

**Czynniki wpływające  
na występowanie ptaków lęgowych  
w krajobrazie rolniczym południowej Polski**

Factors affecting the occurrence  
of breeding bird species in the agricultural landscape  
of southern Poland

Stanisław Tworek



Kraków 2010



*STUDIA NATURAE* jest seryjnym wydawnictwem Instytutu Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk w Krakowie, ukazującym się od 1967 roku. Jego celem jest publikowanie oryginalnych prac, których problematyka wiąże się z ekologicznymi podstawami ochrony przyrody, stanem zagrożenia świata roślin, zwierząt i przyrody nieożywionej oraz możliwością ich aktualnego zabezpieczenia, zwłaszcza w formie ochrony rezerwatowej; zamieszczane są również prace stanowiące dokumentację istniejących i proponowanych przedmiotów ochrony. Każdy zeszyt *Studia Naturae* poświęcony jest jednemu problemowi i zawiera jedną lub kilka prac; często są to wyniki badań zespołowych. Dawniej pismo składało się z dwóch serii: seria A zawierała prace naukowe, seria B – prace popularnonaukowe. W 1993 roku zrezygnowano wydawania serii B. Pismo kontynuuje linię programową serii A, zachowując jej numerację. Prace wydawane są w języku polskim ze streszczeniem w języku angielskim lub w języku angielskim ze streszczeniem polskim.

*STUDIA NATURAE* is the serial publication of the Institute of Nature Conservation of the Polish Academy of Sciences in Kraków, coming out since 1967. Its main purpose is the dissemination of original papers dealing mainly with ecological foundations of nature conservation, analysis of threats to flora, fauna and inanimate nature, and of the state of their conservation. There are also published documentation works on the existing and proposed objects of protection in Poland. Each fascicle of *STUDIA NATURAE*, deals with one problem and it includes one, or several papers, which often describes results of team-research. Formerly the publication had two series: series A handled scientific papers, while series B, popular–scientific ones. In 1993 editing of series B was stopped. The publication has kept the character of series A and its numeration. Papers are published in Polish with English summary, or in English with Polish summary.

**Instytut Ochrony Przyrody PAN**

# STUDIA NATURAE 58

**Czynniki wpływające  
na występowanie ptaków lęgowych  
w krajobrazie rolniczym południowej Polski**

Factors affecting the occurrence  
of breeding bird species in the agricultural landscape  
of southern Poland

**Stanisław Tworek**



Kraków 2010

<http://rcin.org.pl>

Redaktor naczelny – Editor in Chief  
Henryk OKARMA

Zespół redakcyjny – Associate editors  
Małgorzata GONERA, Róża KAŻMIERCZAKOWA,  
Agata SKOCZYLAS (sekretarz – secretary)

Rada Redakcyjna – Editorial Board

Zygmunt DENISIUK – Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków  
Barbara KAWECKA – Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków  
Adam ŁOMNICKI – Instytut Nauk o Środowisku UJ, Kraków  
Tadeusz NIEDŹWIEDŹ – Wydział Nauk o Ziemi UŚ, Sosnowiec  
Elżbieta PANCER-KOTEJOWA – Wydział Leśny UR, Kraków  
Stefan SKIBA – Instytut Geografii UJ, Kraków

Adres Redakcji: al. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków, tel. 12 37 03 549  
e-mail: skoczylas@iop.krakow.pl

Recenzent:  
dr hab. Krzysztof Kujawa

Opracowanie okładki: Andrzej Kalemba

Fotografia na okładce: Stanisław Tworek

Copyright by Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków 2010

ISSN 0081-6760

Druk:  
Drukarnia Pijarów  
ul. Dzielskiego 1, 31-465 Kraków

nakład 200 egz.

<http://rcin.org.pl>



## Spis treści

1.	WSTĘP .....	9
2.	TEREN BADAŃ I WYBÓR POWIERZCHNI BADAWCZYCH .....	16
3.	METODY .....	21
	3.1. Ocena występowania ptaków .....	21
	3.2. Charakterystyka powierzchni badawczych .....	22
	3.3. Gromadzenie danych i analizy statystyczne .....	27
4.	WYNIKI .....	31
	4.1. Powierzchnie badawcze .....	31
	4.2. Awifauna lęgowa .....	34
	4.2.1. Rozpowszechnienie gatunków .....	34
	4.2.2. Zróżnicowanie liczby gatunków w przedziałach odległości liczeń .....	42
	4.3. Występowanie gatunków a zmienne ilościowe .....	44
	4.4. Występowanie gatunków a zmienne jakościowe .....	57
	4.5. Występowanie gatunków a struktura siedlisk .....	62
	4.6. Modele wieloczynnikowe występowania ptaków .....	76
5.	DYSKUSJA .....	91
	5.1. Specyfika terenów rolniczych Małopolski i ich awifauny .....	91
	5.2. Kontekst siedliskowy występowania gatunków .....	95
	5.2.1. Uprawy .....	95
	5.2.2. Ugory, odłogi i nieużytki .....	98
	5.2.3. Łąki i pastwiska .....	100
	5.2.4. Roślinność .....	102
	5.2.5. Znaczenie struktury siedlisk i roślinności .....	107
	5.3. Kontekst krajobrazowy występowania gatunków .....	108
	5.3.1. Odległość od terenów zabudowanych .....	108
	5.3.2. Odległość od obszarów leśnych .....	110
	5.3.3. Odległość od wody .....	113
	5.3.4. Linie elektroenergetyczne .....	114
	5.3.5. Znaczenie struktury krajobrazu .....	117
	5.4. Kontekst biogeograficzny występowania gatunków .....	119
	5.5. Występowanie gatunków a kontekst zarządzania .....	123
	5.5.1. Rozdrobnienie pól .....	123
	5.5.2. Intensywność gospodarowania .....	126
	5.5.3. Zaprzestanie prowadzenia gospodarki rolnej .....	130
	5.5.4. Jak gospodarować nie szkodząc awifaunie? .....	132
	5.6. Zastosowanie metody punktowej liczeń ptaków w krajobrazie rolniczym .....	133
	5.7. Ochrona awifauny terenów rolniczych .....	138
	5.7.1. Potrzeba ochrony .....	138
	5.7.2. Propozycje działań zwiększających skuteczność ochrony .....	140
	5.7.3. Programy rolnośrodowiskowe .....	143
6.	PODSUMOWANIE I WNIOSKI .....	146
	SUMMARY .....	151
	LITERATURA .....	159

# Contents

1.	INTRODUCTION .....	9
2.	STUDY AREA AND SELECTION OF STUDY PLOTS .....	16
3.	METHODS .....	21
	3.1. Assessment of the occurrence of birds .....	21
	3.2. Characteristics of study plots .....	22
	3.3. Collection of data and statistical analyses .....	27
4.	RESULTS .....	31
	4.1. Study plots .....	31
	4.2. Breeding avifauna .....	34
	4.2.1. Occupancy of bird species .....	34
	4.2.2. Diversity of the numbers of bird species according to counting band .....	42
	4.3. Occurrence of birds in relation to quantitative variables .....	44
	4.4. Occurrence of birds in relation to qualitative variables .....	57
	4.5. Occurrence of birds in relation to structure of habitats .....	62
	4.6. Multi-factorial models of birds' occurrence .....	76
5.	DISCUSSION .....	91
	5.1. Specificity of farmland in the Małopolska region and its avifauna .....	91
	5.2. Habitat context of the occurrence of species .....	95
	5.2.1. Crops .....	95
	5.2.2. Fallow lands and wastelands .....	98
	5.2.3. Meadows and pastures .....	100
	5.2.4. Vegetation .....	102
	5.2.5. Significance of habitat and vegetation structure .....	107
	5.3. Landscape context of the occurrence of species .....	108
	5.3.1. Distance from built-up areas .....	108
	5.3.2. Distance from forest areas .....	110
	5.3.3. Distance from water .....	113
	5.3.4. Power lines .....	114
	5.3.5. Significance of landscape structure .....	117
	5.4. Biogeographical context of the occurrence of species .....	119
	5.5. Occurrence of species in relation to management .....	123
	5.5.1. Fragmentation of cultivated fields .....	123
	5.5.2. Intensity of farming practices .....	126
	5.5.3. Abandonment of farming .....	130
	5.5.4. How to carry on farm operation without harming avifauna? .....	132
	5.6. Applying the point count methods in agricultural landscape .....	133
	5.7. Protecting the avifauna of farmlands .....	138
	5.7.1. Need for protection .....	138
	5.7.2. Proposed measures enhancing the effectiveness of protection .....	140
	5.7.3. Agri-environmental schemes .....	143
6.	CONCLUSIONS .....	146
	SUMMARY .....	151
	LITERATURE .....	159

**Abstrakt:** Analizowano wpływ cech siedliska, krajobrazu i gospodarowania na występowanie ptaków lęgowych na terenach rolniczych południowej Polski. Badania prowadzono w latach 2003–2004. Testowano hipotezę, że czynniki warunkujące obecność ptaków w konkretnym płacie siedliska oddziałują na poszczególne gatunki w odmienny sposób. Do liczenia ptaków wykorzystywano metodę punktową. W pracy wykazano, że może być ona częściej stosowana w badaniach awifauny terenów rolniczych, szczególnie jeśli badania są ukierunkowane na wyliczenie wskaźnika rozpowszechnienia gatunków. Zebrano dane z 383 powierzchni badawczych. Optymalnym przedziałem liczeń ptaków metodą punktową w warunkach zróżnicowanego krajobrazu rolniczego Małopolski była odległość do 100 metrów od obserwatora. W takim przedziale odległości stwierdzono występowanie 59 lęgowych gatunków ptaków. Rozdrobnienie gospodarstw i użytków rolnych w Małopolsce spowodowało, że intensywnie gospodarowane grunty rolne często sąsiadowały z terenami o innych sposobach użytkowania i z elementami nieużytkowanymi rolniczo tworząc wybitnie mozaikowy typ krajobrazu, który utrzymywał bogatą i różnorodną awifaunę. Gatunkiem o najwyższym rozpowszechnieniu był skowronek *Alauda arvensis* (82%), a następnie w kolejności: pliszka żółta *Motacilla flava* (50%), cierniówka *Sylvia communis* (49%), trznadel *Emberiza citrinella* (41%), gąsiorek *Lanius collurio* (39%), pokląskwa *Saxicola rubetra* (34%) i potrzęszc *Miliaria calandra* (34%). Największe bogactwo gatunkowe awifauny związane było z terenami, na których dominował ekstensywny typ gospodarowania, z obecnością chwastów w uprawach, przy prowadzeniu umiarkowanego koszenia lub wypasu na użytkach zielonych, dużym zróżnicowaniu wysokości roślinności, a także obecności elementów nieużytkowanych rolniczo.

Szukając czynników odpowiedzialnych za występowanie ptaków najpierw wykonano analizy pojedynczych zmiennych o potencjalnym znaczeniu (testy Manna-Whitneya – MW). Następnie, przy pomocy uogólnionego modelu liniowego (GLZ) zbudowano modele pozwalające określić równocześnie wpływ wszystkich zmiennych. Analizy wykonano dla 19 najliczniej występujących gatunków stosując przedział ufności  $\alpha = 0,05$ . Wysokość nad poziom morza miała istotny wpływ na występowanie 14 gatunków w MW (4 dodatni i 10 ujemny) oraz 9 gatunków w GLZ (4 dodatni i 5 ujemny). Odległość od terenów zabudowanych miała istotny wpływ na występowanie 9 gatunków w MW (6 dodatni i 3 ujemny) oraz 4 gatunków w GLZ (3 dodatni i 1 ujemny). Odległość od lasu mniejszego niż 10 ha miała istotny wpływ na występowanie 6 gatunków w MW (4 dodatni i 2 ujemny) oraz 2 gatunków w GLZ (dodatni). Odległość od lasu większego niż 10 ha miała istotny wpływ na występowanie 8 gatunków w MW (5 dodatni i 3 ujemny) oraz 5 gatunków w GLZ (2 dodatni i 3 ujemny). Odległość od wody miała istotny wpływ na występowanie 9 gatunków w MW (1 dodatni i 8 ujemny) oraz 6 gatunków w GLZ (1 dodatni i 5 ujemny). Zmienność wysokości roślinności miała istotny wpływ na występowanie 9 gatunków w MW (5 dodatni i 4 ujemny) oraz 5 gatunków w GLZ (1 dodatni i 4 ujemny). Mozaikowość siedlisk miała istotny wpływ na występowanie 8 gatunków w MW (7 dodatni i 1 ujemny) i również 8 gatunków w GLZ (wszystkich dodatni). Zwarcie roślinności zielonej miało istotny wpływ na występowanie 5 gatunków w MW (4 dodatni i 1 ujemny) oraz 3 gatunków w GLZ (2 dodatni i 1 ujemny).

Rozpowszechnienie gatunków było także zależne od zmiennych o charakterze jakościowym określających sposób gospodarowania rolniczego, obecność linii elektroenergetycznych lub ich brak, obecność zadrzewień i strukturę ich rozmieszczenia oraz krainę geograficzną, w której położona była powierzchnia badawcza (testy chi-kwadrat Pearsona). Te czynniki również miały dla jednych gatunków stymulujący wpływ na występowanie, a dla innych – limitujący



(GLZ). Istotność wpływu krainy geograficznej na rozpowszechnienie gatunków oznacza, że już na poziomie niższym od regionu mogą ujawnić się istotne różnice wpływu analizowanych czynników na awifaunę. Gatunki ptaków miały także różne preferencje co do udziału ozimin, zbóż jarych, okopowych, rzepaku, kukurydzy, łąk/pastwisk, szuwarów oraz ugorów/odłogów/nieużytków w miejscu występowania. Jednak czynnikiem najbardziej różnicującym gatunki pod względem preferencji siedliskowych był udział zadrzewień i zakrzaczeń. Gatunkami częściej występującymi na terenach rolniczych z wysokim udziałem zadrzewień były: makolągwa *Carduelis cannabina*, trznadel, gąsiorek, srokosz *Lanius excubitor*, mazurek *Passer montanus*, cierniówka i łożówka *Acrocephalus palustris*. Odwrotną tendencję wykazywały natomiast: skowronek, pliszka żółta, czajka *Vanellus vanellus*, kuropatwa *Perdix perdix* i przepiórka *Coturnix coturnix*.

Dla ochrony ptaków i utrzymywania różnorodności awifauny w krajobrazie rolniczym zaproponowano zmiany legislacyjne zachęcające rolników do ekstensywnego gospodarowania: wprowadzenie dopłat na utrzymywanie przez rolników elementów niezwiązanych z funkcjami produkcyjnymi, stopniowe zwiększanie dotacji na program rolnośrodowiskowy i obejmowanie nim coraz większej liczby gospodarstw, dopuszczenie możliwości wprowadzania bieżących zmian w pakietach rolnośrodowiskowych, a także ich geograficznego zróżnicowania na podstawie wyników badań naukowych oraz objęcie bezpośrednią ochroną obszarów rolniczych o wysokich walorach przyrodniczych. Badania wskazały, że nie istnieje jeden idealny sposób zarządzania krajobrazem rolniczym. Wypracowanie takich zaleceń dla ochrony ptaków w krajobrazie rolniczym, które z jednej strony sprzyjałyby różnorodności awifauny, a z drugiej nie ograniczały przestrzeni życiowej gatunków typowych dla otwartych terenów rolniczych, staje się więc dużym wyzwaniem i strategicznym celem w zarządzaniu. Chociaż z badań wynika, że należy utrzymywać różnorodność upraw, mozaikowość krajobrazu i heterogeniczność siedlisk poprzez utrzymywanie elementów nieużytkowanych rolniczo, to jednak dla zachowania awifauny krajobrazu rolniczego ważniejsza jest ciągłość gospodarowania rolniczego w dłuższym okresie. Brak gospodarowania i zarastanie rozległych odłogów powoduje utratę siedlisk lęgowych dla ptaków krajobrazu rolniczego.

