziaływania jelenia na środowisko leśne, tj. postarzając żeńską część populacji. Kolejnym, najtrudniejszym do zrealizowania, priorytetem zaproponowanej struktury i wielkości pozyskania było zachowanie korzystnej struktury wiekowej byków (powstałej w przeszłości na etapie wzrostu liczebności populacji i w wyniku bardzo niskiej eksploatacji łowieckiej samców w relacji z wyższą eksploatacją samic) charakteryzującej się znacznym udziałem byków starszych. Dzięki przebudowie struktury wiekowej samic, które zwłaszcza w młodych i przegęszczonych populacjach jeleni tworzą szczególnie liczne - najbardziej „szkodotwórcze” – asocjacje, cel nadrzędny wyznaczony przez oczekiwany na terenie WPN stopień samoczynnego odnawiania się lasu i dopuszczalny stopień uszkodzeń młodników w lasach gospodarczych, może

zostać osiągnięty wcześniej i przy wyższym niż wyznaczone jako docelowe zagęszczeniu jeleni. Zwłaszcza przy jednocześnie stosowanej intensyfikacji zabiegów o charakterze gospodarczym zwiększających pojemność siedlisk leśnych dla jelenia, możliwych do prowadzenia zarówno na terenie objętym normalną gospodarką łowiecką jak i na terenie obszaru chronionego.

Proponowany model eksploatacji łowieckiej

Symulacja III

W prezentowanym modelu aproksymującym zmiany stanu populacji zadano wskaźniki pozyskania poszczególnych frakcji populacyjnych tak, aby w możliwie krótkim czasie ustabilizować strukturę płci w populacji jeleni na Wyspie Wolin i osiągnąć opisany wcześniej stan docelowy. Zastosowano także priorytet zachowania licznej III klasy wieku samców przy utrzymaniu możliwie jak najwyższego pozyskania tej grupy wiekowej. Priorytet ten jest uzasadniony zarówno względami biologicznymi jak też gospodarczymi. Byki powyżej 10 roku życia stanowią najcenniejszą frakcję męskiej części populacji jeleni, gdyż głównie z tej grupy wiekowej rekrutują się byki stadne o tak ważnej roli w kształtowaniu się prawidłowych relacji socjalnych w populacji, co w konsekwencji umożliwia w czasie rykowiska prawidłową konkurencję o samice i działanie doboru naturalnego faworyzującego osobniki o najwyższym dostosowaniu (najlepszych z punktu widzenia aktualnej presji środowiskowej genotypach). Jednocześnie zgodnie z priorytetami PZŁ stanowią one cel prowadzenia gospodarki hodowlanej.

Założenia wyjściowe symulacji:

- Populacja wyjściowa ma liczebność i strukturę płci wykazaną podczas wczesnowiosennych pędzeń próbnych w 2014r. z uwzględnieniem wykazanego przyrostu wynikającego z liczby zarejestrowanych podczas pędzeń cieląt. Tj. do wykazanych liczebności byków i łań doliczono rekrutację cieląt do frakcji osobników w 2-gim roku życia (dodano odpowiednio do byków i łań wykazane cielęta zakładając, że proporcja płci wśród cieląt wynosi 1:1). W konsekwencji uzyskano u progu okresu rodzenia młodych: 1357 samców, 1197 samic co daje łącznie 2554os. i proporcję płci 1:0,88 na korzyść byków.
- W populacji występuje stały przyrost zrealizowany wykazany podczas obserwacji letnich w 2015r. (42,2 cieląt/100 łań – przyjęto przyrost z obserwacji letnich gdyż przyrost uzyskiwany z wyników pędzeń zimowych jest zaniżony w stosunku do rzeczywistego przyrostu ze względu na odstrzelone wcześniej cielęta).
- Struktura wiekowa byków (rozmieszczenie byków w rocznikach) w populacji wyjściowej modelu odpowiada uzyskanemu po 3 roku w Symulacji II (tab. 9) odzwierciedlającej oddziaływanie prowadzonego w ostatnich 3-4 latach pozyskania na strukturę wiekową byków. Przyjęto tą właśnie strukturę również, dlatego że jest ona bardzo zbliżona do wykazywanej podczas obserwacji letnich przeprowadzonych w 2015r., a jednocześnie realna z uwagi na oszacowany

stopień zasilania 2-latków z cieląt męskich przy przyjętej wyjściowej liczebności samic i przyjętym przyroście zrealizowanym (biorąc pod uwagę nikłe pozyskanie cieląt – rekrutacja wynosi ok. 280 szpicaków wchodzących do klasy I z poprzedniego roku). Tak skonstruowana piramida wiekowa samców odzwierciedla także dobrze, udokumentowaną historycznie, trwałą, choć w relacji z rzeczywistą liczebności byków nie nazbyt intensywną, presję łowiecką na II klasę wiekową.

Tab. 9. Struktura wiekowa samców (%) wykazana podczas obserwacji letnich oraz przyjęta dla populacji wyjściowej w prezentowanym modelu

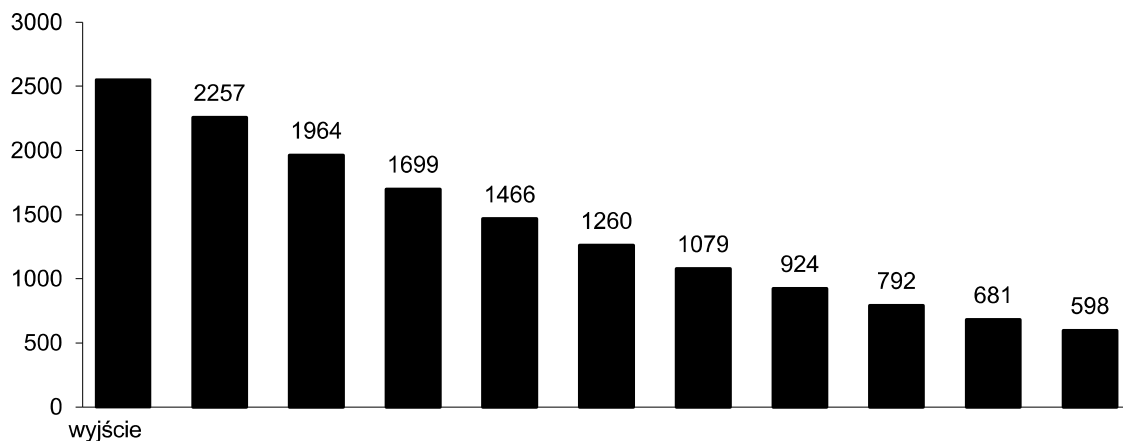
Struktura wg wyników obserwacji letnich		Struktura przyjęta w modelu			
klasa wieku	%	klasa wieku	%	rok życia	%
I	43,0	I	52,7	2	13,8
				3	13,4
				4	13,1
				5	12,4
II	49,0	II	38,5	6	12,1
				7	10,3
				8	6,9
				9	5,0
				10	4,3
III	8,0	III	8,7	11 i starsze	8,7

Źródło: Opracowanie własne.

