

Mapowanie predyktywne – praktyczna metoda wyznaczania potencjalnych siedlisk dla wyspecjalizowanych gatunków leśnych

Michał Skierczyński, Krystyna Stachura-Skierczyńska, Paweł Strzeliński, Tomasz Tumiel, Dorota Zawadzka, Grzegorz Osojca-Krasiński

Abstrakt. Modelowanie przestrzenne zjawisk ekologicznych w ostatnich latach rozwija się w zawrotnym tempie, zarówno pod kątem technicznym (nowe metody i aplikacje) oraz stawianych pytań badawczych (różnicujących skalę przestrzenną badanych zjawisk). Praca skupia się na praktycznym wykorzystaniu modelowania przestrzennego rozmieszczenia populacji do wykrywania potencjalnych siedlisk gatunków. Do badań wybrano dwa rzadkie i wyspecjalizowane gatunki dzięciołów występujące na obszarze północno-wschodniej Polski. W modelu, opartym o algorytm MaxEnt, użyto 197 lokalizacji obu gatunków oraz 20 zmiennych opisujących siedliska leśne. Wyniki pozwoliły na zobrazowanie rozmieszczenia potencjalnych siedlisk obu gatunków na badanym obszarze, a także na ocenę ich obecnego stanu ochrony.

Słowa kluczowe: dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus*, dzięcioł biało-grzbiety *Dendrocopos leucotos*, wybiórczość siedliskowa, algorytm MaxEnt

Abstract. Predictive mapping – a practical method to identify potential habitats for specialized forest species. Recent years have brought rapid development of spatial modelling in ecology, both in terms of new methods and applications and raised research questions (differentiating spatial scale of investigated phenomena). In this paper, we focus on the practical application of population spatial distribution modelling for detection of potential habitats of species. Two rare and specialized species of woodpeckers inhabiting North-Eastern Poland were selected for the research. In our model, based on the MaxEnt algorithm, a total number of 197 occurrences for both species was used along with 20 variables describing forest habitats. The results allowed us to identify distribution of potential habitats for both species over study area and to assess their current state of protection.

Keywords: Three-toed Woodpecker, White-backed Woodpecker, habitat selection, MaxEnt algorithm

Wstęp

Różnorodność biologiczna lasów, w tym obecność wyspecjalizowanych gatunków, zależy na jest w dużej mierze od przejawów naturalnej dynamiki ekosystemu leśnego, takich jak np. obecność starodrzewu, występowanie martwego drewna, zróżnicowana struktura piętrowa i gatunkowa drzewostanu. Siedliska o takich cechach – tzw. „lasy naturalne” lub „zbliżone do naturalnych” – zajmują około 10% obszarów leśnych Europy. Jednocześnie przeciętnie 1-2% europejskich lasów podlega ochronie ścisłej, bez ingerencji człowieka (MCPFE 2007, dane dla Europy z pominięciem Rosji). Jest to za mało, by zagwarantować przetrwanie naturalnych

ekosystemów leśnych wraz z całym spektrum charakterystycznej dla nich różnorodności biologicznej. Dane literaturowe sugerują, że zmniejszenie się powierzchni dostępnych siedlisk poniżej wartości progowej (threshold value) wynoszącej 10-30% powierzchni rozpatrywanego obszaru może spowodować gwałtowny spadek liczebności populacji zależnych od nich gatunków (Hanski i Ovaskiainen 2000, Radford et al. 2005). W przypadku wielu wyspecjalizowanych gatunków leśnych proces ten już się rozpoczął (Siitonen 2001, Hanski i Walsh 2004).

W niniejszej pracy skupiliśmy się na dwóch gatunkach dzięciołów: trójpalczastym *Picoides tridactylus* – TtW (fot. 1) oraz białostrzybiwym *Dendrocopos leucotos* – WbW (fot. 2). Są to gatunki wyspecjalizowane, związane z lasami o cechach naturalnych, dla których pełnią funkcję bioindykatorów. Ich obecność jest wyznacznikiem wysokiej wartości biologicznej siedliska, zatem zidentyfikowanie ich potencjalnych siedlisk jest ważną i użyteczną wskazówką przy planowaniu sieci obszarów chronionych (Mikusiński et al. 2001, Virkkala 2006, Roberge et al. 2008).

Na obszarze północno-wschodniej Polski jedyne szczegółowe dane dotyczące wybiórczości siedliskowej obu gatunków pochodzą z obszaru Puszczy Białowieskiej (Wesołowski et al. 2005, Czeszczewik i Walankiewicz 2006, Czeszczewik 2009) oraz Puszczy Knyszyńskiej (Stachura-Skierczyńska et al. 2009). W związku z powyższym, za cele niniejszej pracy przyjęto: 1) ocenę głównych obszarów leśnych północno-wschodniej Polski, jako potencjalnych miejsc lęgowych obu gatunków dzięciołów, 2) ocenę znaczenia poszczególnych parametrów siedlisk dla występowania dzięciołów, oraz 3) ocenę adekwatności gospodarki leśnej, a także istniejących form ochrony przyrody w kontekście zachowania żywotnych populacji obu gatunków.