**Słowa kluczowe:** krajobraz rolniczy, metoda punktowa liczeń ptaków, struktura siedlisk, typ gospodarowania, rozpowszechnienie ptaków, uogólniony model liniowy, ochrona ptaków, program rolnośrodowiskowy, mozaikowość krajobrazu, specyfika regionalna.

**Abstract:** The impact of the features of habitat and landscape and of farmland use upon the occurrence of breeding birds in the agricultural lands of southern Poland was analysed. The field studies were carried out in the years 2003-2004. A hypothesis stating, that the factors determining the presence or absence of birds in a specific patch of habitat affect individual species differently, was tested. The birds were censused using the point count method. This study has shown that this method may be used more often in the studies of avifauna in cultivated lands, particularly if the aim is to calculate the bird occupancy index. Data from 383 study plots were collected. In view of the heterogeneity of agricultural landscape in the Małopolska region, the optimum count radius seemed to be 100 m from the observer. Within this radius, the occurrence of 59 breeding species was found. The fragmentation of farms and cultivated land in Małopolska, has often resulted in pieces of farmland under intensive cultivation bordering areas under different land use or non-agricultural land, thereby creating a mosaic landscape, supporting a rich and diverse avifauna. The species with the highest occupancy was Eurasian Skylark *Alauda arvensis* (82%), followed in descending order by: Yellow Wagtail *Motacilla flava* (50%), Common Whitethroat *Sylvia communis* (49%), Yellowhammer *Emberiza citrinella* (41%), Red-backed Shrike *Lanius collurio* (39%), Whinchat *Saxicola rubetra* (34%), and Corn Bunting *Emberiza calandra* (34%). The greatest richness in terms of the numbers of bird species was coupled with areas of extensive farming, the presence of weeds in crops, with moderate cutting or grazing on grasslands, great diversity of plant heights, as well as with habitat patches used for non-farming purposes.

In looking for factors responsible for the occurrence of birds, potentially significant individual variables were studied (Mann-Whitney tests – MW). Then, using the generalized linear model technique (GLZ), models were developed that allowed for the simultaneous determination of the effect of all variables. The analyses were conducted for 19 most frequently occurring species at the confidence interval  $\alpha = 0.05$ . Elevation above sea level had a significant effect on the occurrence of 14 species in MW (positive in 4 and negative in 10 species) and 9 species in GLZ (positive in 4 and negative in 5 species). Distance from the nearest built-up area had a significant effect on the occurrence of 9 species in MW (positive in 6 and negative in 3 species) and 4 species in GLZ (positive in 3 and negative in 1 species). Distance from the nearest forest less than 10 hectares had a significant effect on the occurrence of 6 species in MW (positive in 4 and negative in 2 species), and 2 species in GLZ (positive). Distance from the nearest forest larger than 10 hectares also had a significant effect on the occurrence of 8 species in MW (positive in 5 and negative in 3 species), and 5 species in GLZ (positive in 2 and negative in 3 species). Distance from water bodies had a significant impact on the occurrence of 9 species in MW (positive in 1 and negative in 8 species), and 6 species in GLZ (positive in 1 and negative in 5 species). Variability in the plants heights had a significant effect on the occurrence of 9 species in MW (positive in 5 and negative in 4 species), and 5 species in GLZ (positive in 1 and negative in 4 species). Habitat fragmentation had a significant effect on the occurrence of 8 species in MW (positive in 7 and negative in 1 species), and also on 8 species in GLZ (all of them positive). Density of herbaceous vegetation had a significant impact on the occurrence of 5 species in MW (positive in 4 and negative in 1 species), and 3 species in GLZ (positive in 2 and negative in 1 species).

Species occupancy was also dependent on qualitative variables, such as types of crops and other farmland use, presence or absence of power lines, presence of trees and their distribution pattern, and on the geographical region where a given study plot was situated (the Pearson's

chi-square test). These factors also had positive effect on the occurrence of some species and a negative one on other species (GLZ). The significant effect of the situation in a minor geographical unit on a wide distribution of species means that even at the level lower than a geographical region, significant differences in the impact of the analysed factor can appear. Bird species also had different preferences regarding the proportions of winter crops, spring cereals, root and bulb crops, rape, maize, meadows/pastures, and rushes as well as of fallow lands/wastelands in the inhabited area. However, the greatest differences in habitat preferences were related to the proportion of trees and shrubs. The species occurring most often in farmlands with a high proportion of trees and shrubs included: Eurasian Linnet *Carduelis cannabina*, Yellowhammer, Red-backed Shrike, Great Grey Shrike *Lanius excubitor*, Tree Sparrow *Passer montanus*, Common Whitethroat and Marsh Warbler *Acrocephalus palustris*. An opposite tendency, however, was shown by the Eurasian Skylark, Yellow Wagtail, Northern Lapwing *Vanellus vanellus*, Grey Partridge *Perdix perdix* and Common Quail *Coturnix coturnix*.

To protect birds and maintain the diversity of avifauna in an agricultural landscape, extensive farming should be promoted. There were proposed legislative changes and governmental strategies aiming to encourage farmers to use this type of land management. They include the introduction of payments to farmers for maintaining farmland patches not associated with agricultural production, increase of subsidies for the agri-environmental programme and the progressive increase of the number of farms covered by the scheme, thereby allowing ongoing changes in agri-environmental packages and their geographical diversification based on the outcome of scientific studies, as well as directly protecting areas of high nature value. The studies show that there is no single ideal pattern for management of agricultural areas. It is a real challenge and a strategic management objective to formulate such recommendations for farmland birds protection, which would support the diversity of avifauna and yet not restrict living space for species typical of open cultivated lands. Although the studies indicate that the diversity of crops, the mosaic nature of the landscape and the heterogeneity of habitats, should be maintained through the conservation of habitat patches not used for farming purposes, the continuation of agricultural use is more important for maintaining the farmland avifauna. The abandonment of farming practices and resulting scrub and tree invasion on vast areas of fallow land result in the loss of breeding habitats for the birds typical of agricultural landscape.

**Key words:** agricultural landscape, point counts of birds, structure of habitats, type of management, bird occupancy, generalized linear model, bird protection, agri-environmental schemes, mosaic landscape, regional specificity.



## 1. WSTĘP

Sięgająca neolitu historia rolnictwa w Europie liczy już ponad 6 tysięcy lat. W tym czasie część gatunków zwierząt przystosowała się do życia na terenach, których podstawową funkcją jest produkcja żywności i przetrwała tam do dziś (Krebs i in. 1999). Obecnie tereny rolnicze zajmują blisko połowę powierzchni kontynentu europejskiego, przy czym ich udział różni się w poszczególnych krajach (por. <http://www.fao.org>). Tereny te podlegają intensywnej antropopresji (Haslem i Bennett 2008a), a zmiany, które nieustannie zachodzą w krajobrazach rolniczych, mają wpływ nie tylko na organizmy zamieszkujące pola uprawne (zwane również agroekosystemami), ale również na te, które wykorzystują drobne wyspy innych siedlisk położone wśród upraw i łąk, a często także inne, większe ekosystemy sąsiadujące z uprawami (Baillie i in. 2000).

Pola uprawne, łąki i pastwiska, a także ugory i odłogi wraz z położonymi wśród nich wyspami innych siedlisk, a także terenami otaczającymi tworzą razem krajobraz rolniczy. Krajobrazy rolnicze obejmują wprawdzie tereny zróżnicowane, ale z przewagą obszarów o rolniczym charakterze. Pomimo krótkiej historii (w skali ewolucyjnej) i antropogenicznego pochodzenia, krajobrazy rolnicze są obecnie bardzo ważnym siedliskiem dla organizmów terenów otwartych, w tym awifauny, która na takich terenach liczy w Europie aż 173 gatunki (Tucker i Evans 1997). Stanowi to ok. 34% awifauny europejskiej. Spośród nich, ok. 120 gatunków uznawanych jest na naszym kontynencie za tzw. gatunki specjalnej troski (SPECs), czyli priorytetowe dla podjęcia zabiegów ochronnych. Jest to największa liczba takich gatunków wśród wszystkich występujących w głównych typach siedlisk w Europie (Tucker i Heath 1994, BirdLife International 2004).

Gatunki, które przystosowały się do otwartych środowisk, przez długi okres korzystały z karczowania lasów na potrzeby rolnictwa i dzięki temu zwiększały zasięg występowania lub liczebność. W ostatnim półwieczu liczebność tych samych gatunków zaczęła się jednak zmniejszać na znacznym obszarze kontynentu. W przypadku niektórych gatunków spadek liczebności przybrał nawet alarmujący charakter i objął swym zasięgiem wiele krajów Europy (Tucker i Heath 1994, Hagemeyer i Blair 1997, Pain i in. 1997, Siriwardena i in. 1998, Aebischer i in. 2000). Choć wydaje się, że tempo spadku zmniejszyło się w ostatnich latach, niekorzystny trend ogólny wciąż się utrzymuje (BirdLife International 2004, Donald i in. 2006). Spadek liczebności obserwowany jest w krajobrazach rolniczych także wśród innych grup zwierząt (Burel i Baudry 1995, Matson i in. 1997, Cole i in. 2002), a nawet roślin (Kotańska i in. 2001, Biesmeijer i in. 2006). Powoduje to poważne zagrożenie dla utrzymania różnorodności biologicznej Europy i świata, co jest jednym z podstawowych celów zakładanych w planach i dokumentach strategicznych dla ochrony środowiska (Council of Europe 1996, World Summit on Sustainable Development 2002, Kyiv Resolution on Biodiversity 2003).

Choć w przeszłości zdarzało się, że awifaunę traktowano jako mało użyteczny bioindykator (np. Koskimies 1989), to obecnie ptaki, jako grupa zwierząt szczególnie popularna, dobrze zbadana i od względnie długiego czasu (kilkadziesiąt lat) monitorowana, są powszechnie uznawane za dobry wskaźnik wpływu zmian w rolnictwie na różnorodność biologiczną (Thomas i in. 2004, Butler i in. 2007). Ponieważ powierzchnia użytków rolnych w krajach europejskich nie zmieniła się w istotny sposób w ostatnim półwieczu, a równocześnie podobnych trendów zmian nie zaobserwowano u gatunków w innych niż

rolnicze typach siedlisk uznano, że zmiany liczebności ptaków muszą się wiązać bezpośrednio z rolnictwem (Fuller i in. 1995). Teoretyczne przewidywania szybko znalazły potwierdzenie w badaniach i począwszy od lat 90. ubiegłego wieku wielu autorów zaczęło zwracać uwagę na silne powiązania pomiędzy sposobami gospodarowania rolniczego a występowaniem ptaków (Fuller i in. 1995, Pain i Pienkowski 1997, Aebischer i in. 2000, Donald i in. 2001a, Newton 2004). Wkrótce wykazano, że:

- poziom intensywności rolnictwa znacznie różni się pomiędzy poszczególnymi krajami Europy (Fox 2004, Evans i Green 2007);
- spadek liczebności ptaków na terenach rolniczych jest znacznie większy w krajach tzw. „starej” Unii Europejskiej, niż w krajach Europy Wschodniej, czy nawet Środkowej, które przystąpiły do UE wraz z Polską (Donald i in. 2001a, Wilson i in. 2005);
- w krajobrazie rolniczym najszybciej spada liczebność gatunków charakterystycznych dla pól uprawnych (Wretenberg i in. 2006).

Pomimo znacznych różnic w tempie spadku liczebności gatunków między poszczególnymi krajami, dostrzeżono, że wpływ intensyfikacji rolnictwa na ptaki ma wymiar paneuropejski i jest jednym z głównych współczesnych zagrożeń tej grupy zwierząt. Pojawiły się nawet opinie, że nowoczesne, przemysłowe rolnictwo stanowi aktualnie jedno z największych antropogenicznych zagrożeń całej różnorodności biologicznej, porównywalne z globalnym wpływem zmian klimatycznych. Jako dowód na to wskazywano, że tak szybkie tempo spadku liczebności wielu gatunków ptaków jest w przyrodzie zjawiskiem bardzo rzadkim, obserwowanym np. wśród endemitów na wyspach po introdukcji obcych drapieżników (Donald i in. 2002, Kimbrell 2002, Thomas i in. 2004, Foley i in. 2005).

Jako główną przyczynę takiego stanu uznano Wspólną Politykę Rolną (WPR), najpierw Europejskiej Wspólnoty Gospodarczej (EWG), a później Unii Europejskiej (UE), nastawioną przez wiele lat na maksymalizację produkcji, a równocześnie dyskryminującą zrównoważone gospodarowanie (Taylor i Dixon 1990, Berendse i in. 2004). Ogromne pola jednolitych upraw, usuwanie z krajobrazu rolniczego elementów o funkcjach nieprodukcyjnych, nowe, niezwykle wydajne i szybko rosnące odmiany roślin uprawnych, wysokie dawki chemicznych środków ochrony roślin i nowoczesne, wielkie maszyny zastępujące pracę ludzi stały się symbolami WPR i przemysłowego rolnictwa krajów Zachodu. Konsekwencją prowadzonej polityki było osiągnięcie przez rolnictwo EWG w latach 80. XX wieku niemal pełnej samowystarczalności (Uliszak 2001). Znacznie później wyszło na jaw, że pomimo wielkich sum przeznaczanych corocznie na dopłaty do rolnictwa sektor ten przestał przynosić zyski już w połowie lat 70. ubiegłego wieku (Bojnec 1996).

Z czasem wszystkie państwa członkowskie zostały w mniejszym lub większym stopniu dotknięte negatywnymi skutkami ekonomicznymi i ekologicznymi związanymi z intensyfikacją rolnictwa. Jednym z najważniejszych, który pozwolił zauważyć problem, był wzrost zagrożenia dla środowiska naturalnego: postępujące skażenie gleby, wód i powietrza, a w konsekwencji konsumpcja coraz bardziej skażonej żywności i negatywny wpływ rolnictwa na zdrowie ludzi i innych organizmów (Willer 1999). Dzięki temu wkrótce stało się oczywiste, że polityka rolna UE wymaga gruntownych reform, których kierunki ujęto w Traktacie z Maastricht w 1991 roku. Pierwsze istotne zmiany pojawiły się już w 1992 r. dzięki tzw. reformie MacSharry’ego (Matthews 1996, Kay 1998). Zakładała ona

przejście od dopłat do cen rynkowych, do bezpośrednich dopłat do dochodów powiązanych z poziomem produkcji. Wprowadzała szereg działań strukturalnych, realizowanych przez kraje członkowskie w ramach programów wieloletnich. Jednym z takich działań była regulacja rolnośrodowiskowa wprowadzająca płatności wyrównawcze w związku z programem *set-aside* polegającym na dobrowolnym odłogowaniu gruntów (Berger i in. 2003, Berendse i in. 2004, Bracken i Bolger 2006). Pojawiły się wreszcie także dotacje w rolnictwie przeznaczone na działania związane z ochroną środowiska, np. ekstensyfikację metod produkcji rolnej.