- Pozyskanie zadane w modelu ma się następująco (uwaga: wymienione dalej wskaźniki procentowe nie mogą być utożsamiane ze wskaźnikami procentowymi opisującymi strukturę pozyskania w planowaniu i sprawozdawczości łowieckiej, a odnoszą się do liczebności poszczególnych frakcji populacyjnych „żyjących” w symulacji):
 - cielęta – w każdym sezonie strzelanych jest 30% cieląt dożywających do rozpoczęcia sezonu łowieckiego, a odstrzał nie jest wybiórczy (prawdopodobieństwo pozyskania cielęcia męskiego i żeńskiego jest jednakowe),
 - łanie – w sezonach 1-2 pozyskiwanych jest 22,5% z żyjących u progu sezonu łowieckiego łań, począwszy od 3 roku symulacji pozyskiwanych jest 28,5% łań żyjących u progu sezonu łowieckiego,
 - byki w I klasie wieku: w sezonach 1-2 pozyskiwanych jest 30% z żyjących byków w I klasie, a począwszy od 3 roku symulacji pozyskiwanych jest 27% z żyjących byków w I klasie,
 - byki w II klasie wieku: w sezonach 1-2 pozyskiwanych jest 24% z żyjących byków w I klasie, a począwszy od 3 roku symulacji pozyskiwanych jest 20% z żyjących byków w II klasie,

- byki w III klasie wieku: w każdym sezonie strzelanych jest 50% z żyjących byków w wieku III klasy,
- rozkład odstrzału byków w poszczególnych rocznikach I i II klasy wiekowej jest proporcjonalny do liczebności byków „żyjących” w danym roczniku,
- ubytki na skutek naturalnych upadków obejmują 1,5 % żyjących wiosną osobników i dotyczą w jednakowym stopniu wszystkich roczników samców jak i samic.

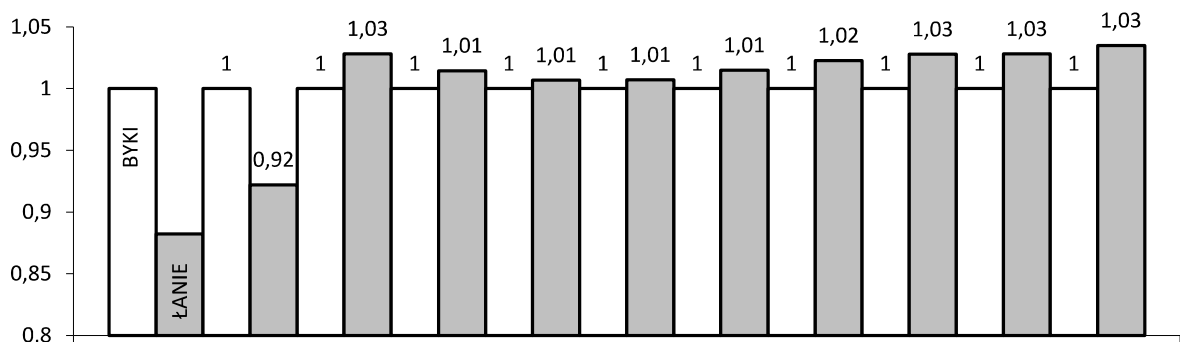
Wyniki symulacji III oraz proponowany model eksploatacji łowieckiej populacji



Ryc. 19. Prognozowane zmiany liczebności populacji w kolejnych latach eksploatacji populacji zgodnie z założeniami modelu

Źródło: Opracowanie własne.

Wniosek: proponowany model prowadzi do osiągnięcia wyznaczonego zagęszczenia, powodując stopniowy spadek liczebności. W stosunku do zakładanej wielkości redukcji liczebności populacji (1956os. do osiągnięcia stanu docelowego) zakłada średnią redukcję o 196 osobników/rok (co daje ok. 10% wykonania redukcji/rok). Roczne tempo spadku liczebności populacji odniesione do stanu zeszłorocznego wynosi natomiast od 13,2 do 16,8%.



Ryc. 20. Prognozowane zmiany proporcji płci przy zastosowaniu pozyskania przyjętego w modelu

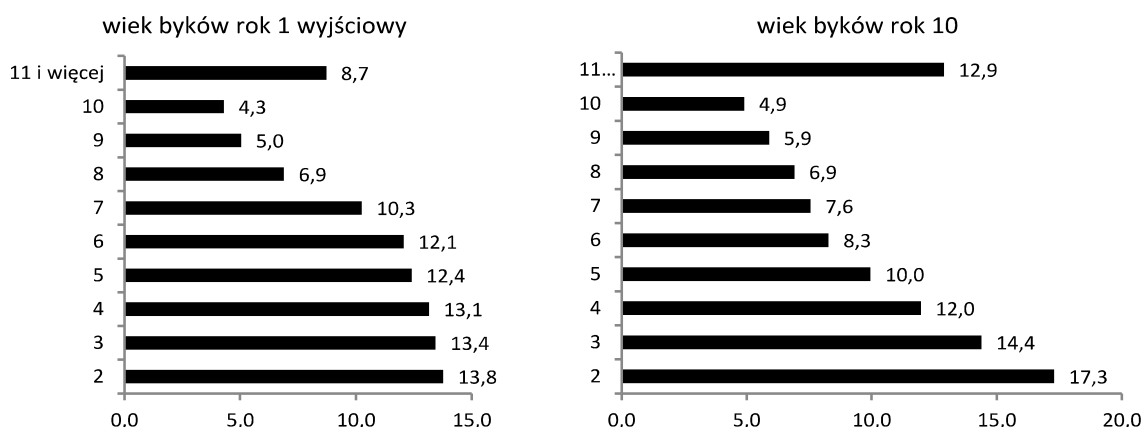
Źródło: Opracowanie własne.

Wniosek: proponowany model prowadzi do osiągnięcia struktury płci 1:1 optymalnej z biologicznego punktu widzenia po dwóch latach. Następnie nieznaczna zmiana parametrów pozyskania zaplanowana w modelu od 3 sezonu stabilizuje proporcje płci na stałym poziomie.



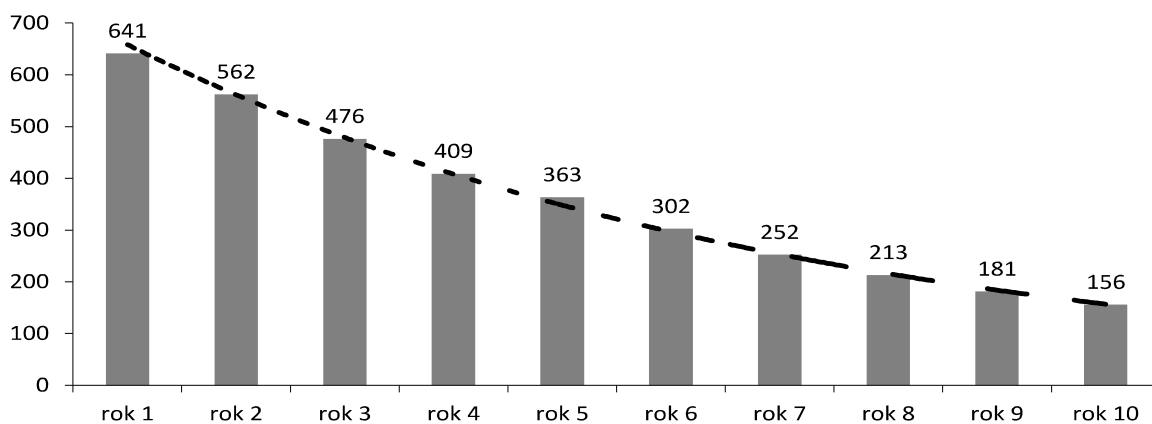
Ryc. 21. Prognozowane zmiany struktury wiekowej samców w klasach wieku przy zastosowaniu pozyskania przyjętego w modelu (słupki białe - I klasa wieku, słupki szare – II klasa wieku, słupki czarne – III klasa wieku)

Źródło: Opracowanie własne.