Teren badań

Badania objęły sześć zwartych kompleksów leśnych zlokalizowanych w północno-wschodniej Polsce (puszcze: Białowieska, Knyszyńska, Augustowska, Romincka, Borecka oraz Lasy Skalskie). Intensywna eksploatacja lasów, prowadzona od XIX w. doprowadziła do częściowej izolacji większych kompleksów leśnych, a także do zastąpienia większości lasów pierwotnych przez drzewostany o uproszczonej strukturze i składzie gatunkowym. Pomimo tych zmian, w lasach północno-wschodniej Polski wciąż zachowały się fragmenty siedlisk o wysokich walorach przyrodniczych, czego najlepszym przykładem jest Puszcza Białowieska ze ściśle chronionym obszarem Białowieskiego Parku Narodowego. Wszystkie badane obszary leśne włączone zostały do sieci Natura 2000.

Metody

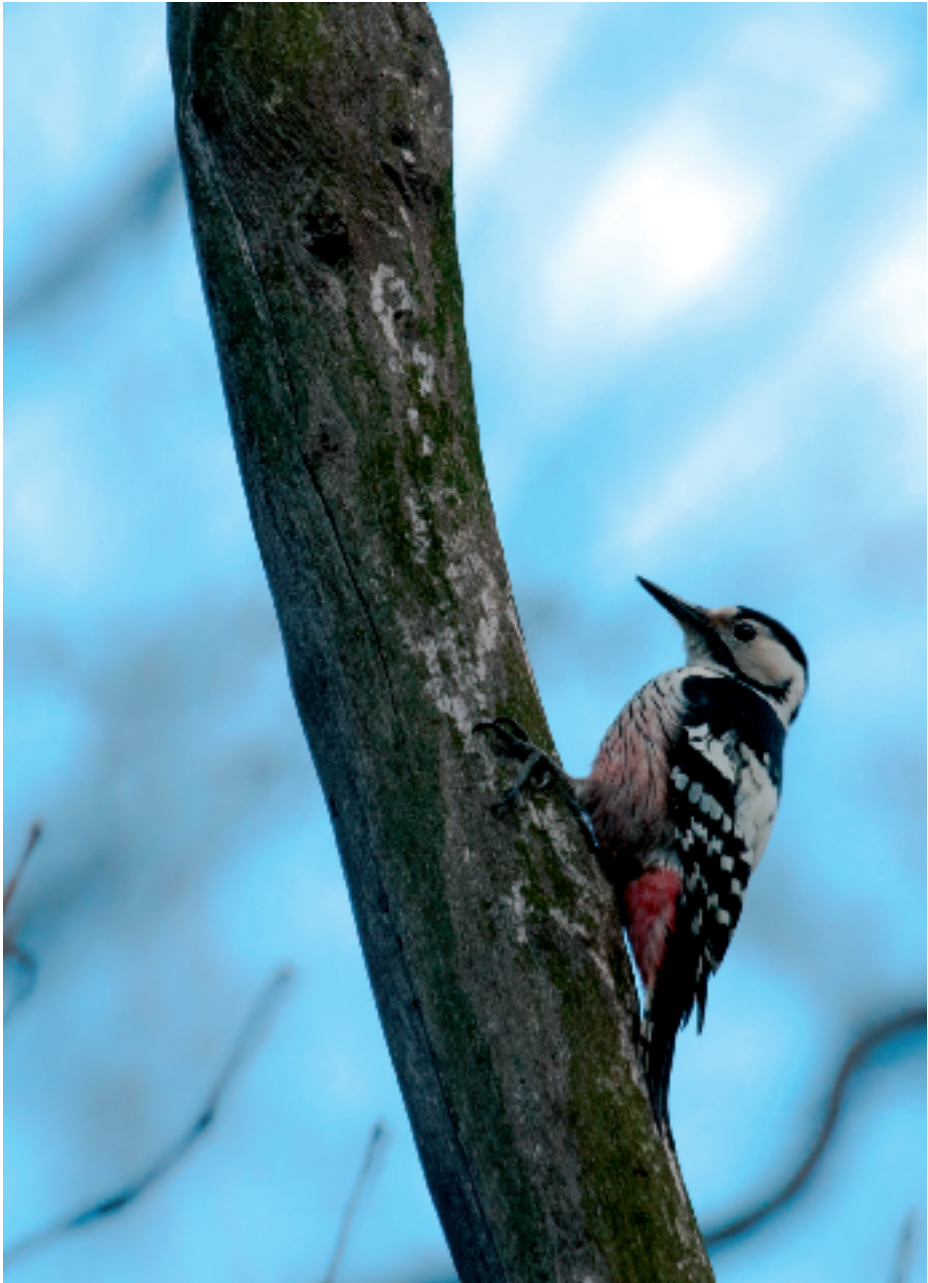
Lokalizacje dzięciołów oraz dane siedliskowe