Począwszy od reformy MacSharry'ego, rolnictwo w krajach UE zaczęło się powoli zmieniać, chociaż wciąż postulowano potrzebę dalszych reform (Winter 2000). Walka o zmianę polityki rolnej UE zakończyła się porozumieniem osiągniętym przez Radę Europy w Berlinie w 1999 r. znanym jako Agenda 2000 (European Commission 1999). Oprócz wprowadzenia nowych uregulowań prawnych, na wybranych rynkach rolnych zaczęto propagować potrzebę zachowania wielofunkcyjnego charakteru rolnictwa unijnego, wprowadzając nowe regulacje dotyczące rozwoju obszarów wiejskich, bezpieczeństwa i jakości żywności oraz ochrony środowiska, w tym zmniejszenie szkodliwości rolnictwa dla środowiska i stworzenie warunków do gospodarowania zasobami naturalnymi na obszarach rolniczych (Bergschmidt i Plankl 1999, Philippidis i Hubbard 2003), czyli instrumenty tzw. drugiego filaru WPR (pierwszy filar WPR obejmuje płatności bezpośrednie oraz instrumenty wsparcia rynków rolnych). Jednak zbliżające się rozszerzenie UE oraz konieczność objęcia zasadami polityki rolnej sektorów rolnych nowych krajów członkowskich przyczyniły się do rozpoczęcia debaty na temat konieczności wprowadzenia bardziej radykalnych niż do tej pory zmian WPR. Znalazło to odzwierciedlenie w reformach z 2003 r. Wprowadzono wówczas wypłacanie dotacji na podstawie powierzchni uprawianej ziemi, zredukowano wydatki na dopłaty bezpośrednie na korzyść dopłat na rozwój obszarów wiejskich, a wielkość dopłat uzależniono od spełnienia odpowiednich standardów w zakresie ochrony środowiska, dobrostanu zwierząt i zdrowia ludzi (European Commission 2004).

Powiązania spadku liczebności ptaków w krajobrazie rolniczym z tak ważnym działem gospodarki, jakim jest rolnictwo, spowodowały, że na przestrzeni ostatnich dwóch dekad mieliśmy do czynienia z bardzo dynamicznym rozwojem badań awifaunistycznych i ekologicznych na terenach rolniczych, czego wyrazem oprócz licznych artykułów naukowych było kilka prac podsumowujących dotychczasową wiedzę (np. Pain i Pienkowski 1997, Aebischer i in. 2000, Swihart i Moore 2004, Wilson i in. 2009). Rozkwit badań w krajobrazie rolniczym miał miejsce również w Polsce. Oprócz terenów, które od lat były u nas poligonem interdyscyplinarnych badań nad funkcjonowaniem krajobrazu rolniczego, takich jak Wielkopolska, a szczególnie Park Krajobrazowy im. gen. Dezyderego Chłapowskiego (Ryszkowski i Bałazy 1996, 1998, Kujawa 2000a, Ryszkowski i in. 2002), różnego rodzaju ekologiczne aspekty występowania ptaków zaczęto badać w wielu innych regionach kraju. Doprowadziło to do ukazania się książki podsumowującej aktualną wiedzę o ekologii ptaków krajobrazu rolniczego w Polsce, uwzględniającej zagrożenia ptaków i wskazówki do przyszłych badań (Tryjanowski i in. 2009). Przewiduje się, że reformy rolnictwa w krajach UE będą mieć znaczący wpływ na wzajemne interakcje między lokalnymi społecznościami a różnorodnością biologiczną i rolnictwem jeszcze przez co najmniej 10–20 lat (Huby i in. 2006). Co więcej, nawet po wszystkich refor-



mach rolnośrodowiskowych WPR, w Polsce i w innych krajach, które przystąpiły do UE w roku 2004 i później, możliwy jest taki scenariusz kształtowania się dynamiki populacji ptaków terenów rolniczych, jak w krajach „starej Unii”, z podobnymi konsekwencjami – przede wszystkim spadkiem liczebności wielu gatunków (Vickery 2001, Donald i in. 2002, BirdLife International 2004, Verhulst i in. 2004, Báldi i in. 2005).

Dzięki szybkiemu rozwojowi badań w krajobrazie rolniczym i znacznemu już obecnie uporządkowaniu wiedzy w tej dziedzinie, wiadomo, że zmiany w rolnictwie, które znajdują odzwierciedlenie w spadku liczebności ptaków, mogą obejmować szereg różnych, często powiązanych ze sobą zjawisk. Najważniejsze z nich i najlepiej udokumentowane to:

- komasacja gruntów, wprowadzanie wielkoobszarowych monokultur rolniczych (Norberg-Hodge 2002, Shiva 2002);

- wzrost zużycia pestycydów i zmniejszenie liczebności owadów, głównej bazy pokarmowej ptaków w okresie lęgowym (Fuller i in. 1991, Potts 1997, Donald 1998, Wilson i in. 1999);

- postępująca mechanizacja (Suárez i in. 1997, Mander 2002);

- zwiększanie powierzchni wysokowydajnych upraw, kosztem ekstensywnie użytkowanych łąk i gruntów ornych (O'Connor i Shrub 1986, Evans 1997, Wilson i in. 2005);

- zastępowanie siana kiszonkami (Hopkins i Hopkins 1994, Vickery i in. 2001);

- wycinanie zadrzewień śródpolnych, likwidacja miedzi i innych elementów, które bezpośrednio nie zwiększają produkcji (Lefranc 1997, Gillings i Fuller 1998, Chamberlain i in. 2000a);

- zmiany terminów i sposobów zasiewów, a także zbiorów zbóż (zwiększanie powierzchni ozimin kosztem zbóż jarych), nie pozostawianie ściernisk na okres zimowy (Shrub 1997, Donald i Vickery 2000, Newton 2004, Suárez i in. 2004);

- zwiększenie intensywności gospodarowania łąkami poprzez osuszanie miejsc podmokłych, likwidację oczek wodnych, podsiewanie, nadmierne nawożenie i użyźnianie (Beintema i in. 1997, Newton 2004);

- urbanizacja i uprzemysłowienie – zmiany sposobów użytkowania ziemi, przekształcanie użytków rolnych na tereny pod zabudowę, przemysł itp. (Filippi-Codaccioni i in. 2008, Reif i in. 2008);

- zaprzestanie prowadzenia gospodarki rolnej na terenach o niskiej produktywności, odłogowanie i zarastanie takich terenów (Díaz i in. 1997, MacDonald i in. 2000, Laiolo i in. 2004).

Problem ogólny został więc już zidentyfikowany i udokumentowany: jest nim zmniejszanie się różnorodności biologicznej, w tym spadek liczebności, a nawet kurczenie się zasięgów wielu gatunków ptaków w krajobrazach rolniczych. Również mechanizmy tych zmian są dla wielu gatunków dostatecznie rozpoznane. Obecnie warto poświęcić większą uwagę badaniom, które z jednej strony pomogą zmienić podejście do obszarów rolniczych (nie tylko produkcja żywności, ale również utrzymywanie znacznej części różnorodności biologicznej), a z drugiej – przyczynią się do sformułowania praktycznych wniosków i zaleceń dla gospodarki rolnej, ochrony przyrody i środowiska, a także planowania przestrzennego i zarządzania.

Dane literaturowe wskazują, że pomimo niekorzystnych trendów w Europie, w Polsce populacje wielu gatunków związanych z agroekosystemami są jeszcze stosunkowo stabilne (Tryjanowski 1999, Tworek 2001a, Dombrowski i Goławski 2002, Chylarecki

i Jawińska 2007, Kujawa 2008). Rolnictwo w Polsce przed akcesją do Unii Europejskiej cechowało duże rozdrobnienie gospodarstw, mała specjalizacja, w dużym stopniu tradycyjne metody produkcji, niedoinwestowanie, opóźnienie technologiczne, niski poziom wykorzystania najnowszych osiągnięć wiedzy rolniczej i niezajomość zasad tzw. dobrej praktyki rolniczej. Wszystkie te cechy, charakterystyczne raczej dla rolnictwa pierwszej połowy XX wieku, warunkują jednak koegzystencję przyrody z produkcją rolniczą (Liro 2003). Jednak wraz z akcesją zaczął się okres intensywnych zmian, których celem jest dostosowanie naszego opóźnionego w rozwoju rolnictwa do standardów UE. Badania przemian struktury agrarnej wykazały, że w okresie sprzed naszej akcesji do UE zmiany w rolnictwie krajów unijnych następowały nieporównanie szybciej niż w Polsce (Uliszak 2001). Szczególnie szybko zachodziły one i nadal zachodzą w krajach, które miały strukturę agrarną podobną do naszej, a zostały przyjęte do Wspólnoty w latach 80. (Grecja, Hiszpania, Portugalia). Zmiany w rolnictwie naszego kraju i związane z nimi działania restrukturyzacyjne mogą przebiegać analogicznie, w podobnym tempie. Pierwsze niekorzystne skutki zmian w polskim rolnictwie, prawdopodobnie związane z akcesją Polski do UE, są już obserwowane w badaniach monitoringowych pospolitych ptaków lęgowych (MPPL) koordynowanych przez Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków. Raporty z monitoringu z ostatnich lat wskazują na spadek liczebności wielu pospolitych gatunków lęgowych, w tym kilku związanych z terenami rolniczymi, np. czajki, świergotka łąkowego, pliszki żółtej, mazurka czy ortolana (Chylarecki i in. 2006, Chylarecki i Jawińska 2007).

Monitorowanie ptasich populacji w krajobrazie rolniczym powinno być prowadzone możliwie szeroko, by istniała szansa w porę reagować na niekorzystne sygnały (Wilson i in. 2009). Monitoring może sygnalizować niekorzystne trendy populacyjne, służyć kontroli podejmowanych działań ochronnych i ocenie terenów jako potencjalnych ostoi ptaków, jest także pomocny w procedurach związanych z ocenami oddziaływania na środowisko. Zebrane w monitoringu dane są doskonałym materiałem porównawczym do badań prowadzonych w innych krajach lub w okresie późniejszym, na co zwracano uwagę już od dawna (Tomiałojć 1997). Sam monitoring nie daje jednak bezpośrednich wskazań, jak postępować w przypadku pojawienia się niekorzystnych trendów populacyjnych. W tym przypadku pomocne są badania mogące dać odpowiedź, które czynniki siedliskowe, krajobrazowe czy antropogeniczne mają dodatnie lub ujemne znaczenie dla występowania i liczebności populacji poszczególnych gatunków ptaków w krajobrazie rolniczym. Znajomość tych czynników pozwoli zwiększyć skuteczność zarządzania terenami rolniczymi poprzez wypracowanie rekomendacji dla ich ochrony i administrowania. Szczególną rolę w działaniach UE na rzecz zrównoważonego rolnictwa pełni obecnie program rolnośrodowiskowy. Ze względu na mnogość specyficznych, lokalnych i regionalnych uwarunkowań związanych z rolnictwem, nie możemy bezkrytycznie wdrażać pakietów, które są skuteczne w innych krajach Europy Zachodniej. Istnieje pilna potrzeba odkrywania tych uwarunkowań i kształtowania według nich programów rolnośrodowiskowych w poszczególnych krajach (Báldi i Faragó 2007, Herzon i in. 2008).

Ptaki są częstym i wartościowym obiektem badań prowadzonych w krajobrazach rolniczych, ponieważ są na takich terenach uniwersalnymi bioindykatorami (Thomas i in. 2004, Gregory i in. 2005, Butler i in. 2007) i odzwierciedlają trendy zmian liczebności innych składników różnorodności biologicznej (Pain i in. 1997, Hoffmann i in. 2003, Sutherland 2004, Thomas i in. 2004). Jednak do tej pory niewiele było badań zakrojo-

nych na skalę większą niż lokalna, w których wybrane parametry populacyjne ptaków byłyby ściśle łączone z charakterystykami siedliska i krajobrazu rolniczego mierzonymi bezpośrednio w terenie. Te z istniejących, które były wykonywane w skali ponadlokalnej, wykorzystywały zwykle metody GIS i mapy satelitarne umożliwiające identyfikację podstawowych kategorii użytkowania ziemi (np. Delgado i Moreira 2000, Chamberlain i in. 2004, Sanderson i in. 2009). Tymczasem terytoria lęgowe wielu gatunków ptaków gniazdujących na terenach rolniczych nie przekraczają kilku hektarów (Cramp i in. 1993) i analizowanie czynników odpowiedzialnych za występowanie gatunków w siatce np. 10 na 10 km, powszechnie spotykane w literaturze, już u podstaw obarczone jest sporym błędem (Siriwardena i in. 2001). Wydaje się, że dopiero szczegółowe dane zebrane w skali odpowiadającej wielkości ptasich terytoriów mogą pokazać, jakie subtelne cechy siedliska powodują, że dany osobnik wybiera pewne miejsce lub go unika, a tym samym określić szczegółowe preferencje siedliskowe gatunków.

W niniejszej pracy zaproponowałem takie metody badań i analiz czynników odpowiedzialnych za występowanie awifauny, które odznaczają się większą precyzją w porównaniu z metodami opartymi na analizach zdjęć satelitarnych z wykorzystaniem technik GIS. Te ostatnie są niewątpliwie bardzo pożytecznym narzędziem, szczególnie w badaniach wstępnych służących formowaniu hipotez badawczych. Ponieważ jednak bazują na zgrubnych charakterystykach siedliska i krajobrazu, mniej nadają się do selekcji konkretnych zmiennych odpowiedzialnych za występowanie ptaków. Wyselekcjonowanie czynników o istotnym znaczeniu dla występowania ptaków jest ważne nie tylko w aspekcie poznawczym, ale pozwala również zaplanować metody przeciwdziałania niekorzystnym zjawiskom i praktyczne sposoby wdrażania tych metod, mając na uwadze ograniczenia czasowe i finansowe (Bradbury i in. 2001). Takich prac jest niewiele, a te, które istnieją, sygnalizują występowanie różnic regionalnych wymagających bardziej szczegółowego potraktowania (Herrmann 2006, Whittingham i in. 2007, Wretenberg i in. 2007). W praktyce, wzorce występowania ptaków obserwowane w warunkach intensywnego zazwyczaj rolnictwa krajów Europy Zachodniej nie zawsze się u nas sprawdzają (Báldi i Faragó 2007), zatem specyfika rolnictwa Małopolski, z jego wielokierunkowością i rozdrobieniem, może rzucić nowe światło na najczęściej obserwowane zależności.

Celem pracy było:

- przeanalizowanie zależności występowania ptaków lęgowych w krajobrazie rolniczym od cech siedliska, krajobrazu i typu gospodarowania;
- znalezienie cech charakterystycznych awifauny terenów rolniczych w południowej Polsce;
- wykrycie czynników o istotnym wpływie na obecność gatunków i ich brak;
- sprawdzenie przydatności metody punktowej liczeń ptaków w badaniach prowadzonych w krajobrazie rolniczym;
- określenie metod zarządzania krajobrazem rolniczym, który sprzyja utrzymywaniu się różnorodnej awifauny.

Aby zrealizować cel badań testowałem hipotezę, że czynniki wpływające na występowanie ptaków na terenach rolniczych oddziałują na poszczególne gatunki w różny sposób. Hipoteza zakłada, że dany czynnik może działać stymulująco na występowanie jednych gatunków, a limitująco na występowanie innych. Ponieważ badania naukowe powinny dostarczać argumentów w debatach dotyczących właściwych metod gospoda-

rowania na obszarach rolniczych (Atkinson i in. 2004, Gregory i in. 2004, McCracken i Tallwin 2004), celem praktycznym niniejszej pracy było sformułowanie dostosowanych do polskich warunków zaleceń, które poprawią skuteczność programów rolnośrodowiskowych i innych działań nastawionych na aktywną ochronę ptaków. Dodatkowo, lepsze zrozumienie zależności między różnorodnością biologiczną a zrównoważonym rozwojem terenów wiejskich będzie ważne dla promocji nowoczesnego zarządzania krajobrazem rolniczym.