Ryc. 22. Prognozowane zmiany struktury wiekowej samców (% byków w kolejnych latach życia) przy zastosowaniu pozyskania zadanego w modelu

Źródło: Opracowanie własne.



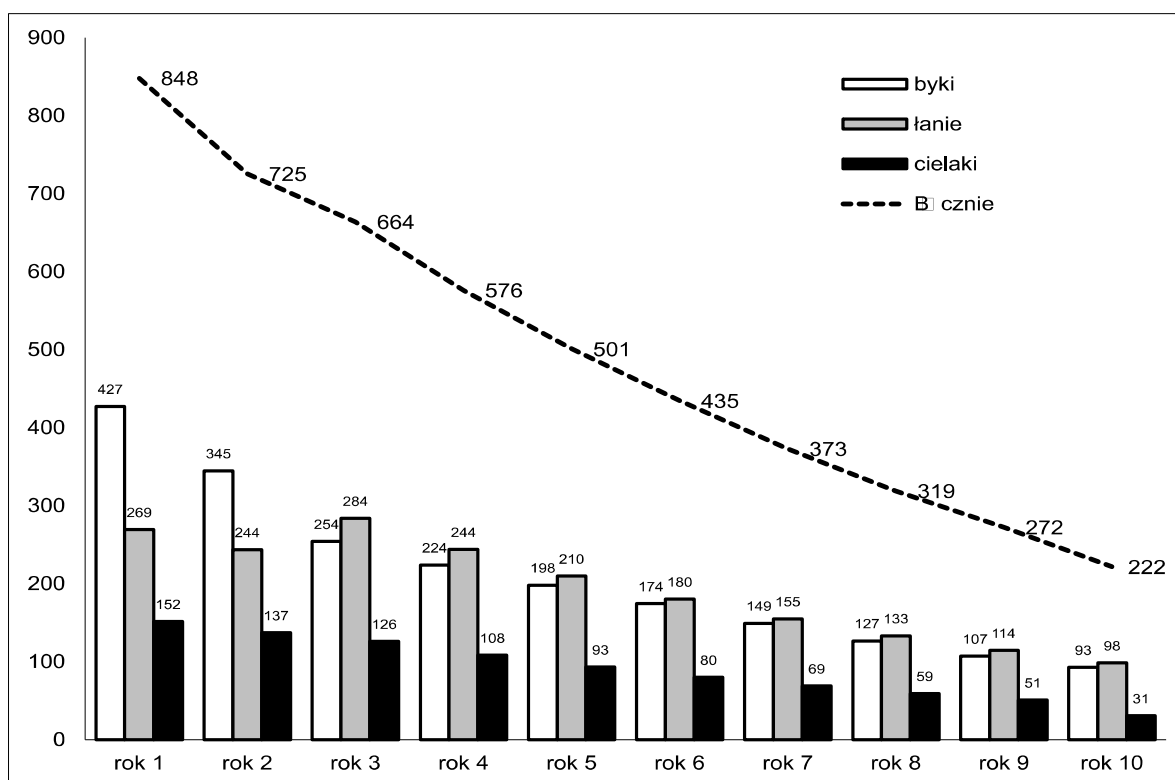
Ryc. 23. Prognozowane zmiany bezwzględnej liczby byków w II i III klasie wieku łącznie przy zastosowaniu pozyskania zadanego w modelu (liczebności wynikające z symulacji oraz linia trendu)

Źródło: Opracowanie własne.

Wniosek: proponowany model, pomimo znacznego spadku bezwzględnej liczebności samców, utrzymuje strukturę wiekową samców w stanie gwarantującym stałą rekrutację do III klasy wieku, jak też utrzymuje dużą liczebność względną tej klasy pomimo znacznej jej eksploatacji obejmującej corocznie ok. 50% „żyjących” w symulacji samców w wieku powyżej 10 lat.

Wielkość i struktura pozyskania w proponowanym modelu zarządzania

Bezwzględną liczebność proponowanych do pozyskania poszczególnych grup populacyjnych jeleni, jak też strukturę pozyskania wyrażoną procentowo, zaprezentowano na ryc. 24 oraz w tab. 10 i 11. Zalecane pozyskanie zostało obliczone dla aktualnego stanu populacji, która nie jest ustabilizowana, stąd aby uzyskać zamierzone rezultaty należy rozpocząć jego realizację niezwłocznie.



Ryc. 24. Pozyskanie w kolejnych latach realizacji proponowanego modelu

Źródło: Opracowanie własne.

Tab. 10. Struktura pozyskania w kolejnych latach realizacji proponowanego modelu

Grupa wiekowa/płciowa		rok realizacji									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
byki	n	427	345	254	224	198	174	149	127	107	93
	%	50,4	47,5	38,3	38,9	39,5	40,1	39,9	39,8	39,3	41,9
łanie	n	269	244	284	244	210	180	155	133	114	98
	%	31,7	33,6	42,8	42,4	41,9	41,5	41,6	41,7	41,9	44,1
cielaki	n	152	137	126	108	93	80	69	59	51	31
	%	17,9	18,9	19,0	18,8	18,6	18,4	18,5	18,5	18,8	14,0
ŁĄCZNIE	N	848	726	664	576	501	434	373	319	272	222
	%	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Źródło: Opracowanie własne.

Tab. 11. Struktura pozyskania byków w klasach wieku w kolejnych latach realizacji proponowanego modelu (liczby bezwzględne)

Wiek byków		rok realizacji									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
I klasa	n	243	184	133	117	99	88	76	66	56	49
	%	56,9	53,3	52,4	52,2	50,0	50,6	51,0	52,0	52,3	52,7
II klasa	n	126	111	78	65	55	43	36	30	27	23
	%	29,5	32,2	30,7	29,0	27,8	24,7	24,2	23,6	25,2	24,7
III klasa	n	59	50	43	41	44	43	37	31	24	22
	%	13,8	14,5	16,9	18,3	22,2	24,7	24,8	24,4	22,4	23,7
ŁĄCZNIE	N	427	345	254	224	198	174	149	127	107	93
	%	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Źródło: Opracowanie własne.

Zalecenia dotyczące sposobu realizacji odstrzału i gospodarki łowieckiej

Aktualny stan populacji jelenia na wyspie Wolin jest konsekwencją realizacji przyjętego przez ORŁ w Szczecinie w porozumieniu z RDLP w Szczecinie od sezonu łowieckiego 2009/10 sposobu gospodarowania: „*Propozycje podjęcia niezbędnych zamierzeń w kierunku odbudowy stanów i osobniczego postarzenia jeleni byków na terenie szczecińskiej organizacji łowieckiej*”.

