

DOROTA MERTA, DOROTA ZAWADZKA, ANDRZEJ KRZYWIŃSKI

Efektywność projektów reintrodukcji guszca (*Tetrao urogallus*) w Europie

Effectiveness of capercaillie (*Tetrao urogallus*) reintroduction projects in Europe

ABSTRACT

Merta D., Zawadzka D., Krzywiński A. 2015. Efektywność projektów reintrodukcji guszca (*Tetrao urogallus*) w Europie. Sylwan 159 (10): 863-871.

The study focuses on capercaillie (*Tetrao urogallus*) and other *Galliformes* birds reintroduction projects carried out in Europe since the 1950s. In Germany alone, there have been eleven projects involving the release of a total of ca. 5,000 capercaillies, mainly obtained from the closed breeding centres. The majority of birds died shortly after release. The high mortality was caused by great pressure from predators and the poor adaptation of the birds bred in captivity to the wild-life conditions. The high mortality among the birds from artificial breeding is associated with changed morphology (e.g. shorter digestive tract, less-developed pectoral muscles), physiology, and behaviour (insufficiently developed social and anti-predatory behavioural mechanisms). Survival rates among the birds released into the wild were primarily affected by the method of breeding and release, quality of habitat, and pressure from predators. The survival rates of translocated birds were higher than those obtained from traditional breeding in aviaries. Better results were also obtained with the 'born to be free' method of breeding and release based on social contact between the mother and chicks. The following actions are obligatory in reintroduction projects: predators reduction, evaluation and improvement in the quality of environment, as well as long-term monitoring of birds. The factors crucial for the effectiveness are: the total number of birds released, the number of released birds in subsequent years, and the overall duration of the project.

KEY WORDS

'born to be free', captive rearing, forest grouse, habitat quality, survival, predation, translocation

ADDRESSES

Dorota Merta ⁽¹⁾ – e-mail: dorota-zbl@o2.pl

Dorota Zawadzka ⁽²⁾ – e-mail: dorota_zaw@wp.pl

Andrzej Krzywiński ⁽³⁾ – e-mail: park@kadzidlowo.pl

⁽¹⁾ Zakład Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Pedagogiczny w Krakowie; ul. Podbrzezie 3, 31-054 Kraków

⁽²⁾ Instytut Nauk Leśnych, Uniwersytet Łódzki, Filia w Tomaszowie Mazowieckim; ul. Konstytucji 3 Maja 65/67, 97-200 Tomaszów Mazowiecki

⁽³⁾ Park Dzikich Zwierząt Kadzidłowo; Kadzidłowo 2, 12-220 Ruciane-Nida

Wstęp

W XX wieku niemal w całej Europie, a także w Polsce liczebność kuraków leśnych silnie spadała, kurczył się zasięg ich występowania, a izolowane populacje zanikały w szybkim tempie [Storch

2007; Zawadzka 2014]. W ostatnim półwieczu w Europie Zachodniej zrealizowano wiele programów reintrodukcji kuraków, przede wszystkim głuszca (*Tetrao urogallus*), głównie w oparciu o ptaki pochodzące z hodowli. Chociaż technika hodowli wolierowej została dokładnie opracowana [Aschenbrenner 1982; Krzywiński, Kobus 2009; Rzońca 2011], bardzo dużym problemem okazała się adaptacja ptaków do środowiska [Schroth 1991; Seiler i in. 2000; Bejcek i in. 2007; Nappee 2008; Siano, Klaus 2013]. Dotychczas w Niemczech zrealizowano 11 programów odbudowy populacji głuszca. Wypuszczano głównie ptaki z hodowli zamkniętych (około 4,6 tys. osobników), jedynie w 2 programach wykorzystano dzikie głuszce odłowione z naturalnych populacji. Ponad 70% realizowanych w Niemczech reintrodukcji zakończyło się niepowodzeniem, tylko w jednym projekcie uzyskano wzrostowy trend liczebności [Siano, Klaus 2013]. Brakiem sukcesu zakończyły się także 7 projektów reintrodukcji głuszca w Czechach, opartych głównie o ptaki z hodowli, w których łącznie wypuszczono 914 ptaków [Bejcek i in. 2007], a także w Masywie Centralnym we Francji, gdzie wypuszczono 597 ptaków z hodowli [Nappee 2008]. W 5 projektach restytucji cietrzewia (*Tetrao tetrix*) w Niemczech, w trakcie których wypuszczono ponad 2,5 tys. ptaków, oraz w jednym w Wielkiej Brytanii nie udało się odtworzyć populacji tego kuraka [Storch 2007; Strauss, Sodeikat 2008]. W Górach Harz przeprowadzono nieudaną reintrodukcję jarząbka (*Tetrastes bonasia*), głównie w oparciu o ptaki pochodzące z hodowli [Bergmann i in. 2000]. W latach 1980-2000 w 6 krajach Europy Zachodniej przeprowadzono łącznie 29 projektów reintrodukcji, jednak żaden z nich nie zakończył się odtworzeniem stabilnej i samodzielnie funkcjonującej populacji kuraków leśnych [Seiler i in. 2000].