Dane o rozmieszczeniu par lęgowych dzięciołów zebrano w latach 2005-2010 (2-3 kontrole w okresie kwiecień-maj) metodą inwentaryzacji, opartą o punktowe liczenia ptaków z zastosowaniem playbacku (3-5 minut stymulacji oraz 2 minuty nasłuchu). Punkty kontrolne oddalone były od siebie o co najmniej 500 m. Przypadkowe obserwacje ptaków, jak również inne ślady ich obecności (miejsca żerowania) były weryfikowane przy kolejnych kontrolach. Kategorię lęgowości ptaków określano według kryteriów Polskiego Atlasu Ornitologicznego (PAO 1986). Ogółem stwierdzono 115 lokalizacji TtW oraz 82 lokalizacji WbW.

Dane dotyczące drzewostanów (wiek, struktura, typ siedliskowy, udział gatunków lasotwórczych) uzyskano z bazy taksacyjnej Lasów Państwowych. Dla badanego obszaru wygenerowano siatkę kwadratów 500 x 500 m (25 ha), po czym dla każdego kwadratu obliczono udział procentowy dla poszczególnych zmiennych wchodzących w skład budowanego modelu (tab. 1). Dla każdej zmiennej utworzono oddzielną warstwę (grid) o rozdzielczości 25 ha.



Fot. 1. Dzięcioł trójpalczasty (fot. G. Zawadzki)
Photo 1. A Three-toed Woodpecker



Fot. 2. Dzięcioł białogrzbity (fot. G. Zawadzki)
Photo 2. A White-backed Woodpecker

Tab. 1. Leśne dane strukturalne oraz siedliskowe użyte w modelu
Table 1. Forest structural and habitat data used in the prediction model

Zmienna	Opis
og	Udział (%) drzewostanów w starszych klasach wieku (graniczne wartości wieku ustalane wg gatunku dominującego – patrz: Stachura-Skierczyńska 2007)
str1	Udział (%) drzewostanów o zróżnicowane strukturze: co najmniej 30 lat różnicy między wiekiem poszczególnych gatunków; średni wiek drzewostanu co najmniej 80 lat (Stachura-Skierczyńska 2007)
str3	Udział (%) drzewostanów ze starymi drzewami „weteranami” (co najmniej 20 lat starszymi niż w kryterium „og” – patrz: Stachura-Skierczyńska 2007)
spec j	Udział (%) głównych gatunków lasotwórczych: brz – brzoza, db – dąb, gb – grab, s – jesion, lp – lipa, md – modrzew, ol – olcha czarna, os – osika, so – sosna, sw – świerk
wd	Udział (%) typów siedliskowych lasu (TSL): Lw, Ol, OIj
wc	Udział (%) (TSL): Bb, Bw
wmc	Udział (%) (TSL): BMb, BMw
wmd	Udział (%) (TSL): LMw, LMb
dd	Udział (%) (TSL): Lśw
dc	Udział (%) (TSL): Bśw, Bs
dm	Udział (%) (TSL): BMśw, LMśw

Model

Ocena prawdopodobieństwa występowania dzięciołów została wykonana w oparciu o algorytm MaxEnt (Phillips et al. 2006), wykorzystujący proces tzw. machine learning, gdzie model prawdopodobieństwa rozmieszczenia badanego organizmu budowany jest na podstawie próbkowych danych o jego rzeczywistym występowaniu. Część lokalizacji rzeczywistych wprowadzanych do modelu tworzy tzw. zbiór uczący (training gain, tutaj 75% lokalizacji). Algorytm przypisuje do tych lokalizacji odpowiadające im zmienne siedliskowe, a następnie klasyfikuje pozostałą część badanego obszaru pod kątem podobieństwa układu zmiennych siedliskowych do zbioru uczącego. Obszary o zbliżonym układzie zmiennych są identyfikowane jako optymalne, gdyż cechują się podobnymi warunkami siedliska, jak rzeczywiste miejsca stwierdzenia gatunku. W zależności od podobieństwa siedlisk do układu optymalnego, każdej komórce gridu przypisywane jest prawdopodobieństwo (P) stwierdzenia gatunku (0 – 1 lub 0 – 100%). Im wyższa jest wartość P, tym bardziej odpowiedni układ siedlisk cechuje daną komórkę.

Pozostała część lokalizacji (tu: 25%) tworzy zbiór weryfikujący (test gain), za pomocą którego testowana jest poprawność przewidywań modelu. W niniejszej pracy, w celu zwiększenia dokładności predykcji, wykonano 10 replikacji (powtórnych losowań) z próby wyjściowej, za każdym razem losując inny zbiór uczący i weryfikujący. Ostateczny model predykcyjny został wygenerowany z uśrednionych wyników 10 modeli cząstkowych.