Model szczeciński nie opierał się na rzeczywistej liczbie i pozostałych strukturach populacji, lecz przede wszystkim skoncentrowany był na postarzeniu grupy byków. W stosownych dokumentach wykazano, że wcześniej prowadzone pozyskanie jeleni w latach 1980 – 2009 doprowadziło do nadmiernego ubytku byków i spowodowało poważne odmłodzenie męskiego segmentu populacji. Pewnym wzorcem, który postanowiono przenieść na cały teren okręgu, stały się efekty gospodarowania jeleniem w OHZLP w Nadleśnictwie Chojna. Zalecano kołom łowieckim całkowite odstąpienie od odstrzału byków w 1. i 2. porożu i zdecydowane ograniczenie pozyskania byków w I klasie wieku. Ustalono na niskim poziomie limit byków do pozyskania (średnio 2,5 os./1000 ha pow. leśnej). W ostatnim sezonie 2014/15 struktura pozyskania w kołach szczecińskich wyniosła: byki 18%, łanie 70% i cielęta 12%. Wbrew pozorom, wysoki odstrzał łań w stosunku do pozyskania byków nie zredukował, a nawet nie ustabilizował populacji jeleni, gdyż rzeczywista liczebność wykazana w inwentaryzacji metodą pędzeń ponad dwukrotnie przewyższa wykazywane w RPŁ stany. Stosowanie tego sposobu użytkowania spowodowało przesunięcie struktury płci na korzyść byków, stosunkowo wysoki udziałem łańek w żeńskim segmencie populacji (niski odstrzał cieląt), co z kolei przy stosunkowo dużej presji pozyskania skierowanej na łanie skutkuje odmłodzeniem tego segmentu i spadającym przyrostem. W konsekwencji, jako wypadkowa wszystkich opisanych zjawisk, następuje ogólny wzrost liczebności.

Pozorny spadek liczebności jeleni w ostatnich dwóch latach wykazany w RPŁ obwodów łowieckich na wyspie Wolin jest reakcją obronną kół przed nieproporcjonalnie wysokim w stosunku do byków odstrzałem łań. Zaniżanie

rzeczywistych stanów jeleni przy zastosowaniu szacunków opartych na całorocznych obserwacjach dotyczy nie tylko terenu Pomorza. Np. Bobek i inni [2013], weryfikując szacunki myśliwych dotyczące liczebności jeleni przy pomocy pędzeń powierzchni próbnych, powierzchni taksacyjnych i tropień liniowych na terenie 33 nadleśnictw w południowo-zachodniej części kraju wykazali, że podawana w sprawozdawczości łowieckiej liczebność była w 97% przypadków zaniżana.

Z przedstawionych w niniejszym opracowaniu analiz wynika, że nie jest możliwe osiągnięcie celu jakim jest zachowanie naturalnych procesów biocenotycznych w ekosystemach leśnych na terenie WPN, użytkując łowiecko populację jeleni bytującą na terenie Wyspy Wolin w dotychczasowy sposób. Aby ten cel został osiągnięty konieczna jest nie tylko zmiana wielkości i struktury pozyskania, a przede wszystkim, konieczne jest prowadzenie odstrzału jeleni także na obszarze Wolińskiego Parku Narodowego. Zarządzanie populacją nie może odbywać się niezależnie w pięciu oddzielnych jednostkach: czterech obwodach łowieckich i na obszarze WPN. Wymaga to koordynacji i wypracowania zasad współpracy między WPN, a wszystkimi podmiotami zarządzającymi lub dzierżawiącymi tereny łowieckie na wyspie. Przed każdym sezonem łowieckim konieczny jest podział, rozłożenie, kwot pozyskania jeleni planowanego w danym roku między WPN a obwody łowieckie (lub ich części) położone na terenie nadleśnictwa Międzyzdroje:

- zaleca się aby na terenie chronionym odbywał się odstrzał cieląt, łań w drugim roku życia (tzw. łaniek, które nie prowadzą cielaków), dojrzałych łań, które nie prowadzą cieląt oraz byków w drugim i trzecim roku życia,
- poza obszarem chronionym należy w miarę możliwości także w pierwszej kolejności pozyskiwać cielęta, łanie nie prowadzące cieląt, ponadto może tam dominować pozyskanie starszych klas wiekowych byków,
- należy maksymalizować działania zwiększające pojemność środowiska (trwałą bazę żerową) dla jeleni poletka zgryzowe, gospodarowanie na łąkach śródleśnych i inne formy zwiększania zasobów pokarmowych i wzbogacania zwłaszcza jesienno-zimowej diety jeleni,
- ewentualne konieczne korekty pozyskania zaproponowanego w modelu związane z większym niż zakładany w przedstawionym modelu stanem liczebnym populacji (np. po wykonaniu kolejnych pędzeń próbnych) należy dokonywać poprzez zwiększenie odstrzału cieląt,
- konieczne korekty wynikające ze stwierdzenia w przyszłości innej niż zakładana w modelu struktura płci, powinny być dokonywane poprzez jednoczesne zwiększenie/zmniejszenie zaplanowanego pozyskania, i łań i byków. Przy czym zwiększenie/zmniejszenie odstrzału byków w każdej klasie nie powinno zmieniać zaproponowanej w modelu dla danego roku procentowej struktury pozyskania byków w klasach wieku.

Zalecenia dotyczące monitoringu stanu populacji i siedlisk

Biorąc pod uwagę dotychczasowy stan poznania liczebności i struktury populacji jelenia na Wyspie Wolin, oparty o wykonane oszacowania liczebności metodą pędzeń próbnych i obserwacji letnich, należy przyjąć użytkowanie łowieckie zaproponowane dla pierwszego roku symulacji na najbliższy rok łowiecki. Jednak należy pamiętać, że prezentowany model jest jedynie aproksymacją najbardziej prawdopodobnego przebiegu procesów związanych z dynamiką populacji. W części oparty jest o założenia idealizacyjne i nie uwzględnia wszystkich czynników mogących wpływać, choć zapewne w nieznacznym stopniu, na inne niż wykazane w modelu kształtowanie się parametrów populacji (np. nielosowe pozyskanie byków w rocznikach, różnice w przeżywalności cieląt w zależności od płci, odchylenia od przyjętej proporcji rodzących się cieląt, międzysezonowe zmiany przyrostu zrealizowanego, zmienne ubytki z przyczyn epizootycznych lub innych przyczyn naturalnych itp.). Ponadto prezentowany model teoretyczny oparty jest na założeniu pełnego i dokładnego odzwierciedlenia aktualnego rzeczywistego stanu populacji przez uzyskane wyniki badań inwentaryzacyjnych przeprowadzonych w latach 2014-2015. Ewentualne niedoszacowanie lub przeszacowanie zarówno liczebności całej populacji jak też udziału poszczególnych grup płciowych i wiekowych jest potencjalnym źródłem błędu wyliczonych w symulacji wskaźników charakteryzujących wielkość proponowanego pozyskania jeleni. Stąd bardzo ważne jest, aby na terenie wyspy wdrożyć systematyczny, coroczny monitoring stanu populacji, który zagwarantuje właściwe gospodarowanie łowieckie poprzez wdrażanie korekt do zaplanowanego modelu eksploatacji. Niezwykle ważne jest to, aby monitoring prowadzony był dla obszaru wyspy jako oddzielnego areału występowania niezależnej jednostki populacyjnej jeleni. A więc np. dane o pozyskaniu na wyspie gromadzone do tej pory w obwodach łowieckich obejmujących jej teren tylko częściowo, powinny być rejestrowane oddzielnie dla obszaru wyspy i oddzielnie dla terenu poza wyspą. Wymaga to koordynacji i wypracowania zasad współpracy między WPN, a wszystkimi podmiotami zarządzającymi lub dzierżawiącymi tereny łowieckie na wyspie. Monitoring powinien obejmować prowadzone równolegle (corocznie) działania oparte o różne, opisane dalej moduły metodyczne i techniki obserwacyjne.