W Polsce dokonywane są w ciągu ostatnich 15 lat wsiedlenia głuszców z trzech krajowych hodowli prowadzonych w nadleśnictwach Wiśla i Leżajsk [Dziedzic i in. 2008] oraz głuszców i cietrzewi z Ośrodka Hodowli Kuraków Leśnych przy Parku Dzikich Zwierząt w Kadzidłowie [Krzywiński, Kobus 2009]. Obecnie głuszce wsiedlane są w Borach Dolnośląskich, Puszczy Augustowskiej, Beskidzie Śląskim i Beskidzie Sądeckim, a cietrzewie w Biebrzańskim Parku Narodowym, Lasach Napiwodzko-Ramuckich oraz Borach Dolnośląskich [Zawadzka 2014]. W 2014 roku dokonano pierwszych translokacji głuszców ze Szwecji do Borów Dolnośląskich oraz z Rosji do Puszczy Augustowskiej.

Celem niniejszej pracy jest przegląd czynników wpływających na efekty dotychczasowych programów mających na celu odbudowę populacji głuszca i innych kuraków. Oczekiwano, że przeanalizowanie całokształtu podejmowanych działań, a także przyczyn osiągnięć i porażek w tym zakresie będzie pomocne w realizacji obecnych i planowanych programów reintrodukcji.

Czynniki wpływające na efektywność reintrodukcji

DRAPIEŻNICTWO. Najistotniejszą barierą realizowanych dotychczas w Europie programów reintrodukcji kuraków leśnych była wysoka śmiertelność ptaków wkrótce po wypuszczeniu, spowodowana przede wszystkim drapieżnictwem [Wagner 1987; Seiler i in. 2000; Bejcek i in. 2007; Siano, Klaus 2013]. W Górach Harz przeżywalność 83 głuszców wynosiła średnio 13 dni, a 80% upadków miało miejsce w pierwszych 4 tygodniach po wypuszczeniu. Główną przyczyną śmiertelności (79%) było drapieżnictwo lisa (*Vulpes vulpes*), jastrzębia (*Accipiter gentilis*) i rysia (*Lynx lynx*) [Siano i in. 2006]. W Turyngii śmiertelność translokowanych ptaków powodowana była przez lisa lub kuny (*Martes* sp.) (69%) oraz jastrzębia (23%) [Unger, Klaus 2008]. Drapieżnictwo było przyczyną 50% przypadków śmiertelności głuszców wsiedlonych w latach 2012-2014 w Brandenburgii [Lindner, Thielemann 2013]. W Czechach średnia przeżywalność wypuszczanych głuszców wynosiła 23-139 dni, a główną przyczyną upadków (67-100%) było drapieżnictwo lisa, kuny oraz jastrzębia i puchacza (*Bubo bubo*) [Bejcek i in. 2007]. W Borach Dolnośląskich

drapieżnictwo stanowiło przyczynę aż 76,2% śmiertelności wsiedlanych gęszców. Najistotniejsza była presja jastrzębia (56,2%), którego ofiarą padło aż 77,8% kur. Wśród kogutów główną przyczyną śmiertelności było drapieżnictwo kuny [Merta i in. 2013]. Nadmierne drapieżnictwo wskazywane było również jako główna przyczyna niepowodzenia programów reintrodukcji cietrzewia [Strauss, Sodeikat 2008], jarząbka [Bergmann i in. 2000] oraz odbudowy populacji kuropatwy (*Perdix perdix*) [Panek 1988; Parish, Sotherton 2007] i bażanta (*Phasianus colchicus*) [Robertson 1989].

Bardzo wysoka podatność na drapieżnictwo gęszców wypuszczanych w projektach realizowanych w Europie Zachodniej spowodowana była niedostatecznym wykształceniem behawioru antydrapieżniczego u ptaków hodowlanych [Håkansson 2007; Krzywiński i in. 2011], a także istotnym wzrostem liczebności ssaków drapieżnych, zwłaszcza lisa [Klaus, Bergman 1994; Kamienniarz, Panek 2008] oraz ptaków szponiastych [Hagemeijer, Blair 1997]. Drapieżnictwo odgrywa podstawową rolę w ograniczaniu dzikich populacji kuraków leśnych, a na obszarach, gdzie nastąpił spadek liczebności lisa, obserwowano odbudowę lokalnych populacji gęszca oraz cietrzewia [Marström i in. 1988; Kurki i in. 1997]. Dlatego kluczowym elementem programów reintrodukcji kuraków powinna być intensywna redukcja liczebności ssaków drapieżnych prowadzona na dużych powierzchniach (kilkadziesiąt tys. ha), co zapobiega szybkiemu napływowi nowych osobników na zwolnione terytoria. Przy wysokiej presji jastrzębia konieczne jest prowadzenie odłowów i przemieszczeń tego drapieżnika. Działania takie podjęto w Borach Dolnośląskich, po udokumentowaniu wysokiej śmiertelności wsiedlanych gęszców powodowanej przez jastrzębia [Merta i in. 2013].