Z uwagi na fakt, iż zmienne siedliskowe są ze sobą często powiązane (autokorelacja przestrzenna), dla lepszej interpretacji tych związków skorzystano z zaimplementowanej w MaxEncie metody jackknife, bazując na modelu wyjściowym opisanym przez krzywą ROC (receiver operating characteristic) interpretowaną na podstawie wartości AUC (area under curve). Wartość AUC określa zdolności dyskryminujące modelu, czyli na ile poprawnie model jest

w stanie odróżnić obszar, w którym gatunek z określonym prawdopodobieństwem występuje, od obszaru, w którym go nie ma (Phillips et al. 2006). Dla losowego rozkładu tych zdarzeń wartość AUC wynosi 0,5 (brak zdolności dyskryminacyjnych modelu). $AUC \geq 0,75$ oznacza model potencjalnie użyteczny, natomiast $AUC \geq 0,9$ cechuje modele o bardzo dobrych zdolnościach dyskryminacyjnych.

Wyniki

U obu gatunków wartości AUC różniły się istotnie od losowych na poziomie $p < 0,001$ (TtW: $AUC = 0,926$, $SD = 0,028$; WbW: $AUC = 0,905$, $SD = 0,060$). Analiza jackknife wykazała, że na prawdopodobieństwo występowania obu gatunków największy wpływ miały zmienne: og, ol, sw i wd ($AUC > 0,8$; Ryc. 1.); dodatkowo dla TtW istotne były również: brz i wmd ($AUC > 0,75$; ryc. 1); dla WbW: str1 i str3 ($AUC > 0,75$; ryc. 1).

Na podstawie rozkładu częstości dla oszacowanego prawdopodobieństwa wystąpienia dzieciółów sklasyfikowano jako odpowiednie siedliska z a TtW i WbW.

Najwięcej odpowiednich siedlisk dla TtW zidentyfikowano w Puszczy Białowieskiej (25 700 ha, 36% powierzchni kompleksu) oraz Augustowskiej (16 250 ha, 13,5%) i Knyszyńskiej (10 525 ha, 8,5%). Dla WbW najwięcej odpowiednich siedlisk stwierdzono również w Puszczech Białowieskiej i Augustowskiej (27 700 ha, 39%; 9 375 ha, 7,7%), natomiast jako trzeci ważny obszar dla tego gatunku zidentyfikowano Puszcę Borecką (8 275 ha, 45,5%) (ryc. 2).

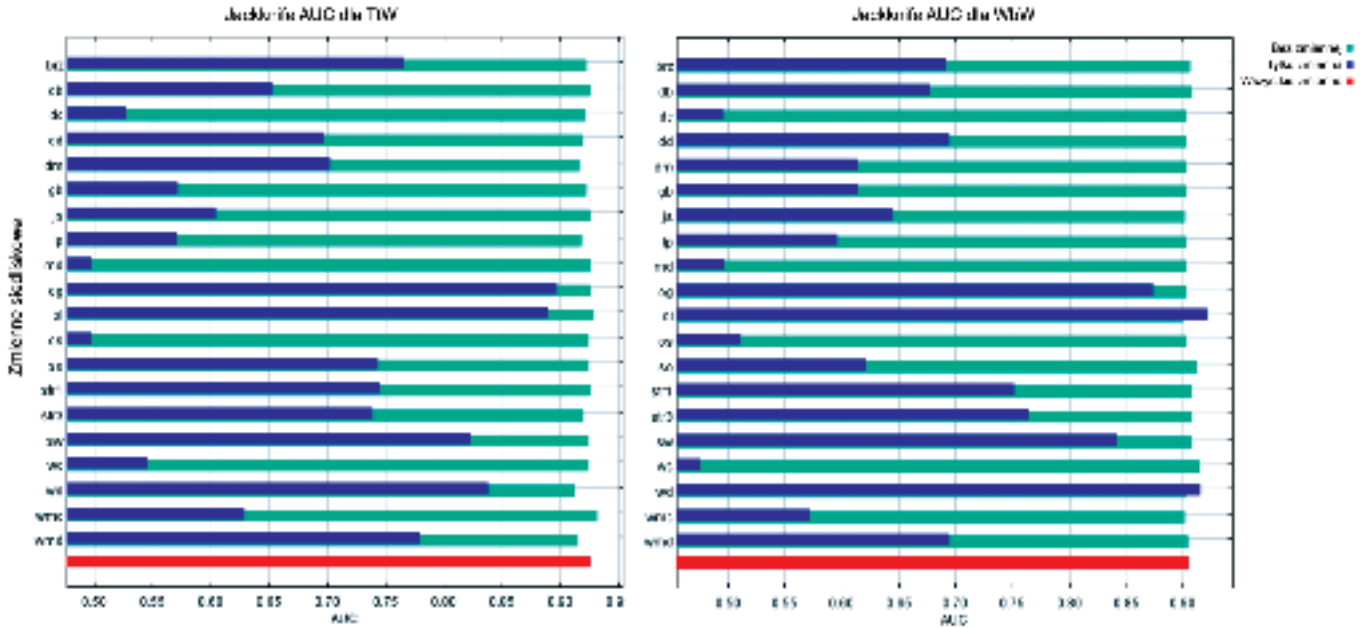
Stwierdzono, że najwięcej odpowiednich siedlisk dla obu gatunków łącznie znajduje się w Puszczy Białowieskiej, przy czym zaledwie 12% z nich posiada status ochronny (ryc. 3). W pozostałych ważnych dla dzieciółów kompleksach leśnych (puszcze Augustowska, Knyszyńska i Borecka) udział obszarów chronionych w całkowitej powierzchni siedlisk odpowiednich jest wyjątkowo niski i nie przekracza 3% (ryc. 3).