- **próbkowanie metodą pędzeń**

Głównym zadaniem pędzeń próbnych powinno być ustalenie ogólnej liczebności jeleni na wyspie i ich struktury płci. Metoda ta może także, po uwzględnieniu zaewidencjonowanego pozyskania i upadków cieląt, pomóc określić zmienny w czasie parametr przyrostu zrealizowanego. Należy zmierzać do wyznaczenia możliwie jak największej liczby potencjalnych powierzchni stanowiących potencjalne mioty. Muszą one być w pełni reprezentatywne dla występujących na wyspie typów siedliskowych lasu i innych zewidencjonowanych siedlisk mogących stanowić dzienne ostoje jeleni. Muszą także być oddzielone od siebie (nie przylegające) w miarę równo rozłożone w terenie, ograniczone drogami o dobrej widoczności. Powierzchnie pędzone (podczas jednego dnia jednocześnie)

muszą być corocznie losowane, a łączna powierzchnia wylosowanych miotów powinna przekraczać 10% powierzchni siedlisk leśnych na wyspie. Wylosowane mioty położone zbyt blisko siebie – w odległości zwiększającej ryzyko dwukrotnego policzenia przemieszczających się jeleni – muszą być odrzucane, a w ich miejsce wylosowane kolejne mioty. Podczas podejmowania decyzji o odrzuceniu miotu należy brać pod uwagę także szereg innych detali. Ważna jest tu zarówno znajomość tradycyjnych szlaków przemieszczeń zwierzyny (tzw. wagi), dostosowanie kierunku wykonania pędzenia do spodziewanego kierunku wiatru itp. W wyniku prawidłowo zaprojektowanych i rzetelnie przeprowadzonych pędzeń próbnych uzyskuje się reprezentatywną próbę liczebności inwentaryzowanej zwierzyny w danym kompleksie leśnym [Bobek i in. 1992, Nasiadka 1994, Kossak 2003].

- obserwacje letnie

Obserwacje letnie należy prowadzić zgodnie z zasadami proponowanymi przez Przybylskiego [2002] i Zycha [2015]. Priorytetem tego modułu jest ustalenie proporcji płci, przyrostu zrealizowanego i struktury wiekowej byków.

- monitoring siedlisk leśnych w zakresie występowania szkód od zwierzyny i wskaźników naturalnego odnawiania się lasu

Moduł ten ma kluczowe znaczenie dla podjęcia decyzji o wstrzymaniu dalszego zmniejszania liczebności populacji - umożliwi ustalenie momentu, w którym osiągnięty został cel prowadzonej optymalizacji stanu populacji jeleni na Wyspie Wolin.

- monitoring naturalnych upadków

Pełna i skrupulatna ewidencja upadków z określeniem prawdopodobnych przyczyn, płci i wieku odnalezionych osobników pozwala na uwzględnienie ubytków w bieżącym planowaniu pozyskania (korekty planu odstrzału).

- całoroczne obserwacje

Ich głównym zadaniem powinno być określenie wielkości występujących asocjacji, rozmieszczenia przestrzennego jeleni na wyspie i jego sezonowej zmienności, poznanie szlaków migracyjnych, ocena jakości osobniczej i stanu zdrowotnego obserwowanych jeleni. Należy odstąpić od traktowania tej techniki jako źródła danych o liczebności i strukturze populacji.

PODSUMOWANIE

Stosowane obecnie w kraju podejście do zagadnienia regulacji liczebności i kształtowania struktur populacyjnych jelenia europejskiego skutkuje m.in. trwającym od około 20 lat wzrostem liczebności tego gatunku pomimo powszechnie wyrażanej woli jej stabilizacji. Pomijając całkowicie aspekty ekonomiczne, które nie są przedmiotem prowadzonych tu rozważań, przegęszczenie populacji występujące obecnie w wielu rejonach Polski, przejawia się coraz częściej w dotkliwym negatywnym oddziaływaniu jelenia na leśne

ekosystemy lądowe. Z punktu widzenia interesu ochrony przyrody najbardziej niekorzystnym aspektem tego zjawiska jest ograniczenie perspektyw zachowania i kształtowania najcenniejszych leśnych siedlisk przyrodniczych stanowiących priorytety ochrony przyrody określone zarówno w aktach rangi europejskiej jak i krajowej - Dyrektywie Rady 92/43/EWG w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory i w ustawie o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004r. Kolejnym kosztem środowiskowym, bardzo niekorzystnym zwłaszcza dla dużych gatunków kopytnych ale także dla ptaków związanych biologią ze środowiskami leśnymi i innych gatunków ssaków, jest nieprzerwany przyrost łącznej długości druczianych ogrodzeń mający miejsce zarówno w lasach gospodarczych jak i chronionych. Analizując przyczyny i skutki wzrostu liczebności jeleni, należy zwrócić uwagę, że mamy tu do czynienia ze swoistym efektem błędnego koła powodującym rodzaj impasu. Wywołane gradzeniem odcięcie jeleni od preferowanego w okresie zimy i wiosny żeru potęguje bowiem negatywne konsekwencje przegęszczenia populacji i skutkuje wzrostem destruktywnego oddziaływania jeleni na obszarach pozbawionych ogrodzeń. Niestety zazwyczaj jedyną odpowiedzią na taki stan rzeczy jest gradzenie kolejnych płatów lasu skutkujące spadkiem pojemności wyżywieniowej środowiska. Nawet w przypadku jednoczesnego stosowania zabiegów zwiększających pojemność wyżywieniową niezagrodzonych części lasu czy podniesienia poziomu eksploatacji łowieckiej, jelenie odcięte od żeru pędowego i zasobów nasłonecznionych roślin zielnych i tak w okresie zimowym i wczesnowiosennym cyklicznie poddawane są silnemu deficytowi pokarmu, co wzmaga konkurencję wewnątrzpopulacyjną (a w przypadku występowania innych cerwidów także międzypopulacyjną). Konkurencja ta wzmaga też inne antagonistyczne oddziaływania biocenotyczne i niekorzystne zjawiska populacyjne (np. podatność na choroby pasożytnicze, zmiany struktury socjalnej, wymuszone migracje sezonowe).