NIEDOSTOSOWANIE FIZJOLOGICZNE I ETOLOGICZNE PTAKÓW Z HODOWLI. Wyniki badań wskazują na istotne różnice morfologiczne, fizjologiczne i behawioralne pomiędzy osobnikami hodowlanymi a dzikimi [Putala, Hissa 1995; Mäkinen i in. 1997; Liukkonen-Anttila i in. 2000; Siano i in. 2006, 2011; Hakansson 2007]. Wątroba dzikich gęszców jest o 30-50% cięższa niż u ptaków hodowlanych [Liukkonen-Anttila i in. 2000]. Naturalny pokarm gęszca zawiera wiele wtórnych związków przemiany materii roślin (żywice, fenole), które nie występują w sztucznych mieszankach paszowych. Rola wątroby w detoksykacji takich związków jest kluczowa dla przeżycia w warunkach naturalnych. Ptaki dzikie mają w porównaniu z hodowlanymi cięższy żołądek, dłuższy przewód pokarmowy, zwłaszcza jelito ślepe [Mäkinen i in. 1997; Liukkonen-Anttila i in. 2000], a także odmienny skład wyspecjalizowanej w rozkładzie celulozy i ligniny flory bakteryjnej jelita ślepego. Przystawienie się układu pokarmowego kuraków pochodzących z hodowli na dietę naturalną trwa od 2 do 4 miesięcy [Siano i in. 2006].

Występowanie etologicznych i fizjologicznych problemów z odżywianiem się ptaków z hodowli w warunkach naturalnych potwierdzają wyniki reintrodukcji cietrzewia na wyspie Arran w Szkocji. Jesienią 2009 roku, po poprawie jakości siedliska i przy niskiej liczebności drapieżników, wypuszczono 42 ptaki. Stosowano woliery aklimatyzacyjne oraz dokarmianie. Po dwóch tygodniach odnaleziono 8 (z 10 monitorowanych telemetrycznie) ptaków padłych z głodu. Spadek masy ciała wynosił 25-33%, a pomimo dostępności pokarmu przewody pokarmowe cietrzewi były puste [Walker 2010].

Zaburzenia odżywiania i detoksykacji prowadzą do obniżenia kondycji i odporności u wypuszczonych ptaków hodowlanych, co skutkuje ich większą podatnością na drapieżnictwo oraz choroby i pasożyty. Drapieżniki mogą specjalizować się w polowaniu na osobniki osłabione i zdekoncentrowane [Siano i in. 2006; Krzywiński i in. 2011].

Ptaki hodowlane mają mniejsze serce i płuca, a także lżejsze mięśnie piersiowe niż ptaki dzikie. Zawartość w mięśniach piersiowych glikogenu (bezpośredniego źródła energii) jest

u ptaków hodowlanych nawet 10-krotnie mniejsza niż u dzikich. Efektem jest m.in. znacznie wolniejsze podrywanie się do lotu oraz mniejszy dystans ucieczki w porównaniu z ptakami dzikimi, co wpływa na przeżywalność w przypadku ataku drapieżnika [Mäkinen i in. 1997; Liukkonen-Antilla i in. 2000].

Sztuczne warunki hodowli (nienaturalna dieta, ograniczenie aktywności ruchowej, a zwłaszcza lotu, zbyt wysoka temperatura, przegęszczenie populacji) powodują u ptaków długotrwały stres i zaburzenia w gospodarce hormonalnej, natomiast ciągła obecność samców może zakłócać naturalny behawior samic [Liukkonen-Antilla i in. 2000]. W hodowlach, w których pisklęta klują się w inkubatorach, obserwowano ograniczoną umiejętność samic pochodzących z takich lęgów do zakładania własnych gniazd i wysiadania młodych. Odchów piskląt bez udziału matek sprawia, że młode nie mają możliwości uczenia się niezbędnych do życia na wolności wzorców zachowań socjalnych oraz antydrapieżniczych. Obecność opiekunów może prowadzić do zbytowego oswojenia ptaków i procesu wpajania, co skutkuje brakiem płochliwości lub agresji w stosunku do człowieka oraz zaburzeniami w rozrodzie [Bielczyk 2010]. Ponadto w procesie przystosowania się do warunków hodowlanych eliminacji ulegają cechy preferowane na wolności, a niewłaściwe zarządzanie stadem podstawowym pod kątem genetycznym i demograficznym prowadzić może do utraty zmienności genetycznej i chowu wsobnego [Tomiałojć 1992; Krzywiński i in. 2011].

JAKOŚĆ ŚRODOWISKA. Zgodnie z wytycznymi IUCN [2009] podejmowanie reintrodukcji ma uzasadnienie tylko wówczas, kiedy przyczyny wyginięcia gatunku zostały wyeliminowane lub ograniczone do minimum. Ponieważ obok drapieżnictwa kluczową przyczyną niepowodzenia realizowanych dotychczas programów była niedostateczna jakość środowiska [Storch 2007; Ewen i in. 2012; Nasiadka, Świtalska 2014; Zawadzka 2014], przed rozpoczęciem wsiedlania ptaków konieczne jest przeprowadzenie oceny przydatności siedliska. Według Wolf i in. [1996] spośród 198 analizowanych programów reintrodukcji ptaków i ssaków jedynie w 36% projektów ocena środowiska miała podstawy metodyczne, a w pozostałych przypadkach wykonana była subiektywnie. Większość publikacji na temat preferencji siedliskowych i wymagań przestrzennych gęszcza ukazało się po roku 2000 [Storch 2002; Graf i in. 2005; Braunisch, Suchant 2007; Sirkkiä i in. 2011; Brzeziecki i in. 2012], a więc najprawdopodobniej nie zostały one w pełni uwzględnione we wcześniejszych projektach. Na niską przeżywalność wsiedlanych w Górach Harz jarząbków miały wpływ zarówno prowadzone tam polowania zbiorowe, jak również niepokojenie ptaków podczas prac leśnych [Bergmann i in. 2000].