Dyskusja

Uzyskane wyniki wskazują, że oba gatunki dzieciółów preferują lasy naturalne oraz zbliżone do naturalnych z dużym udziałem starodrzewu, na wilgotnych siedliskach lasów i lasów mieszanых (lasy i bory bagienne, łęgi, olsy oraz żyzne grądy ze znaczącym udziałem świerka). Podobne preferencje stwierdzono we wcześniejszych badaniach (Wesołowski et al. 2005, Czeszczewik 2009, Stachura-Skierczyńska et al. 2009).

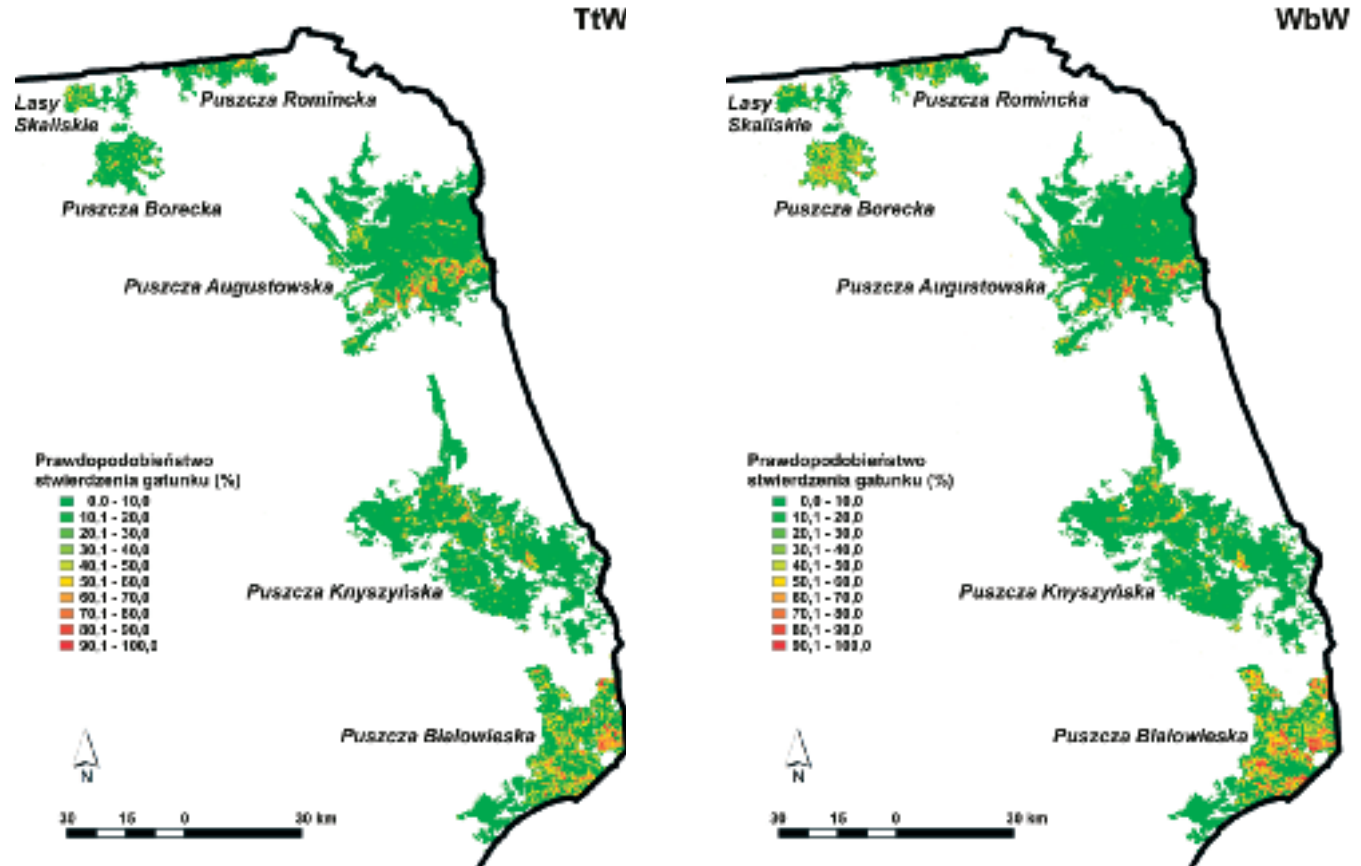
Obszarem stwarzającym najlepsze warunki dla występowania obu gatunków jest przede wszystkim Puszcza Białowieska. Jednakże równie wysoką proporcją siedlisk odpowiednich dla WbW cechuje się Puszcza Borecka. Inne potencjalnie istotne obszary to Puszcza Augustowska i Puszcza Knyszyńska, która okazała się ważną (i do niedawna niedocenianą) ostoją TtW. W porównaniu z Puszczą Białowieską, pozostałe obszary (zwłaszcza puszcze: Augustowska i Knyszyńska) zatraciły w dużej mierze pierwotny charakter, przez co odpowiednie siedliska dzieciółów występują w tych kompleksach jako pofragmentowane, często izolowane płaty. Sytuacja taka w dłuższej perspektywie może doprowadzić do zaniku wielu miejsc, w których oba gatunki dzieciółów potencjalnie mogłyby funkcjonować w przyszłości.