## 2. TEREN BADAŃ I WYBÓR POWIERZCHNI BADAWCZYCH

W większości istniejących regionalizacji rolniczych i typologii wykonywanych dla Polski przez ekonomistów rolnych, jako region specyficzny wyróżnia się Małopolskę (Bański 2007). Nazwa „Małopolska” odnosi się do historycznej krainy Polski, która w obecnych granicach obejmuje południowo-wschodnią część kraju. Ma ona w większości charakter wiejski, a udział mieszkańców wsi w zaludnieniu był w okresie prowadzenia badań wyższy od średniej krajowej (GUS 2006). Małopolska jest zdominowana przez drobne gospodarstwa rolnicze, których właściciele utrzymują się z wykonywania zawodu innego niż rolnictwo. Duży jest tu również udział gospodarstw domowych posiadających gospodarstwo rolne, ale utrzymujących się głównie z rent i emerytur, stosunkowo zaś mały – takich gospodarstw, których głównym źródłem dochodów jest rolnictwo. Mimo małych zasobów ziemi w stosunku do liczby mieszkańców, w latach 90. ubiegłego wieku w Małopolsce mieliśmy do czynienia z procesem odłogowania i ugorowania ziemi na masową niemal skalę (Powszechny Spis Rolny 2002). Wyższy niż w pozostałych regionach kraju jest tu także udział użytków zielonych: od 21 do 34%, w zależności od województwa (GUS 2006). Równocześnie Małopolska jest krainą o dużym zróżnicowaniu siedliskowym uwarunkowanym geograficznie, co w konsekwencji daje różnorodność sposobów gospodarowania rolniczego (Ryc. 1).



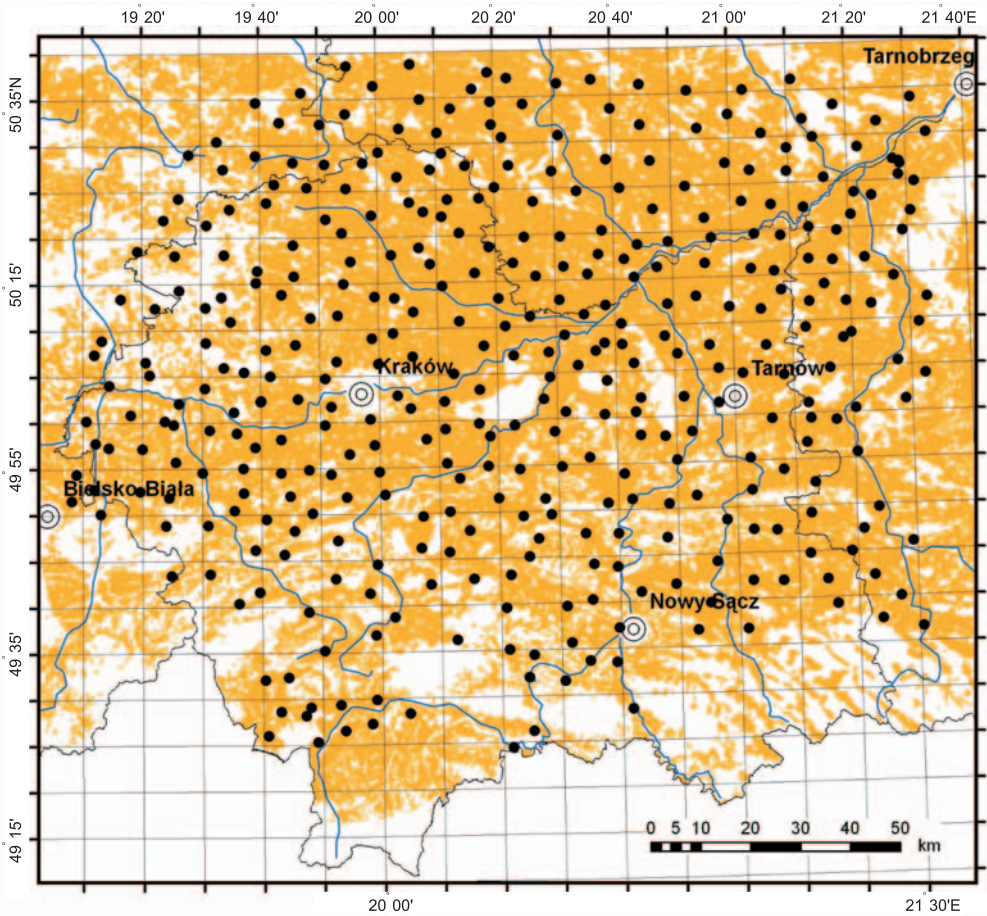
Ryc. 1. Krajobraz rolniczy typowy dla okresu badań w Małopolsce, w latach 2003–2004. Zróżnicowanie warunków naturalnych wpływa na różnorodność struktury krajobrazu i sposobów gospodarowania (fot. Stanisław Tworek)  
Fig. 1. Agricultural landscape typical of the time and place of the study (Małopolska region, 2003–2004). The diversity in natural conditions affects the diversity of the landscape structure and management patterns (photo by Stanisław Tworek)

Wszystkie te czynniki powodują, że region ten znakomicie nadaje się do badań czynników mających znaczenie dla występowania ptaków na terenach rolniczych. Wybór regionu jako obszaru badawczego znajduje także uzasadnienie w literaturze. Whittingham i in. (2007) dowodzą, że ptaki terenów rolniczych wykazują wyraźną zmienność regionalną, jeśli chodzi o preferencje siedliskowe. Nawet trendy liczebności tych samych gatunków mogą się różnić regionalnie w granicach jednego kraju (Flade i in. 2006, Wretenberg i in. 2007). Wybór regionu, zamiast całego kraju, ma tę zaletę, że unikamy konieczności uśredniania wyników przy występowaniu znaczących różnic. Jednocześnie minimalizujemy ryzyko wnioskowania na podstawie rejestracji lokalnych ekstremów badanych parametrów. Prawdopodobieństwo takiego wnioskowania wzrasta w badaniach lokalnych.

Badania terenowe prowadzone były na wybranych w krajobrazie rolniczym fragmentach terenu badań, tzw. powierzchniach badawczych. Wstępnym etapem wyboru powierzchni badawczych była analiza pokrycia terenu dla obszaru Małopolski. Podstawą tej części prac był system *CORINE land cover* (Dyduch-Falniowska i Zajac 1996). System ten obejmuje wydzielenia form użytkowania ziemi i ich klasyfikacje, a jego głównym źródłem informacji są zdjęcia wykonane z satelity LANDSAT (Perzanowska i Sarul 1996). Rozdzielczość przestrzenna tych zdjęć wynosi 30 m (Dyduch-Falniowska i in. 1999). Złożony proces przetwarzania informacji zawartej na zdjęciach satelitarnych doprowadził do utworzenia bazy danych w programie ArcInfo. W systemie *CORINE land cover*, jednolitym dla całej Europy, uwzględniono 44 rodzaje pokrycia terenu. Dla potrzeb polskiego użytkownika ich liczbę zredukowano do 24 typów (Baranowski i Ciołkosz 1997). Główne typy pokrycia, charakterystyczne dla krajobrazu rolniczego, czyli grunty orne, złożone systemy upraw i działek, łąki i pastwiska oraz tereny rolnicze z udziałem elementów naturalnych wyodrębniłem jako potencjalne obszary badań (Ryc. 2). Przyjąłem założenie, że powierzchnie badawcze powinny pokryć teren badań w sposób zbliżony do równomiernego. W celu uzyskania w miarę równomiernej reprezentacji pokrycia terenu, do planowania badań i rozmieszczenia powierzchni badawczych wykorzystałem opartą na współrzędnych geograficznych siatkę pól 10×12 km, stosowaną w Polskim Atlasie Ornitologicznym (Walasz i Mielczarek 1992, Sikora i in. 2007). Po nałożeniu na obszar badań (Ryc. 2), siatka ta pomagała wyznaczyć powierzchnię badawczą, trasę dojazdu, czas wykonania badań itp. To z kolei pozwalało w bardziej efektywny sposób przeprowadzić badania i rozmieścić powierzchnie badawcze.

Dla zapewnienia względnie równomiernego pokrycia Małopolski powierzchniami badawczymi, w każdym polu atlasowym zaplanowałem wyznaczenie przynajmniej jednej powierzchni, o ile w tym polu występowały tereny należące do jednej z wymienionych wyżej kategorii rolniczego użytkowania. Wybór powierzchni badawczych poprzedzony był analizą procentowego udziału terenów rolniczych (według opisanych powyżej kategorii „land cover”) w siatce pól atlasowych. Celem było zapewnienie takiej liczby powierzchni badawczych w poszczególnych polach siatki, która byłaby proporcjonalna do udziału terenów rolniczych w danym polu atlasowym 10×12 km (im większy udział użytków rolniczych, tym więcej powierzchni).

Bezpośredni wybór powierzchni badawczej w wybranym uprzednio według opisanego schematu terenie był po części losowy, a po części uzależniony od wielu innych czynników, przede wszystkim dostępności terenu badań. Wybierałem przede wszystkim



Ryc. 2. Rozmieszczenie powierzchni badawczych w rolniczym krajobrazie Małopolski w latach 2003–2004 na tle obszarów o rolniczym sposobie użytkowania (kolor pomarańczowy) oraz siatki pól 10×12 km stosowanej w Polskim Atlasie Ornitologicznym. Dla ułatwienia orientacji zaznaczono na rycinie główne miasta i podano współrzędne geograficzne siatki pól atlasowych

Fig. 2. The arrangement of study plots in the agricultural landscape of Małopolska region in the years 2003–2004, versus the areas under farm management (marked in orange) and the grid of 10×12 km fields used in the Polish Ornithological Atlas. In order to help the sense of direction, the figure shows major towns and provides geographical coordinates of the field grid

miejsca charakterystyczne dla szerszej skali badań, tak aby powierzchnia badawcza była reprezentatywna dla otaczającego krajobrazu (Ryc. 3). Strategia wyboru powierzchni uwzględniała również to, by w obu latach prowadzenia badań wyznaczyć powierzchnie w każdym z występujących w Małopolsce mezoregionów. Podczas jednego dnia w terenie nie kontrolowałem powierzchni zlokalizowanych w jednej tylko jednostce fizjograficznej, lecz każdego dnia obejmowałem badaniami możliwie rozległy obszar, w celu uniknięcia koncentracji badań w jednym rejonie. Średnia odległość między najbardziej odległymi powierzchniami badawczymi, na których prowadzone były prace jednego dnia, wynosiła ok. 100 km.





Ryc. 3. Przykład powierzchni badawczej (środek zdjęcia) reprezentatywnej dla otaczającego krajobrazu (fot. Stanisław Tworek)

Fig. 3. An example of a study plot (central part of the photograph) representative of the surrounding landscape (photo by Stanisław Tworek)

Do klasyfikacji geograficznej wykorzystałem regionalizację fizycznogeograficzną Polski (Ryc. 4). Badania objęły obszar Wyżyn Polskich (Niecka Nidziańska, Wyżyna Przedborska, Wyżyna Kielecka, Wyżyna Śląska, Wyżyna Krakowsko-Częstochowska), północnego Podkarpacia (Brama Krakowska, Kotlina Oświęcimska, Kotlina Sandomierska) oraz Karpat (Beskidy Zachodnie, Pogórze Zachodniobeskidzkie, Pogórze Środkowobeskidzkie), z pominięciem jedynie najwyższych pasm górskich (Gorce – kod na Ryc. 4 – 513.52, Tatry 514.52 + 514.53) oraz sąsiednich, najbardziej wysuniętych na południe mezoregionów (Pogórze Spisko-Gubałowskie 514.13, Rów Podtatrzański 514.14). Ostatecznie, teren badań objął – według podziału fizycznogeograficznego Polski (Kondracki 2000) – obszar 2 prowincji, 5 podprowincji, 13 makroregionów i 48 mezoregionów. Administracyjnie odpowiada to obszarowi czterech województw, w tym małopolskiego niemal w całości, a podkarpackiego, świętokrzyskiego i śląskiego – częściowo.





Ryc. 4. Teren badań w ujęciu jednostek fizjograficznych (mezoregionów) według klasyfikacji Kondrackiego (2000). Szarym kolorem wyróżniono te mezoregiony, w których wyznaczono powierzchnie badawcze (na rycinie oznaczone punktami)

Fig. 4. The study areas shown against the physiographical units (mesoregions) according to the classification by Kondracki (2000). The mesoregions where study plots (shown as points) were established are marked in grey

Kody mezoregionów/Codes for the mesoregions: 341.12 – Garb Tarnogórski, 341.13 – Wyżyna Katowicka, 341.14 – Pagóry Jaworznickie, 341.31 – Wyżyna Częstochowska, 341.32 – Wyżyna Olkuska, 341.33 – Rów Krzeszowski, 341.34 – Garb Tenczyński, 342.13 – Próg Lelowski, 342.14 – Niecka Włoszczowska, 342.21 – Płaskowyż Jędrzejowski, 342.22 – Wyżyna Miechowska, 342.23 – Płaskowyż Proszowicki, 342.24 – Garb Wodzisławski, 342.25 – Dolina Nidy, 342.26 – Niecka Solecka, 342.27 – Garb Pińczowski, 342.28 – Niecka Połaniecka, 342.37 – Pogórze Szydłowskie, 512.22 – Dolina Górnej Wisły, 512.23 – Podgórze Wilamowickie, 512.31 – Rów Skawiński, 512.32 – Obniżenie Cholerzyńskie, 512.33 – Pomost Krakowski, 512.41 – Nizina Nadwiślańska, 512.42 – Podgórze Bocheńskie, 512.43 – Płaskowyż Tarnowski, 512.44 – Dolina Dolnej Wisłoki, 513.32 – Pogórze Śląskie, 513.33 – Pogórze Wielickie, 513.34 – Pogórze Wiśnickie, 513.47 – Beskid Mały, 513.48 – Beskid Makowski, 513.49 – Beskid Wyspowy, 513.50 – Kotlina Rabczańska, 513.512 – Pasma Babiogórskie, 513.513 – Działy Orawskie, 513.514 – Beskid Orawsko-Podhalański, 513.53 – Kotlina Sądecka, 513.54 – Beskid Sądecki, 513.61 – Pogórze Rożnowskie, 513.62 – Pogórze Ciężkowickie, 513.63 – Pogórze Strzyżowskie, 513.66 – Obniżenie Gorlickie, 513.67 – Kotlina Jasielsko-Krośnieńska, 513.68 – Pogórze Jasielskie, 513.71 – Beskid Niski, 514.11 – Kotlina Orawsko-Nowotarska, 514.12 – Pieniny

### 3. METODY

#### 3.1. Ocena występowania ptaków

Ocenę występowania ptaków przeprowadziłem za pomocą metody punktowej (Bibby i in. 2000, Sutherland i in. 2004). Punkty liczeń (miejsca, z których obserwowano ptaki) wybierałem przy pomocy kombinacji metod systematycznej i losowej (opis w rozdziale „Teren badań i wybór powierzchni badawczych”). Miejsce obserwacji stanowiło jednocześnie środek powierzchni badawczej. Badania prowadziłem w potrójnych granicach: w promieniu do 50 m i do 100 m od miejsca obserwacji oraz bez ustalonej granicy (do nieskończoności). Takie przedziały odległości spotykane są najczęściej w literaturze (Bibby i in. 1992, Sutherland 2006). Jednocześnie służyły one do testowania, czy występują różnice w wykrywalności gatunków w różnych przedziałach odległości w warunkach bardzo rozdrobionego krajobrazu rolniczego Małopolski oraz który z przedziałów jest w takich warunkach optymalny. Granice przedziałów obserwacji wyznaczałem przy pomocy odbiornika GPS bezpośrednio w terenie, wykorzystując jednocześnie położenie różnego rodzaju naturalnych bądź antropogenicznych elementów środowiska (drzewa, krzewy, linie elektroenergetyczne, granice pól, miedze, drogi, ciek wodne, rowy itp.).