Niedostateczna powierzchnia optymalnego siedliska skutkuje zwiększoną śmiertelnością ptaków, prowadzi także do nadmiernych przemieszczeń i opuszczania przez ptaki rejonu reintrodukcji. Niedostosowanie środowiska jest przyczyną złej kondycji wsiedlanych ptaków, wyższej podatności na drapieżnictwo i w konsekwencji niskiej przeżywalności. Dlatego też teren reintrodukcji powinien mieć zagwarantowaną długoterminową ochronę, a programów nie należy podejmować na obszarach intensywnie użytkowanych gospodarczo, jeśli sposób użytkowania sprzeczny jest z wymaganiami gatunku. Istotne znaczenie ma zarówno struktura, jak i powierzchnia środowiska. Wypuszczanie ptaków może być rozpoczęte dopiero po przygotowaniu optymalnego biotopu na powierzchni co najmniej kilku tysięcy hektarów. Klaus i Bergman [1994] sugerują, że minimalna powierzchnia siedliska zapewniająca prawidłowe funkcjonowanie populacji 300-500 gęszczy powinna wynosić 20-50 tys. ha. Podobne są wymagania przestrzenne cietrzewia, natomiast jarząbek wymaga mniejszej powierzchni siedliska [Storch 2007].

POCHODZENIE PTAKÓW (HODOWLA/PTAKI DZIKIE). Dotychczasowe efekty programów reintrodukcji gęszczy w Niemczech wskazują, że przeżywalność dzikich ptaków jest wyższa niż hodowla-

nych [Siano, Klaus 2013]. Przykładowo średnia przeżywalność 33 dzikich głuszców translokowanych z Rosji do Turynii wynosiła 286 dni, a ptaków pochodzących z hodowli wypuszczonych w tym samym terenie – 25 dni. Podobne prawidłowości zaobserwowano także u jarząbka [Bergmann i in. 2000], kuropatwy i bażanta [Panek 1988; Sage i in. 2003]. Badania parametrów rozrodu dzikich i pochodzących z hodowli kuropatw i bażantów wskazują na istotnie wyższy sukces lęgowy ptaków dzikich [Putala, Hissa 1995; Sokos i in. 2008]. Spowodowane jest to większą podatnością ptaków hodowlanych na drapieżnictwo, nieskutecznym wykorzystywaniem przez nie środowiska oraz częstszym niż u ptaków dzikich porzucaniem gniazd [Sage i in. 2003].

Obiektywną ocenę efektów wsiedlania ptaków z hodowli oraz translokacji utrudnia niewielka liczba zakończonych już programów lub zbyt krótki czas realizacji projektów nadal kontynuowanych. Problemem jest też brak kompletnej dokumentacji, w tym szczegółowych wyników monitoringu wsiedlanych ptaków [Siano, Klaus 2013]. Nie do końca wyjaśniona pozostaje możliwość adaptacji genetycznej ptaków przenoszonych czasem na dalekie dystanse (rzędu kilku tysięcy km) do nowego środowiska. Niekorzystnym aspektem przy translokacji jest silny stres ptaków spowodowany odłowami, transportem, pobieraniem materiału do badań i znakowaniem, a także nowym środowiskiem. Konsekwencją są upadki, zaburzenia odżywiania i spadek kondycji oraz zmniejszona odporność na czynniki środowiskowe (drapieżnictwo, choroby, pasożyty), co może skutkować dalekimi przemieszczeniami [Dickens i in. 2010].