Nagminnie pomijany w działaniach praktycznych aspektem oddziaływania jelenia na biotyczne elementy jego siedliska jest struktura populacji. Niestety najczęściej podczas planowania pozyskania jako najważniejsze kryterium przyjmuje się często jedynie zagęszczenie populacji nie przywiązując zupełnie wagi do struktury płci i wieku. Brak regularnej i rzetelnej oceny struktury populacji prowadzi nie tylko do utraty możliwości kontrolowania jej liczebności ale także do jej odchylenia od stanu optymalnego co nierzadko zmniejsza produktywność populacji, zawsze natomiast zaburza socjalne procesy wewnątrzpopulacyjne, w tym prowadzi do powstawania dużych asocjacji osobników. Zarówno nadmierne odmłodzenie populacji jak i znaczne odchylenie struktury płci od proporcji 1:1 skutkuje bowiem wzrostem udziału licznych chmar, które powodują najbardziej skumulowane, a tym samym najdotkliwsze szkody zarówno przyrodnicze jak i gospodarcze. Stąd często konsekwencją stosowanej polityki pozyskania i zabiegów chroniących las nie jest osiągnięcie zamierzonego celu w postaci redukcji negatywnych oddziaływań i zachowanie wielofunkcyjnego charakteru siedlisk leśnych, a jedynie spadek jakości osobniczej jeleni i wzrost kosztów

ochrony lasu. Jediną szansą na wyjście z tej patowej sytuacji jest działanie kompleksowe obejmujące nie tylko dostosowanie stanu liczebnego i struktury populacji bytującej na określonym terenie do potencjału dostępnych siedlisk ale także jednoczesne zastosowaniu stopniowego zwiększenia pojemności środowiska, m.in. poprzez udostępnienie najcenniejszych dla jelenia płatów siedliska leśnego, a więc rozgrodzenie upraw, długoterminowe kształtowanie siedlisk w ramach zarządzania lasu. Przy czym dostosowanie liczebności przez odstrzał nie może się odbywać bez uprzedniego określenia stanu populacji przeprowadzonego na podstawie rzetelnie zastosowanych, obiektywnych, opartych na podstawach naukowych, metod (pędzenia próbne, bloki taksacyjne, obserwacje letnie). Kolejnym warunkiem jest określenie na tej podstawie modelu kształtowania populacji poprzez zaplanowanie pozyskania adekwatnego do wyników inwentaryzacji i występujących warunków siedliskowych. Wprawdzie bez względu na rodzaj zastosowanej metody oceny populacji, jej wyniki nigdy nie odzwierciedlają bezbłędnie stanu rzeczywistego populacji, mogą jedynie lepiej lub gorzej go aproksymować, to jednak metody naukowe jako posiadające znacznie mniej potencjalnych źródeł błędów niż stosowany powszechnie subiektywny sposób inwentaryzacji (ocena na podstawie całorocznych obserwacji) o wiele dokładniej oddają stan rzeczywisty.

Jelenie bytujące na Wyspie Wolin można traktować jako stosunkowo niezależną jednostkę populacyjną z uwagi na występujące ograniczenia fizjogeograficzne dla swobodnej migracji osobników. Częściowa izolacja wyspy stwarza rzadko spotykane warunki sprzyjające zastosowaniu całościowego podejście do problemu zarządzania populacją. Tymczasem zaprezentowana analiza gospodarowania jeleniem na tym terenie w latach 2006-2015 świadczy o niewydolności stosowanego do tej pory niezintegrowanego systemu pozyskania. Zaprezentowane historyczne wskaźniki pozyskania przedstawione na podstawie RPŁ i zestawień przekazanych przez WPN - dla kilku jednostek terytorialnych, w których niezależnie kreowano plany pozyskania - były całkowicie nieadekwatne do wykazywanych stanów liczebnych. Najbardziej wymownie świadczy o tym zestawienie na ryc. 5, z którego wynika, że w obwodzie nr 14 – jednostce zarządzania największej (i najistotniejszej dla kształtowania populacji całej wyspy) - w ciągu kolejnych czterech sezonów łowickich odsetek pozyskanych łań oscylował wokół 100% wykazanego stanu wiosennego, a w niektórych latach nawet go przekraczał.

Inwentaryzacja przeprowadzona w 2014 r. metodą pędzeń powierzchni próbnych wykazała znaczną przewagę samców w populacji (0,86 samic/1 samca) i zagęszczenie jeleni wynoszące 225 os./1000 ha. Natomiast w ciągu dziewięciu przeanalizowanych sezonów, w latach 2006-2014, w obwodzie nr 14 pozyskanie wahało się w zakresie od 14,5 do 60,5, $\bar{x}=27,9$ os./1000 ha, a w pozostałych czterech mniejszych jednostkach zarządzania populacją średnie roczne pozyskanie wynosiło zaledwie od 0,2 do 9,8 os./1000. Zestawiając te wyniki można szacować, że prowadzone w tym czasie pozyskanie oscylowało wokół poziomu ok. 10%

rzeczywistego stanu populacji i pomimo bardzo dużego udziału pozyskiwanych samic (w poszczególnych sezonach od 66% do 89% odstrzelonych dorosłych osobników). Pozyskanie to nie stabilizowało liczebności populacji zakładając nawet przyrost znacznie mniejszy niż ten który został ustalony na podstawie obserwacji letnich w 2015r. (42,2% stanu łań). Należy zakładać, że z uwagi na niedoszacowanie stanów i ze względu na skrajnie niskie pozyskanie na terenie WPN, którego teren wykorzystywany jest cyklicznie przez znaczną część chmar jako nie poddana presji łowieckiej ostoja, populacja analizowanym okresie znajdowała się cały czas fazie wzrostu. Stosowana struktura i wielkość pozyskania, obok wzrostu liczebności skutkowało także niekorzystnym odkształcaniem się struktury płci (znaczną przewagę byków).

W symulacjach I i II testujących wpływ historycznego pozyskania na populację, jako populację wyjściową wprowadzono wprawdzie populację zinwentaryzowaną na końcu analizowanego okresu (brak rzetelnych danych o stanie populacji we wcześniejszych latach, której liczebność mogła być wówczas niższa), zastosowano jednak wskaźniki pozyskania odpowiadające stosowanemu historycznie pozyskaniu. Analiza wyników tych symulacji uwiarygodnia opisany wcześniej stan populacji zarejestrowany podczas badań wykonanych w latach 2014 i 2015, a zasadnicze wnioski z nich wynikające są następujące: wykonywane w latach 2009-2014 pozyskanie nie hamowało wzrostu liczebności, prowadziło do spadku udziału łań i postarzenia męskiej części populacji. Jedynym skutkiem prowadzonej eksploatacji łowieckiej, który można oceniać pozytywnie, było stworzenie licznej frakcji byków powyżej 5-go roku życia. Z uwagi na czas jaki potrzebny jest do kształtowania prawidłowej struktury wiekowej samców w populacjach uszkodzonych pozbawionych odpowiednio silnej frakcji starszych byków, zasób ten należy uznać za cenny. Zwłaszcza w wobec występującej potrzeby redukcji liczebności, wiążącej się zawsze z ryzykiem nadmiernego uszczuplenia najtrudniejszej do zachowania a jednocześnie najważniejszej z punktu widzenia struktury socjalnej populacji grupy wiekowej byków powyżej 7 roku życia.