Występowanie ptaków oceniałem przez dwa kolejne sezony lęgowe, w roku 2003 i 2004. Z każdego punktu obserwacji wykonywałem raz w roku, w okresie od połowy maja do pierwszych dni lipca. Mimo że dla niektórych gatunków ptaków taki okres badań nie jest optymalny, biorąc pod uwagę ich wykrywalność w okresie lęgowym, termin i metodę badań wybrałem świadomie z kilku powodów. Po pierwsze, badania miały miejsce w okresie, kiedy wszystkie ptaki migrujące były już obecne na lęgowiskach i zdecydowana większość z nich znajdowała się w takim okresie cyklu reprodukcyjnego, który zapewniał ich wysoką wykrywalność. Po drugie, badania ptaków były nieodłącznie związane z rejestrowaniem danych dotyczących charakterystyki siedlisk i krajobrazu, które zbierane były również raz w roku. Dla każdej powierzchni badawczej istniał więc tylko jeden zbiór danych, co w znacznym stopniu upraszczało późniejsze analizy statystyczne oraz interpretację wyników i wnioskowanie. Ptaki były rejestrowane przez 15 minut, od razu po wyznaczeniu granic powierzchni badawczej. Taki czas trwania pojedynczego liczenia, dłuższy niż zwykle stosowany w metodzie punktowej (Fuller i Langslow 1984, Bibby i in. 2000), wynikał z zastosowania potrójnych granic, a także zbierania dodatkowych danych o czasie rejestracji poszczególnych gatunków od rozpoczęcia liczenia. Służył także zmniejszeniu prawdopodobieństwa pominięcia osobników spłoszonych przez obserwatora w trakcie dojścia do punktu liczeń. Badania były wykonywane od wczesnych godzin rannych (godz. 04.30–05.30) do godzin przedpołudniowych i od godz. 17.00 do zmroku. Przerwa w liczeniach, w okresie mniejszej aktywności głosowej ptaków, była wykorzystywana na wykonanie pomiarów zmiennych siedliskowych.

Celem prowadzenia obserwacji metodą punktową było wykrycie gatunków lęgowych. Kryteria lęgowości przyjąłem za Polskim Atlasek Ornitologicznym (Sikora i in. 2007). Jako stwierdzenia osobników lęgowych traktowałem zarówno obserwacje oznaczające gniazdowanie pewne (odwodzenie od gniazda, symulowanie zranienia, obserwacja słabo latających podlotów, niepokojące się ptaki dorosłe z pokarmem, obecność

gniazda, obserwacja ptaków dorosłych z pisklętami w przypadku zagniazdowników lub młodych nielotnych zagniazdowników), jak również obserwacje oznaczające gniazdowanie prawdopodobne (śpiewający samiec, para ptaków, zaloty lub tokowanie, kopulacja, niepokój lub podniecenie wskazujące na obecność gniazda lub piskląt poza gniazdem, budowa gniazda). W przypadku gatunków, dla których agrocenozy nie stanowią głównego miejsca gniazdowania, lecz są bardzo ważnym siedliskiem żerowiskowym (np. bocian biały, myszołów, pustułka, błotniak stawowy), notowałem każdą ich obecność wraz z lokalizacją w ustalonych granicach. Chociaż takie gatunki zakładają gniazda na terenach sąsiednich (zabudowania, lasy, zarastające zbiorniki i ciek wodne), to jednak zachowanie umiarkowanie użytkowanych terenów rolniczych stanowi jeden z warunków ich przetrwania (Critchley i in. 2004, Heikkinen i in. 2004).

### 3.2. Charakterystyka powierzchni badawczych

W granicach powierzchni kołowych wyznaczonych w promieniu 100 m od miejsca liczeń ptaków (tj. na wycinku krajobrazu rolniczego o powierzchni 3,14 ha o cechach typowych dla danego miejsca), raz w roku rejestrowałem wartości zmiennych charakteryzujących siedlisko, krajobraz i sposób gospodarowania. Dla każdej powierzchni badawczej określałem następujące parametry:

- dominujący typ gospodarowania,
- typ siedliska i/lub rodzaj uprawy wraz z procentowym pokryciem w wyznaczonych granicach,
- mozaikowość siedlisk,
- wysokość roślinności i jej zmienność,
- stopień zwarcia roślinności zielnej,
- skład gatunkowy roślin wraz z gatunkami dominującymi,
- procent pokrycia terenu zadrzewieniami, jeśli występowały (używany w pracy termin „zadrzewienia” obejmuje również „zakrzaczenia”,
- strukturę rozmieszczenia drzew i krzewów.

W granicach powierzchni badawczej notowałem również obecność lub brak linii elektroenergetycznych, które są wykorzystywane przez wiele gatunków ptaków jako miejsca odpoczynku, śpiewu samca, do wypatrywania ofiar, polowania itp. Ponadto, dla określenia usytuowania wyznaczonych powierzchni w krajobrazie, mierzyłem wysokość bezwzględną w miejscu prowadzenia obserwacji ptaków oraz wyznaczałem odległości punktu liczeń od najbliższego lasu mniejszego niż 10 ha (teren porośnięty drzewami, o wielkości powyżej 0,1 ha), od lasu większego niż 10 ha, od źródła wody (zbiornika lub ciek wodnego) i od terenów zabudowanych (wsi lub miasta – zabudowa zwarta bądź rozproszona). Do tych pomiarów wykorzystywałem odbiornik GPS. W przypadku, gdy nie było możliwe wykonanie pomiaru bezpośrednio w terenie (np. ze względu na dużą odległość), po wprowadzeniu współrzędnych geograficznych powierzchni badawczych do komputera, odpowiednie dane odczytywałem z numerycznej mapy pokrycia terenu dla Małopolski lub komputerowego atlasu województwa małopolskiego (WODGiK 2003).

Powierzchnie badawcze lokalizowałem w taki sposób, aby lasy były oddalone co najmniej 100 metrów od punktu liczeń ptaków, tj. by obszar leśny nie wkraczał na powierzchnię badawczą, a co najwyżej sąsiadował z nią. Jako las traktowałem każdy zwar-

ty teren porośnięty drzewami, o wielkości powyżej 0,1 ha. Pozostałe kategorie siedlisk wchodzące w skład zmiennej DRZEWA (por. dalsza część rozdziału) traktowałem jako zadrzewienia. Wyjątkowo, w kilku przypadkach zarastające w regularny sposób młodymi drzewami i krzewami nieużytki o wielkości przekraczającej 10 arów znalazły się bezpośrednio na powierzchni badawczej. Traktowałem je wówczas również jako las.

Typ gospodarowania określałem bezpośrednio w terenie na podstawie obserwacji charakteru użytkowania rolniczego powierzchni wraz z jej otoczeniem. Aby powierzchnia badawcza, tj. teren w promieniu do 100 metrów od punktu liczeń, nie różniła się w sposób znaczący od terenów położonych dalej, na powierzchni wybierałem miejsca, w których struktura upraw i sposób gospodarowania nie różniły się od terenów otaczających. Założeniem było, by powierzchnie badawcze były reprezentatywne ze względu na cechy krajobrazu dominującego w miejscu badań. Pierwotnie, jeszcze przed rozpoczęciem prac w terenie, wyróżniłem 3 typy gospodarowania rolniczego, do których arbitralnie przypisywałem powierzchnie badawcze na podstawie bezpośrednich obserwacji w terenie:

– intensywne – widoczne efekty częstych i intensywnych zabiegów agrotechnicznych, np. ślady po przeprowadzonych opryskach, brak chwastów, obecność rozległych upraw i plantacji o wysokiej towarowości (Ryc. 5);



Ryc. 5. Przykład powierzchni badawczej użytkowanej intensywnie – wielkoobszarowa uprawa rzepaku (fot. Stanisław Tworek)

Fig. 5. An example of a study plot under intensive farm management – large-area cultivation of rape (photo by Stanisław Tworek)





Ryc. 6. Przykład powierzchni badawczej użytkowanej ekstensywnie – silnie zachwaszczone uprawy zbóż (fot. Joanna Perzanowska)

Fig. 6. An example of a study plot under extensive farm management – cereal crops overgrown by weeds (photo by Joanna Perzanowska)

– ekstensywne – obecność odłogów i ugorów, zachwaszczonych upraw itp., na łąkach kośnych i pastwiskach obecność roślinności wskazującej na umiarkowane nawożenie, wypasanie lub brak nawożenia/wypasu (Ryc. 6);

– pośrednie – częsty w Małopolsce typ użytkowania na niewielkich powierzchniach przez prywatnych właścicieli, obejmuje umiarkowane intensywne gospodarowanie produkujące w większości na potrzeby własne rolników (Ryc. 7).

W praktyce okazało się, że w warunkach bardzo rozdrobnionego rolnictwa Małopolski, bardzo często sąsiadują ze sobą użytki o odmiennych sposobach gospodarowania. Konieczne było więc wyróżnienie czwartego typu gospodarowania – mieszanego. Typem tym określałem te powierzchnie, na których odrębne sposoby użytkowania (co najmniej typ intensywny i ekstensywny) współistniały na powierzchni badawczej i w jej sąsiedztwie w zbliżonych proporcjach (Ryc. 8).

Liczba odrębnych działek z uprawami lub możliwych do wyodrębnienia „siedlisk”, które zostały zidentyfikowane w granicach powierzchni kołowych według przyjętej na potrzeby badań klasyfikacji, służyła do określenia wskaźnika mozaikowości. Wyróżniłem kilkadziesiąt kategorii siedlisk, które do statystycznych analiz struktury upraw pogrupowałem przypisując je do dziewięciu zmiennych, o nazwach charakterystycznych dla całej grupy. Obejmowały one następujące, zanotowane bezpośrednio w terenie rodzaje upraw i innych siedlisk:

OZIME – zboże ozime, żyto, pszenica ozima, jęczmień ozimy, pszenżyto ozime, pszenica ozima z pszenżytem, żyto z pszenżytem;

JARE – zboże jare, pszenica jara, jęczmień jary, pszenżyto jare, owies, pszenica z jęczmieniem, pszenica z owsem, owies z jęczmieniem, pszenica z owsem i jęczmieniem;

OKOPOWE – ziemniak, pomidor, kapusta, kalafior, burak, burak cukrowy, burak



Ryc. 7. Przykład powierzchni badawczej użytkowanej w sposób pośredni – pole ziemniaków i zboże uprawiane w sposób niezbyt intensywny na potrzeby własne rolników (fot. Stanisław Tworek)

Fig. 7. An example of a study plot under transitory farm management – a potato field and a cereal crop cultivated in a not too intensive manner for the farmer's own needs (photo by Stanisław Tworek)



Ryc. 8. Przykład powierzchni badawczej użytkowanej w sposób mieszany – intensywne uprawy zbożowe poprzedzielane ugorami (fot. Joanna Perzanowska)

Fig. 8. An example of a study plot under mixed farm management – intensively cultivated cereal crops separated by fallow lands (photo by Joanna Perzanowska)



pastewny, marchew, pietruszka, seler, brukiew, fasola, groch, bób, truskawka, cebula, szczypiorek, koper, czosnek, por, ogórek, cukinia, kabaczek, dynia, patison;

KUKURYDZA – kukurydza, tytoń, zaorane pole (spotykane tylko na początku okresu badań, przypominało wówczas świeżo obsiane pole kukurydzy);

RZEPAK – rzepak, lucerna, sparceta, uprawy zielone, bobik, wyka, koniczyna;

ŁĄKI – łąka kośna, pastwisko;

UGORY – ugór, odłóg, nieużytek, suchy nieużytek z sosną, zarastająca łąka niekośna, miedza, droga polna, pobocze drogi, nasyp torów kolejowych, łąka niekośna sucha, murawa ciepłolubna, murawa napiaskowa, murawa z wychodniami skalnymi;

SZUWARY – turzycowisko, trzcinowisko, szuwar, oczko wodne z gęstą roślinnością szuwarową, wilgotna łąka z roślinnością szuwarową, uprawy zarastające trzciną, rów z wodą z brzegami porośniętymi roślinnością szuwarową;

DRZEWA – drzewa dziuplaste, drzewa wysokie, drzewa niskie, aleja drzew, młodnik, sad, tarnina, krzewy pojedyncze, krzewy zwarte, wiklina, łoża, winnica, porzeczki, maliny, aronia.

Wysokość roślinności zielnej mierzyłem taśmą mierniczą. Przy pomiarach wysokości wykorzystywałem dwa skrzyżowane pod kątem prostym pręty o długości 2 m, które stanowiły przekątne kwadratu. Umieszczałem je w sposób losowy na każdym z wyodrębnionych siedlisk dla wskazania miejsca zdejmowania pomiarów. W kwadracie wyznaczonym przez końce tak skonstruowanego przyrządu mierzyłem wysokość roślinności. Liczba wykonywanych pomiarów w każdym siedlisku (od 5 do 30) była proporcjonalna do udziału danego siedliska w całości powierzchni (im większą powierzchnię zajmowała dana uprawa/siedlisko, tym więcej pomiarów). Na jednej powierzchni dokonywałem łącznie co najmniej 100 takich pomiarów wysokości roślinności. Na ich podstawie obliczałem dla każdej powierzchni wskaźnik zmienności wysokości roślinności zielnej (zmienna WYSOKOŚĆ) według wzoru:

$$\text{Wskaźnik zmienności} = \Sigma(\max - \min) / \Sigma x \text{ (Bibby i in. 1992)}$$

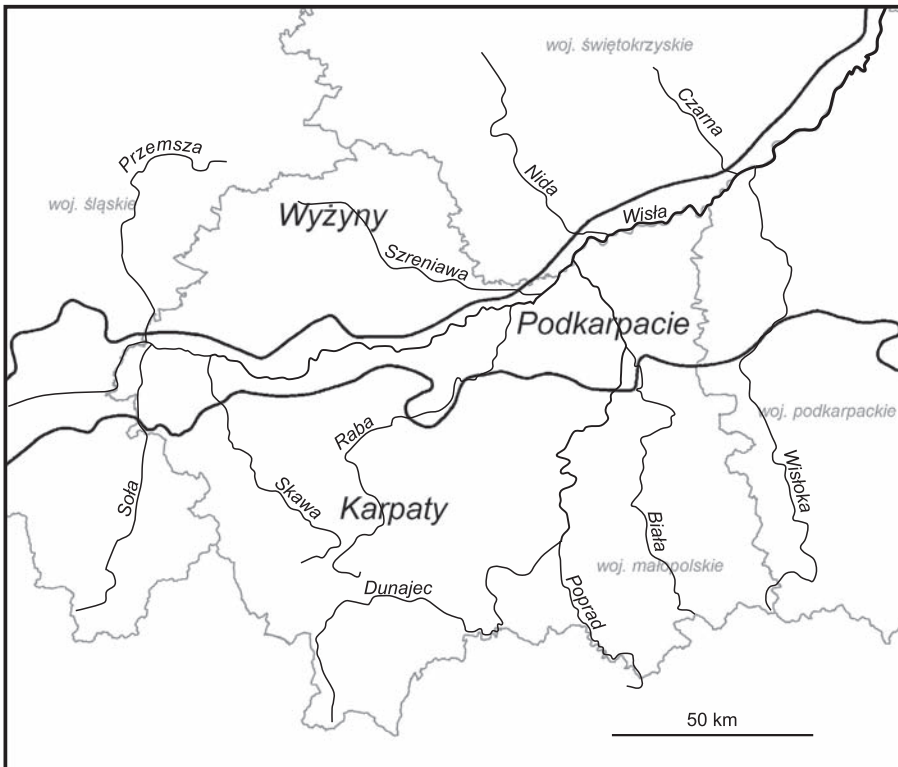
gdzie: *max* = maksymalna wysokość roślinności w kwadracie, *min* = minimalna wysokość roślinności w kwadracie, *x* = średnia wysokość roślinności w kwadracie. Niskie wartości wskaźnika oznaczają małe zróżnicowanie wysokości warstwy roślinności, natomiast wysokie wartości oznaczają dużą zmienność wysokości roślinności.