SPOSÓB HODOWLI. Sposób hodowli ptaków ma wpływ na ich zdolność adaptacji i przeżywalność w naturze [Starling i in. 1991; Sokos i in. 2008]. Pisklęta mogą wykluwać się w inkubatorach albo być odchowywane przez matki biologiczne lub zastępcze. Stosuje się również adopcję piskląt wykluwanych w inkubatorach przez dorosłe samice-matki, a nawet wymianę lub dokładanie jaj pochodzących z hodowli do gniazd dzikich ptaków [Krzywiński, Kasperczyk 1998; Rzońca 2011; Krzywiński i in. 2013]. Istotne znaczenie mają warunki, w jakich przebywają ptaki, a także rodzaj podawanego pokarmu. W skrajnych przypadkach pisklęta przebywają w niewielkich wolierach o wysokim reżimie sanitarnym, na podłożu z siatki, karmione są sztuczną mieszanką paszową, ponadto prewencyjnie podawane są im antybiotyki. W nowoczesnych hodowlach ptaki przebywają w dużych wolierach zawierających elementy naturalnego siedliska [Rzońca 2011] lub – jak w metodzie „born to be free” – są odchowywane w naturalnym siedlisku [Krzywiński i in. 2013]. Pokarm składa się niemal wyłącznie ze składników naturalnych, a jego skład dopasowany jest do pory roku, wieku oraz wymagań fizjologicznych ptaków. Kuraki odchowywane metodą „born to be free”, przebywając w naturalnym środowisku, samodzielnie zdobywają naturalny pokarm. W dotychczasowych programach reintrodukcji najlepsze efekty uzyskano, stosując ptaki wykluwane i odchowane przez matkę, która uczyła młode prawidłowej reakcji na drapieżniki oraz zachowań socjalnych w warunkach maksymalnie zbliżonych do naturalnych [Starling i in. 1991; Krzywiński i in. 2011, 2013; Rzońca 2011]. Dla kuraków hodowanych w celu reintrodukcji zleca się stosowanie treningu antydrapieżniczego [Sokos i in. 2008].

Ogromnym postępowaniem w metodach hodowli kuraków leśnych pod kątem odbudowy ginących populacji jest metoda „born to be free” [Krzywiński i in. 2009, 2013], czego potwierdzeniem jest wysoka przeżywalność głuszców wypuszczanych w ramach programów realizowanych w Borach Dolnośląskich, Puszczy Augustowskiej i w Brandenburgii [Krzywiński i in. 2013; Lindner, Thieleman 2013; Merta i in. 2013, 2015]. W metodzie tej pisklęta od wyklucia przebywają na wolności w naturalnym środowisku, korzystają ze swobody ruchowej, samodzielnie zdobywają naturalny pokarm, a dzięki kontaktowi z matką uczą się unikania drapieżników i zachowań socjalnych. Rola umieszczonej w niewielkiej wolierze samicy polega na ostrzeganiu

piskląt przed drapieżnikami (zwłaszcza ptakami drapieżnymi) oraz na ich ogrzewaniu do czasu wykształcenia termoregulacji. Kiedy młode ptaki są w pełni lotne, przewożone są wraz z matką na teren wsiedlenia, a dorosła głuszycza pozostaje z nimi aż do rozpoczęcia naturalnej dyspersji młodych [Krzywiński i in. 2013].

TERMIN I METODA WYPUSZCZANIA PTAKÓW. Chociaż w dotychczasowych programach ptaki uwalniane były w różnych porach roku, brak jest badań porównawczych na temat wpływu terminu wypuszczenia na przeżywalność i migracje. Ze względu na dostępność pokarmu, ograniczające drapieżnictwo bogate pokrycie osłonowe oraz warunki pogodowe korzystniejsze wydaje się wypuszczanie ptaków w sezonie wegetacyjnym. Uwalnianie podczas pierzenia, mające na celu uniknięcie intensywnego przemieszczania się ptaków [Starling 1991], może skutkować większą presją drapieżnictwa spowodowaną ograniczoną mobilnością ptaków w tym okresie. Korzystnym terminem jest również jesień, przed okresem naturalnego rozpadu stadek rodzinnych [Klaus, Bergman 1994]. W celu uniknięcia jesiennych migracji młodych osobników stosowano również wypuszczanie głuszców zimą oraz wiosną. Ptaki uwalniane są bezpośrednio z klatek transportowych lub z wykorzystaniem woli adaptacyjnych, gdzie mają możliwość przystosowania się do lokalnych warunków środowiskowych oraz naturalnego pokarmu. Ta druga metoda jest znacznie skuteczniejsza [Klaus, Bergman 1994; Sokos i in. 2008; Krzywiński i in. 2011, 2013].

W metodzie „born to be free” zachowanie struktury socjalnej stadka rodzinnego i silny kontakt socjalny z matką wpływają na istotne ograniczenie intensywnych i chaotycznych przelotów obserwowanych u ptaków z hodowli. Skutkuje to zmniejszeniem wydatków energetycznych oraz wyższą odpornością na drapieżnictwo. Po okresie przebywania w bezpośrednim sąsiedztwie woliery z matką młode głuszycze stopniowo oddalają się na coraz większe odległości. Wydaje się więc, że adaptacja młodych do środowiska jest procesem stopniowym, długotrwałym i odbywa się w sposób zbliżony jak u ptaków dzikich [Merta i in. 2013, 2015].