Wszystkie badane obszary leśne należą do sieci Natura 2000, jednakże bez względu na ich status, ochrona populacji wyspecjalizowanych gatunków dzieciółów i ich siedlisk ma charakter wirtualny (Wesołowski 2005). W przypadku leśnych obszarów Natura 2000 i zamieszkujących ich gatunków, ich ochrona zależy głównie od dość ogólnej koncepcji „zrównoważonej gospodarki leśnej” (sustainable forest management, SFM), traktowanej jako uniwersalne rozwiązanie korzystne dla wszystkich, w tym gwarantujące zachowanie „w dobrym stanie” ekosystemów leśnych i ich różnorodności biologicznej. W praktyce jednak okazuje się wielokrotnie, że zrównoważona gospodarka leśna dotyczy zagwarantowania „trwałości lasu” w sensie

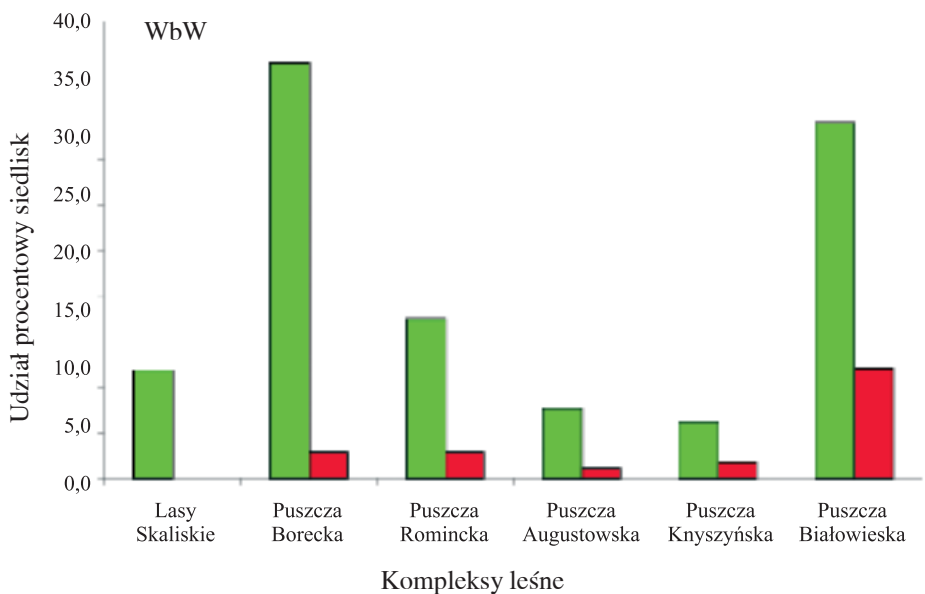
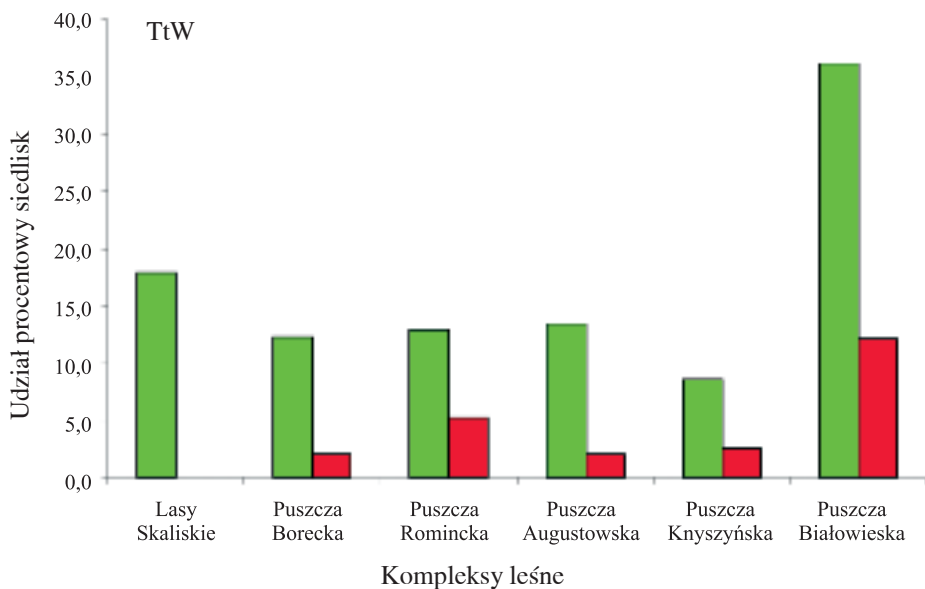