Również dla każdego siedliska osobno określałem zwarcie roślinności zielnej (ZWARCIE). Szacowałem, jaką proporcję stanowi obszar pokryty całkowicie roślinami w stosunku do obszaru nie pokrytego roślinami według metodyki stosowanej przy wykonywaniu zdjęć fitosocjologicznych metodą Braun-Blanqueta. Zebrane w ten sposób dane służyły do określenia wskaźnika zwarcia, który był średnią ważoną z wartości uzyskanych dla poszczególnych siedlisk zidentyfikowanych w granicach powierzchni badawczej. Teoretycznie, mógł on przyjmować wartości od 0 (brak pokrywy roślinnej) do 1 (pełne zwarcie roślinności).

W przypadku upraw i innych siedlisk określałem ich rodzaj i procentowy udział w powierzchni badawczej. Dla każdej powierzchni badawczej określałem także procentowy udział zadrzewień, a dodatkowo strukturę rozmieszczenia drzew i krzewów według kategorii: brak drzew i krzewów na powierzchni (BEZDRZEW), drzewa i krzewy

rozmieszczone skupiskowo (SKUPISKOWO), drzewa i krzewy rozmieszczone losowo (LOSOWO), drzewa i krzewy rozmieszczone równomiernie (RÓWNOMIERNIE).

Ze względu na to, że Małopolska jest regionem o największym zróżnicowaniu fizjograficznym w Polsce, jako zmiennych wykorzystywanych w charakterystyce powierzchni badawczych użyłem również krain geograficznych wykorzystując podział obszaru na zgrubne jednostki fizjograficzne (Kondracki 2000). Zmienna WYŻYNY objęła słabo wypiętrzony pas wyżyn w północnej części regionu, zmienna PODKARPACIE objęła na obszarze badań przede wszystkim tereny w otoczeniu górnego biegu Wisły będące obniżeniem tektonicznym między Karpatami a Wyżyną Małopolską, a zmienna KARPATY, zgodnie z nazwą – pasmo młodych gór fałdowych tworzonych przez flisz karpacki na południu Małopolski. Granice podziału fizjograficznego na tle podziału administracyjnego badanego terenu pokazano na Ryc. 9.



Ryc. 9. Podział terenu badań na krainy geograficzne na tle podziału administracyjnego

Fig. 9. The division of the study area into geographical regions shown against the administrative divisions of the region

### 3.3. Gromadzenie danych i analizy statystyczne

Na potrzeby gromadzenia danych zebranych w terenie i optymalizacji procesu późniejszego ich przetwarzania opracowano komputerową, relacyjną bazę danych wykorzystując oprogramowanie Microsoft Office Access. Stworzono także specjalne oprogramowanie umożliwiające łatwe wprowadzanie danych do komputerowej bazy danych.



W tym celu wykorzystano oprogramowanie dostępne w pakiecie Microsoft Visual Basic. Relacyjna struktura bazy danych umożliwiała tworzenie dowolnych zestawień i uogólnień oraz proste przekształcanie zgromadzonych danych do formatów umożliwiających wykorzystanie ich do analiz w programach statystycznych. Widok okna bazy danych z informacjami zbieranymi na przykładowej powierzchni badawczej pokazano na Ryc. 10.

Do analiz statystycznych wykorzystywałem pakiet STATISTICA (StatSoft 2006). W pierwszej kolejności analizie poddałem rozkłady zmiennych w grupach powierzchni, na których występowały oraz nie występowały badane gatunki. Do tego celu wykorzystywałem wykresy rozrzutu licznosci. Po obliczeniu procentu zajętych powierzchni przez poszczególne gatunki, dalszej analizie poddałem rozkłady zmiennych określających charakterystyki powierzchni badawczych i ich usytuowanie w krajobrazie w grupach powierzchni, na których występowały oraz nie występowały badane gatunki. Ponadto, dla uchwycenia wpływu struktury badanych powierzchni i cech określających usytuowanie powierzchni w krajobrazie na występowanie lub brak poszczególnych gatunków, przeprowadziłem testy istotności różnic wartości przeciętnych dla zmiennych ilościowych oraz testy niezależności dla zmiennych jakościowych.

**Charakterystyka stanowiska**

**nazwa stanowiska**  
Alwernia

**kod stanowiska**  
ALWE

**data kontroli**  
2003-06-10

**położenie**

szerokość geograficzna  
50 3 44,0

długość geograficzna  
19 30 33,0

wysokość bezwzględna  
266

**opis**

odległość od zabudowań 550

odległość od lasu (małego) 440

odległość od lasu (dużego) 440

odległość od wody 300

linie energetyczne Tak

indeks zmienności wys. roś. 0,67

mozaikowatość 18

zwarcie roślinności 0,77

typ gospodarowania  
mieszany

struktura zadrzewień  
skupiskowo

**ptaki**

nazwa gatunku	50	100
Coturnix coturnix	0	1
Crex crex	0	1
Lanius collurio	0	1
Lanius excubitor	0	1
Miliaria calandra	1	1
Phasianus colchicus	1	0

**rośliny**

nazwa gatunku	częstość
Alnus glutinosa	
Alopecurus pratensis	3
Centaurea cyanus	1
Chamomilla suaveolens	2
Chenopodium album	2
Cirsium rivulare	4

**zbiiorowiska**

nazwa zbiorowiska	% pok.	wys.	zwa.	chwa.	wojt.
droga polna	2	30	70		
drzewa wysokie, pojedyncze	1	1400			
jęczmień jary	15	65	95	Nie	
kukurydza	2	40	20		
łąka wilgotna	5	60	100		
miedza	2	60	100		
odróg	15	40	90		
nwias	15	50	100	Nie	

usuń      wyjdź      zapisz

Ryc. 10. Widok okna bazy danych z informacjami zebranymi dla jednej z powierzchni badawczych

Fig. 10. An image of a data base cell with information gathered on one of the study plots

Oceniałem rozkłady następujących zmiennych:

- wysokość bezwzględna (WYSOKOŚĆ, m n.p.m.),
- odległość od najbliższego terenu zabudowanego (ZABUDOWA, m),
- odległość od najbliższego lasu < 10 ha (LASMAŁY, m),
- odległość od najbliższego lasu > 10 ha (LASDUŻY, m),
- odległość od najbliższego źródła wody (WODA, m),
- zmienność wysokości roślinności (ROŚLINNOŚĆ),
- mozaikowość siedlisk (MOZAIKA),
- zwarcie roślinności (ZWARCIE).

Różnice w rozkładach badanych zmiennych między powierzchniami, na których dany gatunek występował, a powierzchniami, na których go nie stwierdzono, analizowałem za pomocą histogramów częstości. Jeśli rozkłady zmiennej były skośne (skośność była wśród analizowanych zmiennych niemal regułą dla obydwu kategorii powierzchni), dla scharakteryzowania przeciętnego poziomu badanej zmiennej, oprócz średniej arytmetycznej wykorzystywałem również medianę, która jest w znacznie większym stopniu niż średnia odporna na odstępstwa od rozkładu normalnego. Porównanie obu miar ułatwiało ponadto interpretację wyników.

Różnice w wartościach przeciętnych wyżej wymienionych zmiennych między grupami powierzchni, na których występowały i nie występowały poszczególne gatunki ptaków, weryfikowałem przy pomocy nieparametrycznego testu Manna-Whitneya, ponieważ rozkłady zmiennych w obu kategoriach powierzchni odbiegały w sposób istotny od normalnego (test Shapiro-Wilka). Dla łatwiejszej interpretacji uzyskanych zależności sprawdziłem korelacje między zmiennymi. Następnie przeprowadziłem ocenę różnic w częstości występowania gatunków ptaków ze względu na lokalizację siedliska (zmienna KRAINA), obecność linii elektroenergetycznych, telefonicznych itp. na powierzchni badawczej (zmienna LINIE), typ (sposób) gospodarowania na powierzchni badawczej (zmienna GOSPODARKA) oraz strukturę zadrzewień/zakrzaceń (zmienna STRUKTURA). W celu zweryfikowania hipotezy zakładającej niezależność występowania gatunków od badanych zmiennych oraz do oceny statystycznej istotności różnic częstości występowania gatunków w zależności od wymienionych wyżej cech jakościowych, przeprowadziłem testy niezależności chi-kwadrat Pearsona.

W kolejnym etapie analiz porównałem strukturę siedlisk na badanych powierzchniach, w podziale na powierzchnie z występowaniem ptaków i powierzchnie, na których ptaki nie występowały. Najpierw przeprowadziłem analizę przekrojową dla zmiennych zawierających informację o odsetku występowania poszczególnych upraw względem zmiennej określającej występowanie danego gatunku. Ze względu na wyraźną skośność rozkładów udziałów poszczególnych upraw na badanych powierzchniach, do scharakteryzowania ich przeciętnego poziomu stosowałem dla porównania, oprócz wartości średnich, także mediany.

Do oceny wpływu analizowanych zmiennych na występowanie ptaków na badanych powierzchniach wykorzystywałem technikę modelowania przeznaczoną dla przypadku zmiennej zależnej o charakterze jakościowym: uogólniony model liniowy (ang. *generalized linear model*, GLZ) z funkcją wiążącą logit. Model taki umożliwia modelowanie i symulację prawdopodobieństwa przynależności badanych obiektów do określonej klasy, w zależności od charakteryzujących go różnych zmiennych objaśniających (predyktorów).

Można go formalnie zapisać w postaci równania:

$$P = \frac{e^{\beta_0 + \beta_1 \cdot X_1 + \beta_2 \cdot X_2 + \dots + \beta_k \cdot X_k}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_1 \cdot X_1 + \beta_2 \cdot X_2 + \dots + \beta_k \cdot X_k}}$$

gdzie:

$P$  = prawdopodobieństwo przynależności obiektu do określonej klasy,

$e$  = podstawa logarytmu naturalnego,

$\beta_0 + \beta_1 X_1 \dots$  = liniowa kombinacja zmiennych niezależnych.

Przy szacowaniu parametrów modelu wykorzystywana jest metoda największej wiarygodności. Interpretacji podlegają oceny parametrów modelu. Dodatni znak oceny parametru przy danej zmiennej objaśniającej oznacza, że czynnik opisywany przez tę zmienną podwyższa możliwość wystąpienia badanego zdarzenia, przy założeniu kontroli wpływu pozostałych zmiennych uwzględnionych w modelu. Wielkość wpływu danej zmiennej objaśniającej ocenia się za pomocą tzw. ryzyka względnego:

$$e^{\beta_j}$$

Wartość tę interpretuje się, w porównaniu z wartością 1 i poprzez wyrażenie uzyskanej różnicy w procentach (por. Sistrom i Garvan 2004). Jeżeli otrzymamy wartość większą od 1, to wówczas uznajemy, że czynnik opisywany przez daną zmienną niezależną powoduje podwyższenie możliwości wystąpienia badanego zdarzenia o wartość  $e^{\beta_j} - 1$  wyrażoną w procentach. Jeśli wartość ta jest mniejsza od 1, to wówczas wnioskujemy, że czynnik opisywany przez daną zmienną obniża możliwość wystąpienia badanego zdarzenia o wartość  $1 - e^{\beta_j}$  wyrażoną w procentach.

Zaletą tej techniki jest możliwość uwzględnienia w modelu zmiennych objaśniających o charakterze jakościowym. Są one zakodowane za pomocą zmiennych zerojedynkowych, przy czym liczba takich zmiennych musi być mniejsza o 1 od liczby stanów, jakie może przejmować dana zmienna jakościowa. Przy interpretacji wielkości  $e^{\beta_j}$  dla tych zmiennych, jako punkt odniesienia przyjmuje się wyróżniony (najlepszy lub najgorszy) stan uwzględnianej zmiennej jakościowej. Jako pomoc wykorzystuje się w takiej sytuacji wyniki analiz jednoczynnikowych.

Aby ocenić modele dla poszczególnych gatunków ptaków, przeprowadzałem następnie porównanie rzeczywistego występowania badanego gatunku z występowaniem przewidywanym przez oszacowany model. Do oszacowania, na ile klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym, sprawdzałem wartości statystyki zwanej ilorazem szans.

Do oceny różnic w liczbie gatunków występujących w przedziałach do 50 m i 50–100 m oraz do 100 m i powyżej 100 m od punktu centralnego powierzchni badawczej, najpierw tworzyłem i oceniałem histogramy rozkładu badanych zmiennych. Ponieważ oceniane rozkłady odbiegały od normalności, do oceny różnic w liczbie gatunków w porównywanych granicach stosowałem nieparametryczny test Manna-Whitneya.

## 4. WYNIKI

### 4.1. Powierzchnie badawcze

W ciągu dwóch lat badań zebrałem dane dla 383 powierzchni badawczych. Z wyjątkiem Karpat, gdzie omijałem tereny wyżej położone, powierzchnie badawcze rozmieszczone były w sposób zbliżony do równomiernego (Ryc. 2). Średnia odległość punktów centralnych najbliższych położonych powierzchni badawczych wynosiła w przybliżeniu 5 km, a punktu centralnego danej powierzchni badawczej z kolejną po najbliższej co do odległości – nieco ponad 8 km.

Większość pomiarów zebranych dla poszczególnych zmiennych na powierzchniach badawczych miała szeroki zakres wartości, stosownie do dużej różnorodności krajobrazu rolniczego Małopolski (Tab. 1). Około 18% powierzchni badawczych było usytuowanych poniżej wysokości 200 m n.p.m. Na wysokościach powyżej 450 m n.p.m. zlokalizowanych było blisko 10% powierzchni, w tym dwie najwyższe położone, na wysokościach 703 i 709 m n.p.m. Wszystkie powierzchnie były położone w odległości większej niż 100 m od terenów zabudowanych, licząc od brzegu powierzchni. Jednak w przedziale od 100 do 200 m odległości od terenów zabudowanych mieściło się już ok. 1/3 powierzchni, a powierzchnie usytuowanych w odległości co najmniej 1 km od terenów zabudowanych było tylko 11%.

Lasy były oddalone co najmniej 100 metrów od punktu liczeń ptaków, z wyjątkiem czterech przypadków, gdy zarastające krzewami i młodymi drzewami stare odłogi o wielkości przekraczającej 10 arów znalazły się bezpośrednio na powierzchni badawczej. Dlatego w tych przypadkach odległość od najbliższego lasu mniejszego niż 10 ha była mniejsza niż 100 m, a najmniejsza zanotowana odległość od lasu wynosiła 30 m (Tab. 1). W odległości mniejszej niż 200 m od lasu dowolnej wielkości zlokalizowanych było ok. 30% powierzchni, a w odległości mniejszej niż 200 m od lasu większego niż 10 ha zlokalizowanych było już tylko 8% powierzchni. Tylko 9% powierzchni znajdowało się w odległości co najmniej 1 km od jakiegokolwiek lasu, natomiast w przypadku lasu powyżej 10 ha proporcja ta wynosiła ok. 38%. W przypadku trzech powierzchni odległość od lasu powyżej 10 ha sięgała ponad 6 km.

Źródła wody w postaci rzek, potoków, rowów melioracyjnych, niewielkich stawów, mokradeł, oczek wodnych często znajdowały się bezpośrednio w granicach powierzchni badawczych. Tak było w przypadku ok. 30% powierzchni. Natomiast tylko ok. 10% powierzchni zlokalizowanych było w odległości większej niż 800 m od źródła wody.