OKRES REALIZACJI PROJEKTU ORAZ LICZBA UWALNIANYCH PTAKÓW. Na podstawie analizy 29 programów reintrodukcji kuraków, w których wypuszczono około 5,5 tys. ptaków z hodowli, Seiler i in. [2000] stwierdzili, że podstawowymi czynnikami decydującymi o efekcie są: (1) łączna liczba uwolnionych ptaków, (2) średnioroczna liczba uwalnianych ptaków oraz (3) długość trwania projektu. Zdaniem autorów uwalnianie około 30 ptaków rocznie przez okres 6 lat daje 50% szansy utworzenia stabilnej populacji. Na etapie planowania projektu należy brać pod uwagę wysoką śmiertelność, migracje oraz czas, jaki upłynie, zanim młode ptaki wejdą w okres rozrodu. Z powyższych względów korzystniejsze wydają się być translokacje (wyższa przeżywalność ptaków dzikich, zróżnicowana struktura wiekowa, część ptaków dorosłych, „gotowych” do rozrodu). W celu określenia optymalnej liczebności i struktury osobników przeznaczonych corocznie do wypuszczenia oraz liczby lat wsiedleń koniecznych do utworzenia żywotnej populacji optymalne byłoby wcześniejsze matematyczne modelowanie wzrostu liczebności odtwarzanej populacji. Często jednak brak jest danych wyjściowych do stworzenia takiego modelu (np. liczba dostępnych ptaków, ich struktura wiekowa i płciowa, potencjalna śmiertelność, sukces lęgowy, migracje). W Szkocji Marshall i Edward-Jones [1998] ocenili potrzebną do reintrodukcji liczbę głuszców na 60, przy założeniu, że zasiedlą one powierzchnię około 50 km². Według Romanova [1988] optymalna partia do wsiedlenia powinna składać się z 40-50 osobników z przewagą samic, a docelowe zagęszczenie odtwarzanej populacji to 5-6 osobników/1000 ha. Na podstawie modelu stworzonego w Alpach Bawarskich Grimm i Storch [2000] stwierdzili, że dla długotrwałego utrzymania stabilnej populacji, przy założeniu ryzyka ekstynkcji 1% w ciągu 100 lat, liczebność głuszycza powinna wynosić 470 osobników. W izolowanych stanowiskach gatunku należy dążyć do

stworzenia populacji liczącej kilkaset ptaków. Docelową niższą liczebność mogą mieć odtwarzane populacje mające połączenie z obecnie istniejącymi.

Dotychczasowe doświadczenia wskazują, że projekty reintrodukcji muszą być prowadzone przez wiele lat. Po zakończeniu wypuszczania ptaków konieczny jest długotrwały monitoring i kontynuacja niektórych działań (redukcja drapieżników, utrzymanie dobrej jakości siedliska oraz ograniczenie antropopresji).

Wnioski

- ✦ Większość z podejmowanych w ostatnich dekadach w Europie Zachodniej restytucji gęszca i innych kuraków zakończyła się niepowodzeniem, głównie z powodu dużej śmiertelności ptaków z hodowli, spowodowanej niedostosowaniem fizjologicznym i behawioralnym oraz silnym drapieżnictwem. Przeżywalność translokowanych ptaków dzikich była wyższa niż pochodzących z hodowli wolierowych.
- ✦ Reintrodukcja powinna być poprzedzona historyczną analizą dynamiki populacji oraz określeniem przyczyn jej regresu i ma uzasadnienie tylko w sytuacji, kiedy przyczyny wyginięcia gatunku zostały wyeliminowane lub ograniczone do minimum.
- ✦ Przed wypuszczaniem ptaków należy ocenić jakość siedliska, a w razie potrzeby przeprowadzić działania zmierzające do jego poprawy. Działaniem obligatoryjnym jest monitoring i redukcja liczebności drapieżników oraz ograniczenie antropopresji.
- ✦ Celem reintrodukcji powinno być utworzenie samodzielnie funkcjonującej populacji, złożonej z ponad 100 (optymalnie kilkuset) ptaków. Jednorazowe wypuszczenie ptaków lub coroczne wypuszczanie niewielkiej ich liczby nie daje szans na powstanie stabilnej populacji.
- ✦ Zaleca się stosowanie odchowu i wsiedlania kuraków leśnych metodą „born to be free” – opartej na kontakcie socjalnym matka–młode oraz zastosowaniu powierzchni adaptacyjnych, gdzie młode w pierwszym okresie po wypuszczeniu chronione są przed presją ssaków drapieżnych.
- ✦ Konieczne jest prowadzenie szczegółowego monitoringu telemetrycznego, genetycznego i weterynaryjnego, również po zakończeniu wypuszczania ptaków. Pozwala to na modyfikowanie programu oraz podjęcie działań interwencyjnych. Brak monitoringu lub szczątkowe wyniki niepozwalające na ocenę efektywności stosowanych metod stanowiły mankament wielu realizowanych projektów odbudowy populacji kuraków.
- ✦ Wyniki programu (zarówno sukcesy, jak i problemy) powinny być regularnie publikowane w celu wymiany doświadczeń, unikania błędów i lepszego planowania kolejnych reintrodukcji.