Ryc. 1. Wpływ poszczególnych zmiennych estymowanych metodą jackknife na predyktywny model występowania dzięcioła trójpalczastego (TtW) oraz dzięcioła białogrzbietego (WbW)

Fig. 1. Jackknife estimation of habitat variables' importance for Three-toed Woodpecker (TtW) and White-backed Woodpecker (WbW)



Ryc. 2. Mapa prawdopodobieństwa występowania dzięcioła trójpalczastego (TtW) oraz dzięcioła białogrzbietego (WbW) na badanym obszarze
 Fig. 2. A map of predicted probability of occurrence for Three-toed Woodpecker (TtW) and White-backed Woodpecker (WbW) within study area



Ryc. 3. Udział procentowy całkowitej powierzchni siedlisk odpowiednich (zielony) oraz siedlisk odpowiednich w obszarach chronionych (czerwony) dla dzięcioła trójpalczastego (TtW) oraz dzięcioła białogrzbietego (WbW)

Fig. 3. Share of protected areas (red) within the total area of suitable habitats (green) for Three-toed Woodpecker (TtW) and White-backed Woodpecker (WbW) in studied forests

trwałości drzewostanów, nie zaś naturalnych procesów kształtujących las jako ekosystem. Co więcej, takie procesy są często postrzegane jako zjawiska niekorzystne, zagrażające „trwałości lasu” i aktywnie zwalczane. W dłuższej perspektywie czasowej podważa to fundamentalne cele istnienia obszarów Natura 2000, gdyż źle pojmowane zabiegi „ochronne” zagrażają przetrwaniu populacji gatunków zależnych od naturalnej dynamiki lasów, takich jak TtW, WbW i wiele innych wymienionych w obu dyrektywach. Przykładem są systematyczne cięcia sanitarne (usuwanie obumierających i martwych świerków w celu zwalczania gradacji kornika druzkarza) stosowane rutynowo, jako element zrównoważonej gospodarki leśnej, zarówno w obszarach Natura 2000, jak i poza nimi. Wykazano, iż takie zabiegi wpływają na populacje wyspecjalizowanych gatunków dzięciołów, powodując spadek ich liczebności (Wesołowski et al. 2005, Czeszczewik i Walankiewicz 2006).

Kompromis oparty na łączeniu wiedzy z dziedziny ekologii z praktyką leśną, jest kluczowym czynnikiem warunkującym wielowymiarowe funkcjonowanie ekosystemów leśnych, gdzie żywotne populacje wielu gatunków są w stanie się rozwijać przy równoczesnym zachowaniu rentowności gospodarki leśnej. Priorytetem powinno być zidentyfikowanie obszarów kluczowych, skupiających najliczniejsze i najbardziej żywotne populacje rzadkich gatunków wyspecjalizowanych, zarazem stanowiących rezerwuary różnorodności biologicznej i ostoje, gdzie bez przeszkód mogą rozwijać się naturalne procesy kształtujące ekosystem. Istotnym warunkiem jest wyłączenie odpowiednio dużych obszarów kluczowych z użytkowania gospodarczego (dotyczy to również cięć przygodnych i sanitarnych). Doświadczenia z niektórych obszarów leśnych Polski wskazują, że takie wyłączenia są możliwe do zrealizowania (np. w ramach wymaganych przez system certyfikacji FSC ekosystemów reprezentatywnych lub funkcjonujących w niektórych regionalnych dystryktach Lasów Państwowych ostoi ksylobiontów). Obszary te powinny być otoczone strefami o ograniczonej intensywności użytkowania, pełniącymi rolę buforów i korytarzy ekologicznych, gdzie wyspecjalizowane gatunki mogą funkcjonować w stosunkowo małych zagęszczeniach i migrować między obszarami kluczowymi. W strefach buforowych powinno się kształtować zróżnicowaną strukturę drzewostanu poprzez wykluczenie zrębów zupełnych na rzecz rębni złożonych oraz pozostawianie w lesie drzew martwych i zamierających.