Wskaźnik zmienności wysokości roślinności wahał się w szerokim zakresie stosownie do różnorodności siedlisk, osiągając wartości powyżej 1 na ok. 9% powierzchni. Na ponad 60% powierzchni wartość tego wskaźnika zawierała się natomiast w przedziale wartości od 0,3 do 0,7. Powierzchnie badawcze okazały się równie zróżnicowane pod względem rozdrobnienia pól/siedlisk. Na ok. 15% powierzchni stwierdzono występowanie maksymalnie 5 różnych siedlisk, z kolei na blisko 19% powierzchni wykazano występowanie co najmniej 15 siedlisk. Na rekordowej powierzchni badawczej występowało 45 różnych siedlisk (Tab. 1).

Dla większości powierzchni charakterystyczne było relatywnie duże zwarcie roślinności zielnej. Powierzchni, na których wskaźnik zwarcia osiągał wartości poniżej



0,5 było tylko 4,4%, natomiast powierzchni, na których wskaźnik ten wynosił co najmniej 0,9 było ok. 36%. Na ponad połowie powierzchni wskaźnik zwarcia roślinności osiągnął wartości pomiędzy 0,7 a 0,9.

Tabela 1. Statystyki podstawowe zmiennych ilościowych charakteryzujących powierzchnie badawcze wyznaczone w rolniczym krajobrazie Małopolski w latach 2003–2004

Table 1. Basic statistics for quantitative variables characterising study plots established in the agricultural landscape of Małopolska in 2003–2004

Zmienna, jednostka <i>Variable, unit</i>	Stosowany skrót <i>Abbreviation used</i>	Wartość minimalna <i>Minimum</i>	Wartość maksymalna <i>Maximum</i>	Średnia <i>Mean</i>	Odchylenie standardowe <i>SD</i>	Mediana <i>Median</i>
Wysokość bezwzględna, m n.p.m. <i>Absolute height, m a.s.l.</i>	WYSOKOŚĆ	152	709	297	112	271
Odległość od zabudowy, m <i>Distance from the nearest built-up area, m</i>	ZABUDOWA	100	2500	444	404	300
Odległość od lasu < 10 ha, m <i>Distance from the nearest forest of size &lt; 10 hectares, m</i>	LASMAŁY	30	3410	420	418	260
Odległość od lasu > 10 ha, m <i>Distance from the nearest forest of size &gt; 10 hectares, m</i>	LASDUŻY	100	6400	1047	946	780
Odległość od wody, m <i>Distance from water, m</i>	WODA	0	4500	326	484	200
Zmienność wysokości roślinności <i>Vegetation heterogeneity</i>	ROŚLINNOŚĆ	0,13	2,07	0,59	0,31	0,53
Rozdrobnienie pól/siedlisk <i>Fragmentation of fields/habitats</i>	MOZAIKA	1	45	11	6	10
Zwarcie roślinności <i>Vegetation density</i>	ZWARCIE	0,15	1	0,82	0,15	0,86

W każdej z trzech wyróżnionych w regionie krain geograficznych skontrolowano zbliżoną liczbę powierzchni badawczych (Tab. 2). Również każdy z czterech wyróżnionych typów gospodarowania był reprezentowany na powierzchniach badawczych ze zbliżoną częstością, mieszczącą się w przedziale 22,2–29,0%. Na 78,6% wszystkich powierzchni występowały drzewa lub krzewy; były one zwykle rozmieszczone w sposób skupiskowy lub losowy, znacznie rzadziej w sposób równomierny. Ze względu na duże zagęszczenie ludności i rozproszoną zabudowę, udział powierzchni, przez które przebiegały linie elektroenergetyczne był wysoki i wynosił 40,2% wszystkich badanych powierzchni (Tab. 2).

Do upraw najczęściej stwierdzanych na powierzchniach badawczych należały zboża jare (ponad 80% powierzchni). Ponadto, na ponad 60% powierzchni notowane były: odłogi i ugory, zboża ozime, uprawy warzywne, łąki i pastwiska oraz zadrzewienia/zakrzaczenia. Znacznie mniej rozpowszechniony był rzepak (17,5% powierzchni), a także zbiorowiska szuwarowe (26% powierzchni) i kukurydza (31% powierzchni). Zboża

Tabela 2. Zmienne jakościowe charakteryzujące powierzchnie badawcze wyznaczone w rolniczym krajobrazie Małopolski w latach 2003–2004 wraz z ich frekwencją i procentowym udziałem

Table 2. Qualitative variables characterising study plots established in the agricultural landscape of Małopolska in 2003–2004, complete with their frequencies and percentage shares

Zmienne i ich składowe <i>Variables and their components</i>	Stosowany skrót <i>Abbreviation used</i>	N	Procentowy udział (%) <i>Percentage share (%)</i>
Typ gospodarowania <i>Type of management</i>	GOSPODARKA	383	100,0
Ekstensywny sposób gospodarowania <i>Extensive management</i>	EKSTENSYWNY	85	22,2
Intensywny sposób gospodarowania <i>Intensive management</i>	INTENSYWNY	111	29,0
Mieszany sposób gospodarowania <i>Mixed management</i>	MIESZANY	98	25,6
Pośredni sposób gospodarowania <i>Transitory management</i>	POŚREDNI	89	23,2
Struktura zadrzewień <i>Structure of trees/shrubs</i>	STRUKTURA	383	100,0
Brak drzew i krzewów <i>No trees and shrubs</i>	BEZDRZEW	82	21,4
Drzewa i krzewy rozmieszczone losowo <i>Trees and shrubs arranged randomly</i>	LOSOWO	131	34,2
Drzewa i krzewy rozmieszczone równomiernie <i>Trees and shrubs arranged uniformly</i>	RÓWNOMIERNIE	38	9,9
Drzewa i krzewy rozmieszczone skupiskowo <i>Trees and shrubs arranged in clusters</i>	SKUPISKOWO	132	34,5
Obecność linii elektroenergetycznych <i>Presence of power lines</i>	LINIE	383	100,0
Brak linii na powierzchni badawczej <i>No power lines in the study plot</i>	BEZLINII	229	59,8
Linie obecne na powierzchni badawczej <i>Power lines present in the study plot</i>	ZLINIAMI	154	40,2
Kraina geograficzna <i>Geographical region</i>	KRAINA	383	100,0
Powierzchnia badawcza położona na Wyżynach <i>Study plot situated in the Upland Region</i>	WYŻYNY	135	35,2
Powierzchnia badawcza położona na Podkarpaciu <i>Study plot situated in the Podkarpacie Region</i>	PODKARPACIE	117	30,6
Powierzchnia badawcza położona w Karpatach <i>Study plot situated in the Carpathians</i>	KARPATY	131	34,2

należały do upraw o największym udziale powierzchniowym. Średnio zajmowały one nieco ponad 45% powierzchni badawczej, przy czym areal zbóż jarych był średnio o 7,6% wyższy, niż areal zbóż ozimych (Tab. 3). W dalszej kolejności największe pokrycie na powierzchniach badawczych miały łąki, uprawy warzyw oraz odłogi wraz z ugorami i innymi nieużytkami. Najmniejszy udział miały natomiast siedliska szuwarowe, zadrzewienia z zakrzaczeniami oraz rzepak wraz z uprawami o zbliżonej strukturze (Tab. 3).

Tabela 3. Zmienne związane ze strukturą siedlisk, stosowane w analizach statystycznych, wraz z informacją o częstości występowania siedlisk i średnim pokryciu obliczonym dla powierzchni badawczych łącznie  
 Table 3. The variables associated with the structure of habitats, applied in statistical analyses, with information on the frequency of occurrence of habitats and average cover, calculated as a total for all study plots

Zmienna <i>Variable</i>	Stosowany skrót <i>Abbreviation used</i>	Frekwencja <i>Frequency</i>		Pokrycie Cover (%)		
		N	%	Średnia <i>Mean</i>	Odchylenie standardowe <i>SD</i>	Mediana <i>Median</i>
Zboża ozime <i>Winter cereals</i>	OZIME	269	70,2	19,1	19,6	15
Zboża jare <i>Spring cereals</i>	JARE	310	80,9	26,7	21,0	25
Okopowe i inne warzywa <i>Vegetable crops, bulb and root crops</i>	OKOPOWE	252	65,8	12,5	14,3	10
Kukurydza i uprawy o podobnej strukturze <i>Maize and crops of similar structure</i>	KUKURYDZA	120	31,3	5,4	14,1	0
Rzepak i uprawy o podobnej strukturze <i>Rape and crops of similar structure</i>	RZEPAK	67	17,5	2,4	9,2	0
Łąki i pastwiska <i>Meadows and pastures</i>	ŁĄKI	230	60,1	16,3	21,0	10
Ugory, odłogi i nieużytki <i>Fallow lands and wastelands</i>	UGORY	307	80,2	12,1	20,4	3
Szuwary roślinności zielnej <i>Rushes of herbaceous plants</i>	SZUWARY	98	25,6	3,6	13,0	0
Drzewa i krzewy <i>Trees and shrubs</i>	DRZEWA	292	76,2	2,7	4,7	1

## 4.2. Awifauna lęgowa

### 4.2.1. Rozpowszechnienie gatunków

Uwzględniając przedział odległości liczeń bez limitu granic, łącznie na powierzchniach badawczych stwierdziłem występowanie 99 gatunków ptaków lęgowych. W przedziale do 50 metrów od punktu liczeń zanotowałem 43 gatunki lęgowe, a w przedziale do 100 metrów – 59 gatunków (Tab. 4). Gatunkiem o najwyższej frekwencji we wszystkich przedziałach odległości był skowronek. W granicach powierzchni badawczych o promieniu do 100 metrów gatunek ten był stwierdzony na blisko 80% powierzchni. Inne gatunki były rejestrowane znacznie rzadziej. Do gatunków stwierdzanych na 25–50% powierzchni należały: pliszka żółta, cierniówka, trznadel, gąsiorzek, potrzuszcz, pokląskwa, bażant. Poza wymienionymi, do gatunków typowych dla terenów rolniczych, a równocześnie stwierdzanych na tyle często, że możliwe było przeprowadzenie dla nich analiz statystycznych, należały: przepiórka, łożówka, czajka, makolągwa, kuropatwa, kłaskawka, potrzos, świergotek łąkowy, mazurek, ortolan, derkacz, srokosz.

Tabela 4. Gatunki ptaków stwierdzone na 383 powierzchniach badawczych wyznaczonych w rolniczym krajobrazie Małopolski w latach 2003–2004\*: A – liczba powierzchni ze stwierdzeniem gatunku, B – liczba stwierdzeń gatunku w granicach 0–50 m, C – liczba stwierdzeń gatunku w granicach 0–100 m, D – liczba stwierdzeń gatunku w granicach powyżej 100 m, E – procent stwierdzeń gatunków z przedziału 0–50 m w stosunku do stwierdzeń z przedziału 0–100 m, F – procent stwierdzeń gatunków z przedziału 0–100 m w stosunku do wszystkich stwierdzeń, G – rozpowszechnienie gatunków liczone w przedziale 0–100 m

Table 4. The species of birds found on 383 study plots established in the agricultural landscape of the Małopolska region in 2003–2004\*: A – number of plots where a given species was recorded, B – number of records of a particular species within the range of 0–50 m, C – number of records of a species within the range of 0–100 m, D – number of records of a species within the range of over 100 m, E – percentage of records in the range of 0–50 m in relation to records in the range of 0–100 m, F – percentage of records in the range of 0–100 m in relation to all records, G – species occupancy calculated for the range of 0–100 m

L.p.	Gatunek <i>Species</i>	A	B	C	D	E	F	G
1	Łozówka <i>Acrocephalus palustris</i>	100	50	82	47	60,9	82,0	21,4
2	Rokitniczka <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	9	5	6	6	83,3	66,7	1,6
3	Trzcinniczek <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	8	3	4	4	75,0	50,0	1,0
4	Skowronek <i>Alauda arvensis</i>	314	227	302	173	75,2	96,2	78,9
5	Krzyżówka <i>Anas platyrhynchos</i>	14	4	6	8	66,7	42,9	1,6
6	Świergotek polny <i>Anthus campestris</i>	2	0	1	2	0	50,0	0,3
7	Świergotek łąkowy <i>Anthus pratensis</i>	54	22	42	20	52,4	77,8	11,0
8	Świergotek drzewny <i>Anthus trivialis</i>	32	0	4	30	0	12,5	1,0
9	Myszołów <i>Buteo buteo</i>	47	2	5	42	40,0	10,6	1,3
10	Makolągwa <i>Carduelis cannabina</i>	92	44	70	35	62,9	76,1	18,3
11	Szczygieł <i>Carduelis carduelis</i>	21	2	5	16	40,0	23,8	1,3
12	Dzwoniec <i>Carduelis chloris</i>	12	0	2	11	0	16,7	0,5
13	Dziwonia <i>Carpodacus erythrinus</i>	9	0	3	6	0	33,3	0,8
14	Bocian biały <i>Ciconia ciconia</i>	40	2	20	21	10,0	50,0	5,2
15	Błotniak stawowy <i>Circus aeruginosus</i>	19	4	14	5	28,6	73,7	3,7
16	Grzywacz <i>Columba palumbus</i>	59	5	11	52	45,5	18,6	2,9
17	Przepiórka <i>Coturnix coturnix</i>	109	22	90	29	24,4	82,6	23,5
18	Derkacz <i>Crex crex</i>	41	10	30	16	33,3	73,2	7,8
19	Kukułka <i>Cuculus canorus</i>	53	3	4	50	75,0	7,6	1,0
20	Potrzeszcz <i>Emberiza calandra</i>	129	57	117	40	48,7	90,7	30,5
21	Trznadel <i>Emberiza citrinella</i>	158	55	130	69	42,3	82,3	33,9
22	Ortolan <i>Emberiza hortulana</i>	47	13	34	23	38,2	72,3	8,9
23	Potrzos <i>Emberiza schoeniclus</i>	59	25	42	22	59,6	71,2	11,0
24	Pustułka <i>Falco tinnunculus</i>	33	5	19	16	26,3	57,6	5,0
25	Zięba <i>Fringilla coelebs</i>	69	0	10	62	0	14,5	2,6
26	Kszyk <i>Gallinago gallinago</i>	3	0	2	1	0	66,7	0,5
27	Zaganiacz <i>Hippolais icterina</i>	10	0	1	9	0	10,0	0,3
28	Gąsiorek <i>Lanius collurio</i>	149	58	119	41	48,7	80,0	31,1
29	Srokosz <i>Lanius excubitor</i>	49	7	26	23	26,9	53,1	6,8
30	Rycyk <i>Limosa limosa</i>	4	3	3	2	100	75,0	0,8
31	Strumieniówka <i>Locustella fluviatilis</i>	19	1	8	13	12,5	42,1	2,1
32	Świerszczak <i>Locustella naevia</i>	26	7	19	9	36,8	73,1	5,0
33	Lerka <i>Lullula arborea</i>	6	0	1	5	0	16,7	0,3