Stosując symulacje zachowania się modelowej populacji spełniającej parametry wykazane w pędzeniach próbnym i podczas obserwacji letnich przeprowadzonych w latach 2014-2015, obliczono metodą prób i błędów oraz zaproponowano optymalne wskaźniki pozyskania poszczególnych grup wiekowych i płciowych (symulacja III oraz ryc. 24, tab. 10 i 11). Konstruując ramy czasowe proponowanego modelu eksploatacji populacji, posłużono się docelowym zagęszczeniem wynoszącym 50os./1000ha lasu jako stanem, do którego powinna zmierzać prowadzona optymalizacja stanu. Założono jednak, że cel nadrzędny, tj. trwałość i samoczynne odtwarzanie się ekosystemów leśnych, może zostać osiągnięty wcześniej niż wyznaczony poziom zagęszczenia, zwłaszcza przy jednoczesnym zastosowaniu zaleconych zabiegów zwiększających pojemność środowiska dla jelenia. Przyjęto też, że planowane długoterminowo pozyskanie powinno możliwie szybko zagwarantować naturalną proporcję samców do samic 1:1 i zachować występującą korzystną strukturę wiekową samców

w dotychczasowym stanie lub ją poprawić poprzez wzrost udziału grupy byków, które przekroczyły dziesiąty rok życia. W celu uwzględnienia nieco odmiennych priorytetów ochronnych lub/i hodowlanych na obszarze WPN i w obwodach łowieckich, zastosowane zalecenia dodatkowe odnoszące się do struktury pozyskania zróżnicowano między tymi ternami. Zróżnicowanie to obok podstaw statutowych różnych dla tych dwóch rodzajów terenu wyspy, uwzględnia także praktyczne aspekty wykonania podwyższonych planów pozyskania i uwarunkowania ekonomiczne.

Ze względu na świadomość występowania potencjalnych źródeł błędów w zastosowanych metodach oceny liczebności i struktury populacji stanowiącej punkt wyjścia do budowania modelu optymalizacji, zaproponowano także wdrożenie systematycznego monitoringu stanu populacji obejmującego szereg równolegle realizowanych modułów: próbkowanie metodą pędzeń, obserwacje letnie, monitoring siedlisk leśnych w zakresie występowania szkód od zwierzyny i wskaźników naturalnego odnawiania się lasu, monitoring naturalnych upadków.

LITERATURA

- Apollonio M., (2015). *Rozmieszczenie i dynamika populacji kopytnych w Europie. Uniwersytet w Sassari, Włochy. Łowiectwo w zrównoważonej gospodarce leśnej*. IBL. Sękocin Stary.
- Beninde J., 1937: *Zur Naturgeschichte des Rothirsches*. Verlag P. Schops, Leipzig.
- Bobek B. i inni, 1992: *Jeleń. Monografia przyrodniczo-łowiecka*. Oficyna edytorska „Wydawnictwo Świat”.
- Bobek B., Merta D., Furtek J., Wojciuch-Płoskonka M., Kopeć K., Maślanka J., Ziobrowski M., 2013: *Ocena dynamiki liczebności i zagęszczenia populacji dzikich kopytnych przy użyciu różnych metod w czterech regionach Polski*. Studia i Materiały CEPL w Rogowie R. 15. Zeszyt 36/3/2013.
- Depczyk K. i inni, 1997: *Jeleń na Pomorzu. Fundacja Przyrodniczo-Ekologiczna „Jeleń w krajobrazie Pomorza”*. Szczecinek.
- Dziedzic R., Błaszczak J., 2015: *Dynamika, inwentaryzacja i struktura gatunkowa populacji zwierzyny w Polsce*. IBL. Sękocin Stary.
- Domagała M., 2010: *Założenia ochrony jeleniowatych na obszarach cennych przyrodniczo na przykładzie Drawieńskiego Parku Narodowego*. Zachodni Poradnik Łowiecki. 32: 6–9.
- Dzięciołowski R., 1971: *Sytuacja troficzna populacji jeleni w zależności od Warunków środowiskowych*. PWRiL.
- Dzięciołowski R., 2001: *Łowiectwo doby współczesnej*. Sylwan: 111–123.
- Dzięgielewski S., 1970: *Jeleń*. PWRiL.
- Fruziński B., 1993: *Dzik*. Wydawnictwo „Anton-5”. Warszawa.
- Haber A., Paślawski T., Zaborowski S., 1977: *Gospodarstwo łowieckie*. PWN Warszawa.
- Jaroszewicz S., 2015: *Pozyskanie i stany zwierząt łownych w obwodach kół łowieckich w sezonie 2014/15*. Zachodni Poradnik Łowiecki 4: 2–6.
- Jeppesen J. L. 1987: *Impact of human disturbance on home range, movements and activity of red deer (Cervus elaphus) in a Danish environment*. *Danish Review of Game Biology* 13:1–38.
- Jerina K. 2012: *Roads and supplemental feeding affect home-range size of Slovenian red deer more than natural factors*. *Journal of Mammalogy*, 93(4):1139–1148
- Kamieniarz R., Panek M., 2008: *Zwierzęta łowne w Polsce na przełomie XX i XXI wieku*. Stacja Badawcza PZŁ Czempin.
- Kossak S., 1997: *Wildlife Menagement and Game Protection in Białowieża Primeval Forest in 1991-1997*. Sylwan. CXLI (9): 52-61

- Kossak S., 2003: *Liczebność i struktura populacji jeleni (Cervus elaphus L.) w leśnym kompleksie promocyjnym „Puszcza Białowieska” w latach 1997-2001*. Prace Inst. Bad. Leś., A, 4(964): 65-89.
- Nasiadka P., 1994: *Metody i technika inwentaryzacji zwierząt łownych*. Biblioteka Leśniczego. Zeszyt 38.
- Nasiadka P., 2002: *Znaczenie struktury populacji w planowaniu pozyskania zwierzyny grubej*. Sylwan: 89–95.
- Nitze M., 2012: *Schalenwildforschung im Wolfsgebiet der Oberlausitz*. T.U. Dresden.
- Okarma H., Tomek A., 2008: *Łowiectwo. Wydawnictwo Edukacyjno-Naukowe H2O*. Kraków.
- Pielowski Z., Kamieniarz R., Panek M., 1993: *Raport o zwierzętach łownych w Polsce*. Warszawa.
- Przybylski A., 2002: *Propozycje nowego terminu i sposobu inwentaryzacji jelenia*. Łowiec Polski 1: 14–16.
- Przybylski A., 2015: *Dzik. Praktyczne zasady gospodarowania populacją*. Wydawnictwo „Grandel” sp. z o.o. Piła.
- Pucek Z. i in. 1975: *Estimates of density and numer of ungulates*. Polish Ecological Studies. Vol.1 No.2 121–136.
- Raesfeld F., Reulecke K., 1988: *Das Rotwild*. Verlag Paul Parey. Hamburg und Berlin.
- Sodeikat G., Pohlmeier K., 2003: *Heimatverbunden*. „Pirsch“ 12: 4–11.
- Szukiel E., 1973: *Zastosowanie smoły węglowej do ochrony upraw sosnowych przed zwierzyną płową*. Prace IBL nr 438. PWRiL Warszawa.
- Tomek A., 2002: *Właściwości i struktura populacji jelenia (Cervus elaphus L.) W lasach krynickich (Karpaty)*. Zeszyty Naukowe AR im H. Kołłątaja w Krakowie.
- Wagenknecht E., 1971: *Schalenwild*. VEB, Berlin.
- Zych J., 2015: *Obserwacje letnie*. Zachodni Poradnik Łowiecki 4: 7–10. Podsumowanie danych sprawozdawczości łowieckiej. Sezon 2014/15. Stacja Badawcza PZŁ Czempin.