Literatura

- Aschenbrenner H. 1982. Keeping and rearing of grouse in enclosures, problems and experience. W: Lovel T. W. I. [red.]. Proc. of Int. Symp. on Grouse. Edinburgh. 212-218.
- Bejcek V., Stastny K., Marhoul P., Bufka L., Cerveny J. 2007. Results of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) recovery programme in the Czech Republic. Abstracts of XXVIII Congress of IUGB, Uppsala, Sweden.
- Bergmann H. H., Seiler C., Klaus S. 2000. Release projects with Grouse – a plea for translocations. Proceedings of the International Conference in Ceske Budejovice, Czech Republik, 24-26 March 2000. 33-42.
- Bielczyk E. 2010. Wpajanie cech człowieka na przykładzie wybranych gatunków zwierząt. Kosmos 59 (3-4): 451-457.
- Braunisch V., Suchant R. 2007. A model for evaluating the 'habitat potential' of a landscape for capercaillie *Tetrao urogallus*: a tool for conservation planning. Wildl. Biol. 13 (1): 21-33.
- Brzeziecki B., Drozdowski S., Zawadzka D., Zawadzki J. 2012. Quantification of ecological preferences of the Capercaillie *Tetrao urogallus* by means of the Habitat Suitability Index: a case study in the Augustów Forest. Pol. J. Ecol. 60 (4): 233-242.
- Dickens M. J., Delehanty D. J., Romero L. M. 2010. Stress: An inevitable component of animal translocation. Biol. Cons. 143: 1329-1341.

- Dziedzic R., Steliga L., Rzońca Z. 2008. Hodowla i restytucja głuszca w Lasach Państwowych. W: Ochrona kuraków leśnych. CILP, Warszawa. 101-111.
- Ewen J. G., Armstrong D. P., Parker K. A., Seddon P. J. 2012. Reintroduction Biology: Integrating Science and Management. Blackwell Publishing Ltd.
- Graf R. F., Bollmann K., Suter W., Bugmann H. 2005. The importance of spatial scale in habitat models: capercaillie in the Swiss Alps. *Landscape Ecol.* 20: 703-717.
- Grimm V., Storch I. 2000. Minimum viable population size of capercaillie *Tetrao urogallus*: results from a stochastic model. *Wildl. Biol.* 6 (4): 219-225.
- Hagemeijer W., Blair M. [red.]. 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Poyser, London.
- Håkansson J. 2007. Behavioral aspects of conservation breeding Red junglefowl (*Gallus gallus*) as a case study. Diss. No 1137. Linköping University, Sweden.
- IUCN. 2009. Guidelines for Re-introductions of Galliformes for Conservation Purposes. SSC Re-introduction Specialists Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: Word Pheasant Association.
- Kamieniarz R., Panek M. 2008. Zwierzęta łowne w Polsce na przełomie XX i XXI wieku. Stacja Badawcza OHZ PZŁ w Czempiniu.
- Klaus S., Bergmann H. H. 1994. Distribution, status and limiting factors of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Central Europe, particularly in Germany, including an evaluation of reintroductions. W: Restoration plans for some European galliformes: hazel grouse, capercaillie and black grouse. *Gibier Faune Sauvage* 11: 57-80.
- Krzywiński A., Kasperczyk B. 1998. Głuszczyki i cietrzew w hodowli zamkniętej. *Łowiec Polski* 6: 18-19.
- Krzywiński A., Keller M., Kobus A. 2011. Wśledlanie kuraków leśnych metodą „born to be free”. *Studia i Materiały CEPL, Rogów* 13, 2 (27): 241-251.
- Krzywiński A., Keller M., Kobus A. 2013. ‘Born to be free’ an innovatory method of restitution and protection of endangered and isolated grouse population (*Tetraonidae*). *Vogelwelt* 134 (1): 55-64.
- Krzywiński A., Kobus A. 2009. Doskonalenie półnaturalnego odchowu cietrzewi metodą „born to be free” i pierwsze obserwacje w zastosowaniu jej u głuszców. W: Bobek B., Mikoś J., Wasilewski R. [red.]. *Gospodarka łowiecka i ochrona populacji dzikich zwierząt na Pomorzu Gdańskim*. PTL, RDLP w Gdańsku. 349-365.
- Kurki S., Helle P., Linden H., Nikula A. 1997. Breeding success of black grouse and capercaillie in relation to mammalian predator densities on two spatial scales. *Oikos* 79: 301-310.
- Lindner U., Thieleman L. 2013. A pilot study for reintroduction of the Capercaillie *Tetrao urogallus* in the Lower Lusatia region – a first interim report. *Vogelwelt* 134: 83-90.
- Liukkonen-Anttila T., Saartoala R., Hissa R. 2000. Impact of hand-rearing on morphology and physiology of the capercaillie (*Tetrao urogallus*). *Comp. Biochem. and Physiol.* 125: 211-221.
- Mäkinen T., Pyörnilä A., Putaala A., Hissa R. 1997. Effects of captive rearing on Capercaillie *Tetrao urogallus* physiology and anatomy. *Wildl. Biol.* 3: 294.
- Marceström V., Kenward R., Engren E. 1988. The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. *J. Anim. Ecol.* 57: 859-872.
- Marshall K., Edward-Jones G. 1998. Reintroducing capercaillie (*Tetrao urogallus*) into southern Scotland: identification of minimum viable populations at potential release sites. *Biol. Conserv.* 7: 275-296.
- Merta D., Kobielski J., Krzywiński A., Rzońca Z. 2013. Preliminary results of the Capercaillie (*Tetrao urogallus*) recovery program in Bory Dolnośląskie Forest, south-western Poland. *Vogelwelt* 134: 65-74.
- Merta D., Kobielski J., Krzywiński A., Theuerkauf J., Gula R. 2015. Mother-assisted rearing (‘born to be free’ method) increases post-release survival and reduces the exploratory movements of young Capercaillies. *Eur. J. Wildl. Res.* 61 (2): 299-302.
- Nappee C. 2008. Le Grand Tetras (*Tetrao urogallus*) dans les Cevennes: histoire d’une reintroduction difficile. *Ornithos* 15: 282-293.
- Nasiadka P., Świtalska T. 2014. Ocena potencjalnych zasobów pokarmowych i osłon dla kuropatwy w miejscach ich reintrodukcji w warunkach rolnictwa ekstensywnego. *Sylwan* 158 (7): 539-552.
- Panek M. 1988. Study of introduction of aviary-reared partridges. Proc. of common partridge (*Perdix perdix*). Polish Hunting Association: 217-224.
- Parish D. M. B., Sotherton N. W. 2007. The fate of released captive-reared grey partridges *Perdix perdix*: implications for reintroduction programmes. *Wildl. Biol.* 13: 140-149.
- Putala A., Hissa R. 1995. Effects of hand-rearing on physiology and anatomy in the grey partridge. *Wildl. Biol.* 1: 27-31.
- Putala A., Hissa R. 1998. Breeding dispersal and demography of wild and hand-reared grey partridges *Perdix perdix* in Finland. *Wildl. Biol.* 4: 137-145.
- Robertson P. A. 1989. Survival of released pheasant *Phasianus colchicus* in Ireland. *Jour. of Zool.* 214: 683-695.
- Romanov A. N. 1988. Gluchar. Agropromizdat, Moskwa.
- Rzońca Z. 2011. Hodowla głuszców w Nadleśnictwie Wisła. Nadleśnictwo Wisła.
- Sage R. B., Putala A., Pradell-Ruiz V., Greenall T. L., Woodburn M. I. A., Draycott R. A. H. 2003. Incubation success of released hand reared pheasant (*Phasianus colchicus*) compared with wild ones. *Wildl. Biol.* 9: 179-184.