Przedstawiony w niniejszej pracy model oceniający przydatność siedlisk dla wyspecjalizowanych gatunków dzięciołów stanowi skuteczne narzędzie identyfikowania miejsc priorytetowych dla ochrony przyrody leśnej, zwłaszcza w kontekście prawidłowego zarządzania obszarami Natura 2000. Stosując predyktywne modele siedliskowe dla odpowiednio dobranych gatunków wskaźnikowych można obiektywnie oszacować wartość biologiczną konkretnych obszarów, co jest pierwszym i niezbędnym etapem na drodze wypracowywania wspólnych strategii racjonalnego zagospodarowania i ochrony lasów.

Podziękowania

Dziękujemy Łukaszowi Mazurkowi i Tomaszowi Jezierzukowi (Puszcza Białowieska) oraz Andrzejowi Sulejowi (Puszcza Borecka) za udostępnienie własnych danych dotyczących lokalizacji dzięciołów na potrzeby niniejszej pracy.

Literatura

- Czeszczewik D. 2009. *Marginal differences between random plots and plots used by foraging White-backed Woodpeckers demonstrate supreme primeval quality of the Białowieża National Park, Poland*. Ornithologica Fennica 86: 30-37.
- Czeszczewik D., Walankiewicz W. 2006. *Logging affects the white backed woodpecker Dendrocopos leucotos distribution in the Białowieża Forest*. Annales Zoologici Fennici 43: 221-227.
- Hanski I., Ovaskainen O. 2000. *The metapopulation capacity of a fragmented landscape*. Nature 404, 755-758.
- Hanski I., Walsh M. 2004. *How Much, How To? Practical Tools for Forest Conservation*. BirdLife European

- Forest Task Force, p. 50. (http://www.birdlife.org/action/change/europe/forest_task_force/forest_conservation.pdf)
- Mikusiński G., Gromadzki M., Chylarecki P. 2001. *Woodpeckers as indicators of forest bird diversity*. Conservation Biology 15: 208-217.
- MCPFE 2007. *State Of Europe's Forests 2007*. The MCPFE report on sustainable forest management in Europe. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Liaison Unit, Warszawa.
- PAO 1986. *Polski Atlas Ornitologiczny*. Instrukcja zapisu obserwacji i wypełniania formularzy atlasowych. Komunikat 2.
- Phillips S.J., Ierson R.P., Schapire R.E. 2006. *Maximum entropy modeling of species geographic distributions*. Ecological Modelling 190: 231-259.
- Radford J.Q., Bennett A.F., Cheers G.J. 2005. *Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds*. Biological Conservation 124, 317-337.
- Roberge J.-M., Angelstam P., Villard M.-A. 2008. *Specialised woodpeckers i naturalness in hemiboreal forests – deriving quantitative targets for conservation planning*. Biological Conservation 14: 997-1012.
- Siitonen, J. 2001. *Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example*. Ecological Bulletins 49: 11-41.
- Stachura-Skierczyńska K. 2007. *Ocena wartości biologicznej lasów w Polsce – wstępne rezultaty projektu*. Stud. i Mat. CEPL, Rogów, 9, z. 3 (16): 346-355.
- Stachura-Skierczyńska K., Tumiel T., Skierczyński M. 2009. *Habitat prediction model for three-toed woodpecker i its implications for the conservation of biologically valuable forests*. Forest Ecology and Management 258: 697-703.
- Virkkala R. 2006. *Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems*. Annales Zoologici Fennici 43: 82-85.
- Wesołowski T. 2005. *Virtual Conservation: How the European Union is turning a blind eye to its vanishing primeval forests*. Conservation Biology 19: 1349-1358.
- Wesołowski T., Czeszczewik D., Rowiński P. 2005. *Effects of forest management on Three-toed woodpecker Picoides tridactylus distribution in the Białowieża Forest (E Poland): conservation implications*. Acta Ornithologica 40: 53-60.

Michał Skierczyński

Uniwersytet im. Adama Mickiewicza
Wydział Biologii, Instytut Biologii Środowiska
Zakład Ekologii Behavioralnej
michskie@amu.edu.pl

Krzyszyna Stachura-Skierczyńska

Uniwersytet im. Adama Mickiewicza
Wydział Biologii, Instytut Biologii Środowiska
Zakład Biologii i Ekologii Ptaków

Paweł Strzeliński

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Wydział Leśny, Katedra Urządzania Lasu

Tomasz Tumiel

Opiekun Ostoi (IBA) Puszcza Knyszyńska

Dorota Zawadzka

Uniwersytet Łódzki
Instytut Nauk Leśnych

Grzegorz Osojca-Kraśniński

Biuro Ekspertyz Przyrodniczo-Leśnych