STRESZCZENIE

Jelenie europejskie bytujące na Wyspie Wolin można traktować jako stosunkowo niezależną jednostkę populacyjną z uwagi na występujące naturalne bariery. Nie można jej wprawdzie definiować jako odrębną genetycznie jednak należy przyjąć, że zdarzające się sporadycznie migracje jeleni między wyspą a stałym lądem nie wpływają w sposób istotny na dynamikę i strukturę bytującej tam populacji.

Analiza dotychczasowego gospodarowania łowieckiego na terenie wyspy przeprowadzona dla lat 2006–2015 świadczy o nieadekwatnych do stanu rzeczywistego ocenach liczebności i struktury populacji (prowadzonych do tej pory niezależnie w kilku jednostkach zarządzania obwody łowieckie i teren WPN). Inwentaryzacja obejmująca obszar całej wyspy przeprowadzona w 2014r. metodą pędzeń próbnych wykazała przewagę samców w populacji (0,86 samiec/1 samca) i zagęszczenie 225 os./1000 ha lasu, podczas gdy wykonane w tym sezonie pozyskanie wyniosło 22os./1000ha lasu. W latach poprzedzających tą inwentaryzację pozyskanie było również niskie i oscylowało również wokół ok. 10% prawdopodobnego rzeczywistego stanu – w latach 2006-2014, w największym obwodzie łowieckim roczne pozyskanie wahało się w zakresie od 14,5 do 60,5, $\bar{x}=27,9$ os./1000 ha, a w pozostałych jednostkach zarządzania populacją średnie roczne pozyskanie wynosiło od 0,2 do 9,8 os./1000. Przyrost zrealizowany populacji ustalony metodą obserwacji letnich w 2015r. wynosił 42,2% stanu łań. W latach 2006-2015, pomimo znacznego udziału samic w wykonywanym pozyskaniu (od 66% do 89% odstrzeliwanych dorosłych osobników), populacja pozostawała cały czas w fazie wzrostu. Realizowana struktura pozyskania charakteryzowała się niską presją odstrzału na cielęta i młode byki. Przy występującym jednocześnie nieadekwatnym do przyrostu populacji całkowitym pozyskaniem doprowadziła obok wzrostu liczebności całej populacji do rozbudowania licznej frakcji osobników męskich w wieku powyżej piątego roku życia.

Przeprowadzono kilka symulacji zachowania się populacji przy zastosowaniu różnych założeń idealizacyjnych, które uwiarygodniają wskaźniki opisujące rozrodczość i populacji uzyskane podczas badań inwentaryzacyjnych w latach 2014-2015.

Zakładając, że wyniki uzyskane podczas inwentaryzacji przeprowadzonych w latach 2014 i 2015 odzwierciedlają stan rzeczywisty populacji, zaproponowano model łowieckiej eksploatacji obejmujący 10 sezonów zmierzający do zoptymalizowania liczebności i stabilizacji struktury populacji. W modelu optymalne wielkości pozyskania łowieckiego w kolejnych sezonach ustalono z wykorzystaniem symulatora, stosując metodę prób i błędów. Określając cel proponowanej modyfikacji stanu populacji posłużono docelowym zagęszczeniem wynoszącym 50os./1000ha jako stanem, do którego powinna zmierzać prowadzona optymalizacja. Założono jednak, że cel nadrzędny, tj. stanowiąca wskaźnik pojemności środowiska - trwałość i samoczynne odtwarzanie się ekosystemów leśnych - może zostać osiągnięty wcześniej niż wyznaczony poziom zagęszczenia, zwłaszcza przy jednoczesnym zastosowaniu określonych zabiegów zwiększających pojemność środowiska.

Ze względu na istnienie potencjalnych źródeł błędów tkwiących w metodach wykorzystanych przy oszacowaniu stanu populacji użytej jako wyjściowa w proponowanym modelu zarządzania, zaproponowano wdrożenie systematycznego monitoringu stanu populacji obejmującego szereg równolegle realizowanych modułów oraz zasady wprowadzania bieżących korekt w planowanym rocznym pozyskaniu.

SUMMARY

Red deer (*Cervus elaphus*) in the Wolin National Park can be considered an independent population unit due to the existing natural barriers. Although it cannot be defined as a genetically distinct population, it should be assumed that sporadic red deer migrations between the island and the mainland do not significantly affect the dynamics and structure of this population.

The analysis of the current hunting management on the island, conducted for the years 2006-2015, shows the estimates of population size and structure (so far carried out independently in several management units of hunting districts and the area of the Wolin National Park), which do not reflect the reality. The inventory carried out on the whole island in 2014 using the drive census method revealed the prevalence of stags in the population (0.86 hinds/1stag) and the population density of 225 individuals/1,000 hectares of the forest, whereas harvest conducted in this season showed merely 22 individuals/1,000 hectares. In the years before the inventory, harvest was also low and oscillated around 10% of the probable actual status. In the years 2006-2014, the yearly harvest in the largest hunting district ranged from 14.5 to 60.5, $\bar{x}=27.9$ individuals/1000 hectares, while in the remaining population management units, the average yearly harvest amounted to only 0.2 to 9.8 individuals/1000 hectares. The realized rate of population growth determined by the method of summer deer observation in 2015 amounted to 42.2% of the hinds number. In the years 2006-2015, despite a considerable number of hinds harvested (from 66% to 89% of shot adult red deer), the population was constantly on the increase. The hunting structure was not directed towards calves and young bulls. The divergence between the total harvest and the population growth led not only to the increase in the number of the whole population but also to the rise in the number of stags over the age of five. Several simulations of population behaviour were carried out using different idealizing assumptions, which make the indicators describing reproduction obtained from the inventory in 2014-2015 more reliable.

Assuming that the results obtained from the inventories carried out in 2014 and 2015 reflect the actual population status, the authors proposed the model of hunting exploitation embracing 10 seasons and aiming at the optimization of the population number and the stabilization of population structure. In the model, the optimal rates of harvest in the subsequent seasons were determined using the simulator as well as the trial and error method. When specifying the purpose

of the proposed modification of population status, the density of 50 individuals / 1,000 ha was considered the target one the optimization should aim at. It was assumed, however, that the primary objective - sustainability and uncontrolled restoration of forest ecosystems, constituting the carrying capacity indicator, can be achieved earlier than the specified population density level, especially with the simultaneous application of specific measures enhancing the carrying capacity.

On account of the potential sources of error existing in the methods of estimating population status used as a starting point in the proposed management model, the implementation of a systematic monitoring of the population status was proposed that involves the parallel application of a range of modules as well as the rules of introducing ongoing adjustments in the yearly planned harvest.