- Schroth K. E. 1991. Survival, movements and habitat selection of released Capercaillie in the north-east Black Forest in 1984-1989. *Ornis Scandinavica* 22: 249-254.
- Seiler Ch., Angelstam P., Bergmann H. H. 2000. Conservation Releases of captive reared Grouse in Europe. What do we know and what do we need? *Cahiers d'Ethologie* 20: 235-252.
- Siano R., Bairlein F., Exo K. M., Herzog S. A. 2006. Survival, causes of death and spacing of captive-reared Capercaillies (*Tetrao urogallus* L.) released in the Harz Mountains National Park. *Vogelwarte* 44: 145-158.
- Siano R., Herzog S. A., Exo K. M., Bairlein F. 2011. Nahrungswahl ausgewildelter Auerhühner (*Tetrao urogallus* L.) im Harz. *Vogelwarte* 49: 137-148.
- Siano R., Klaus S. 2013. Capercaillie *Tetrao urogallus* release projects in Germany after 1950 – a review. *Vogelwelt* 134: 3-18.
- Sirkkiä S., Helle P., Lindén H., Nikula A., Norrdahl K., Saurosa P., Valkeajärvi P. 2011. Persistence of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) lekking areas depends on forest cover and fine-grain fragmentation of boreal forest landscapes. *Ornis Fenn.* 88: 14-29.
- Sokos C. K., Birtsas P. K., Tsachalidis E. P. 2008. The aims of galliforms release and choice of techniques. *Wildl. Biol.* 14: 412-422.
- Starling A. 1991. Captive breeding and release. *Ornis Scand.* 22: 255-257.
- Storch I. 2002. On spatial resolution in habitat models: Can small-scale forest structure explain capercaillie numbers? <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art6>
- Storch I. [red.]. 2007. Grouse – Status Survey and Action Plan 2006-2010 IUCN. Gland Switzerland and Cambridge UK. and World Pheasant Association. Fordinbridge, UK.
- Strauss E., Sodeikat G. 2008. Reintroduction projects of black grouse (*Tetrao tetrix*) in Germany failed. Abstracts of 11th International Grouse Symposium. Whitehorse, Yukon Territory, Canada, 11-15 September 2008.
- Tomiałojć L. 1992. Obawy związane z rozmnażaniem dzikich zwierząt w niewoli jako metodą ochrony gatunków. KOP PAN, Warszawa.
- Unger C., Klaus S. 2008. A translocation study using capercaillie *Tetrao urogallus* from Central Russia. *Grouse News* 36: 16-20.
- Wagner E. 1987. Effect of inadequate predator control on the reintroduction of capercaillie. The 4th International Grouse Symposium. Lam, West Germany.
- Walker A. 2010. The reintroduction of black grouse to the Isle of Arran, Scotland. *Grouse News* 40: 13-16.
- Wolf C. M., Griffith B., Reed C., Temple S. A. 1996. Avian and mammalian translocations: update and reanalysis of 1987 survey data. *Cons. Biol.* 10: 1142-1154.
- Zawadzka D. 2014. Podręcznik najlepszych praktyk ochrony głąszca i cietrzewia. Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych, Warszawa.