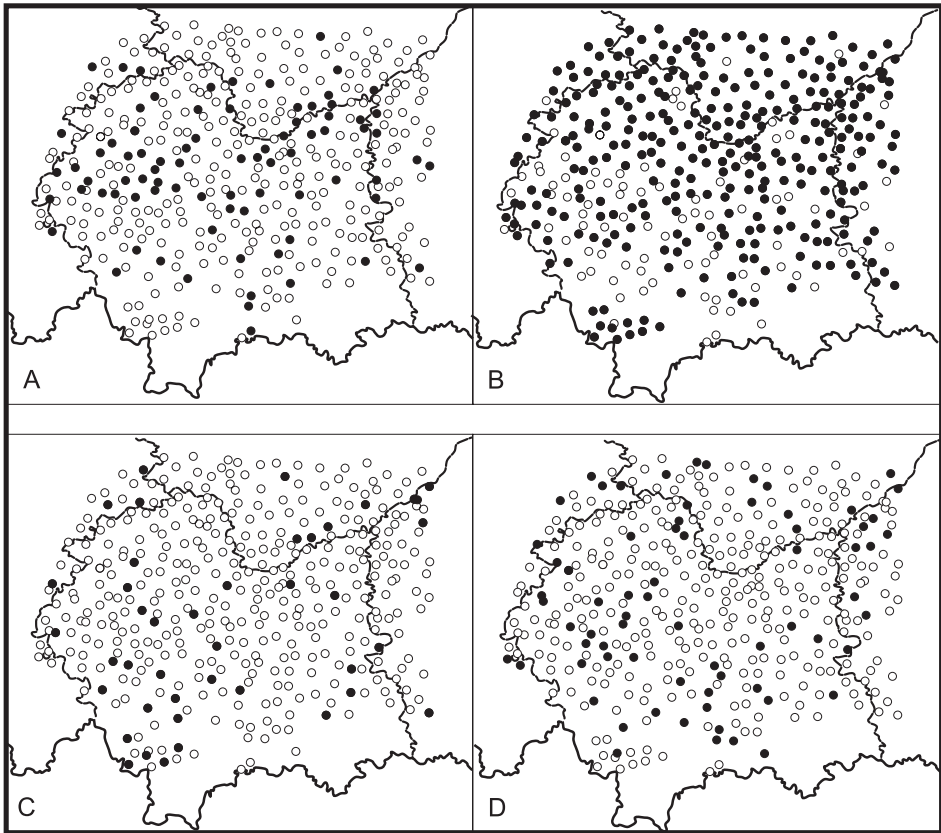
L.p.	Gatunek <i>Species</i>	A	B	C	D	E	F	G
34	Słowik rdzawy <i>Luscinia megarhynchos</i>	7	0	1	6	0	14,3	0,3
35	Pliszka siwa <i>Motacilla alba</i>	13	1	2	11	50,0	15,4	0,5
36	Pliszka żółta <i>Motacilla flava</i>	192	135	180	24	75,0	93,8	47,0
37	Białorzzytka <i>Oenanthe oenanthe</i>	8	3	4	4	75,0	50,0	1,0
38	Bogatka <i>Parus major</i>	31	1	3	29	33,3	9,7	0,8
39	Wróbel <i>Passer domesticus</i>	25	0	1	24	0	4,0	0,3
40	Mazurek <i>Passer montanus</i>	51	19	37	17	51,4	72,5	9,7
41	Kuropatwa <i>Perdix perdix</i>	76	23	46	30	50,0	60,5	12,0
42	Bażant <i>Phasianus colchicus</i>	132	38	113	20	33,6	85,6	29,5
43	Piecuszek <i>Phylloscopus trochilus</i>	26	0	5	23	0	19,2	1,3
44	Sroka <i>Pica pica</i>	65	6	17	55	35,3	26,2	4,4
45	Dzięcioł zielony <i>Picus viridis</i>	7	0	1	6	0	14,3	0,3
46	Pokląskwa <i>Saxicola rubetra</i>	131	76	115	40	66,1	87,8	30,0
47	Kląskawka <i>Saxicola rubicola</i>	67	21	46	21	45,6	68,7	12,0
48	Kulczyk <i>Serinus serinus</i>	15	1	2	13	50,0	13,3	0,5
49	Szpak <i>Sturnus vulgaris</i>	50	1	3	49	33,3	6,0	0,8
50	Kapturka <i>Sylvia atricapilla</i>	59	1	5	55	20,0	8,5	1,3
51	Gajówka <i>Sylvia borin</i>	21	1	3	18	33,3	14,3	0,8
52	Cierniówka <i>Sylvia communis</i>	186	88	163	47	54,0	87,6	42,6
53	Piegża <i>Sylvia curruca</i>	10	0	1	9	0	10,0	0,3
54	Jarzębatka <i>Sylvia nisoria</i>	7	1	3	5	33,3	42,9	0,8
55	Krwawodziób <i>Tringa totanus</i>	3	0	2	1	0	66,6	0,5
56	Kos <i>Turdus merula</i>	39	0	3	38	0	7,7	0,8
57	Kwiczół <i>Turdus pilaris</i>	31	0	1	30	0	3,2	0,3
58	Dudek <i>Upupa epops</i>	7	1	3	4	33,3	42,9	0,8
59	Czajka <i>Vanellus vanellus</i>	81	43	72	35	59,7	88,9	18,8

\*) W tabeli uwzględniono tylko gatunki stwierdzone w granicach 0–100 metrów (*The Table includes only species found in the range of 0–100 metres*).

Jeśli porównać rozpowszechnienie dwudziestu najczęściej występujących gatunków w dwóch przedziałach odległości: 0–50 m i 0–100 m od punktu centralnego, to w pierwszym przedziale znalazło się po ok. 75% stwierdzeń skowronka i pliszki żółtej, 50–75% stwierdzeń łożówki, świergotka łąkowego, makolągwy, potrzosa, mazurka, kuropatwy, pokląskwy, cierniówki i czajki oraz poniżej 50% stwierdzeń przepiórki, derkacza, trznadla, ortolana, gąsiora, potrzyszca i kląskawki z drugiego przedziału (Tab. 4). Z kolei w przedziale od 0 do 100 metrów znalazło się ponad 90% wszystkich stwierdzeń skowronka, pliszki żółtej i potrzyszca, ponad 80% wszystkich stwierdzeń czajki, pokląskwy, cierniówki, bażanta, przepiórki, trznadla, łożówki i gąsiora, ponad 70% wszystkich stwierdzeń świergotka łąkowego, makolągwy, derkacza, mazurka, ortolana i potrzosa oraz ponad 60% wszystkich stwierdzeń kląskawki i kuropatwy. Spośród gatunków o najwyższym rozpowszechnieniu jedynie w przypadku srokosza liczba stwierdzeń w przedziale od 0 do 100 metrów wyniosła poniżej 60% wszystkich stwierdzeń (Tab. 4).

Dzięki naniesieniu współrzędnych geograficznych punktów centralnych powierzchni badawczych na mapę, otrzymałem obraz rozmieszczenia gatunków na obszarze objętym badaniami.

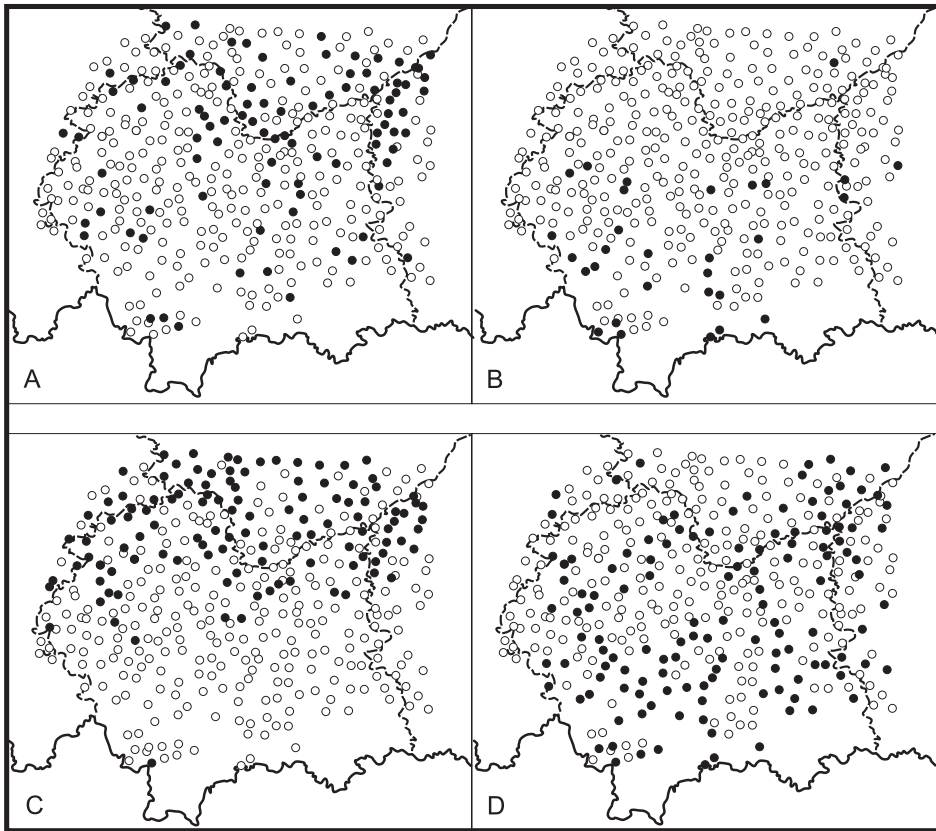
- Występowanie łożówki było nieregularne. Największe skupienia powierzchni, na których gatunek regularnie występował, znajdowały się w północno-zachodniej części województwa małopolskiego oraz w północno-wschodniej części województwa małopolskiego przy granicy z województwami świętokrzyskim i podkarpackim (Ryc. 11A). W pozostałych miejscach łożówka występowała rzadko.
- Skowronek, jako gatunek o najwyższym rozpowszechnieniu, występował regularnie na większości obszaru, z wyjątkiem jego południowej, karpackiej części, gdzie był wyraźnie rzadszy (Ryc. 11B). W Karpatach skowronek występował powszechnie jedynie w płaskiej, choć wysoko położonej (ponad 600 m n.p.m.) Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej i jej okolicach.
- Świergotek łąkowy był rejestrowany rzadko i nieregularnie. Najwięcej powierzchni z jego występowaniem odnotowano w południowo-zachodniej części województwa małopolskiego (Ryc. 11C).



Ryc. 11. Występowanie gatunków na powierzchniach badawczych w granicach do 100 m od obserwatora. Ciemne kółka oznaczają powierzchnie z występowaniem gatunku, jasne – powierzchnie, na których gatunku nie stwierdzono: A. Łóżwka *Acrocephalus palustris*; B. Skowronek *Alauda arvensis*; C. Świergotek łąkowy *Anthus pratensis*; D. Makolągwa *Carduelis cannabina*

Fig. 11. The occurrence of bird species on study plots within a distance of 100 m from the observer. Dark circles denote plots with the species present and open circles, the plots where the species was not found: A. Marsh Warbler; B. Eurasian Skylark; C. Meadow Pipit; D. Eurasian Linnet

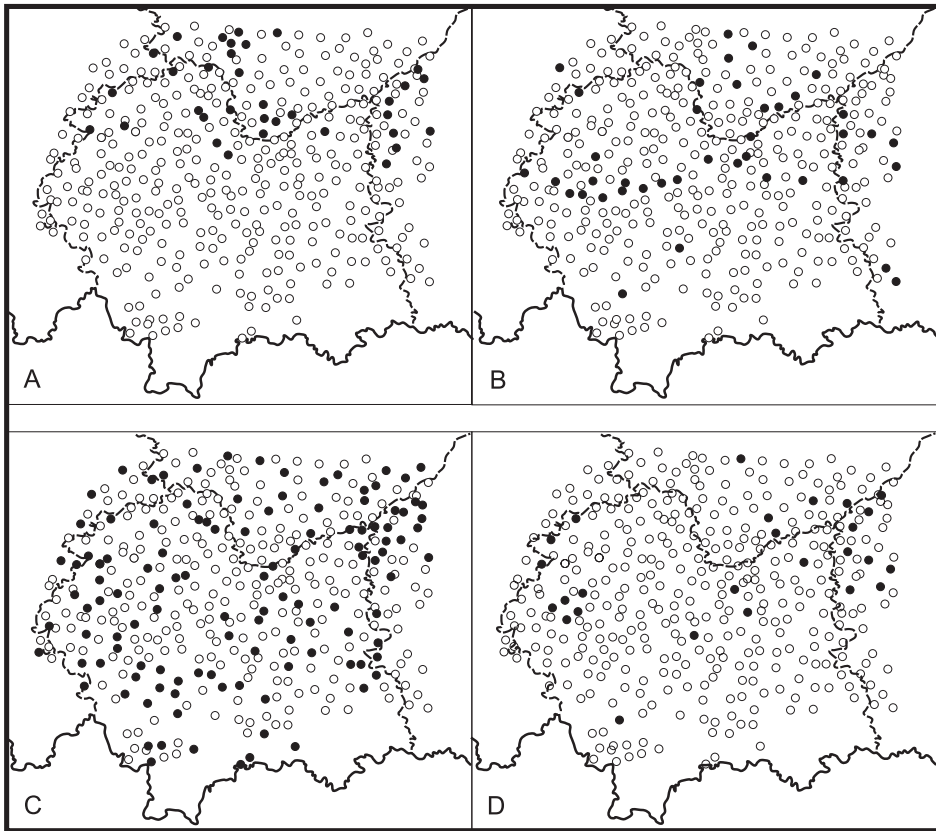
- Makolągwa występowała lokalnie dość często (Ryc. 11D), lecz równocześnie nie była prawie stwierdzana na dużym areale w centralnej części obszaru badań (Nizina Nadwiślańska, Płaskowyż Tarnowski, Płaskowyż Proszowicki i Podgórze Bocheńskie).
- Rozmieszczenie przepiórki było bardzo nieregularne. W północno-zachodniej części województwa podkarpackiego, północnej części małopolskiego i południowej świętokrzyskiego występowała miejscami regularnie, na pozostałym obszarze – raczej rzadko (Ryc. 12A).
- Derkacz prawie nie występował na obszarze położonym na północ od równoleżnika 50°N. Jednak nawet na powierzchniach zlokalizowanych w Karpatach jego występowanie było nieregularne (Ryc. 12B).
- Potrzezcz występował tylko w północnej części terenu badań (Ryc. 12C). Jedyne oderwane stanowisko na południu położone było w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej.



Ryc. 12. Występowanie gatunków na powierzchniach badawczych w granicach do 100 m od obserwatora. Ciemne kółka oznaczają powierzchnie z występowaniem gatunku, jasne – powierzchnie, na których gatunku nie stwierdzono: A. Przepiórka *Coturnix coturnix*; B. Derkacz *Crex crex*; C. Potrzezcz *Emberiza calandra*; D. Trznadel *Emberiza citrinella*

Fig. 12. The occurrence of bird species on study plots within a distance of 100 m from the observer. Dark circles denote plots with the species present and open circles, the plots where the species was not found: A. Common Quail; B. Corncrake; C. Corn Bunting; D. Yellowhammer

- Trznadel najczęściej stwierdzany był w południowej i północno-wschodniej części badanego obszaru, rzadko notowany był natomiast w północnych krainach Małopolski (Wyżyna Częstochowska, Płaskowyż Jędrzejowski, Wyżyna Olkuska), a także na Płaskowyżu Proszowickim i Podgórzu Wilamowickim (Ryc. 12D).
- Ortolan występował bardzo nieregularnie i wyłącznie w północnej części badanego obszaru (Ryc. 13A).
- Potrzos występował raczej rzadko i nieregularnie, najczęściej w mezoregionach położonych wzdłuż Wisły (Ryc. 13B).
- Gąsiorek występował regularnie na całym obszarze badań (Ryc. 13C), najrzadszy był na powierzchniach w południowo-zachodniej części województwa podkarpackiego i na terenach położonych w województwie małopolskim na północ od Tarnowa.
- Występowanie srokosza było wyraźnie skupiskowe (Ryc. 13D). Gatunek w ogóle nie był stwierdzony w południowo-wschodniej części terenu badań.

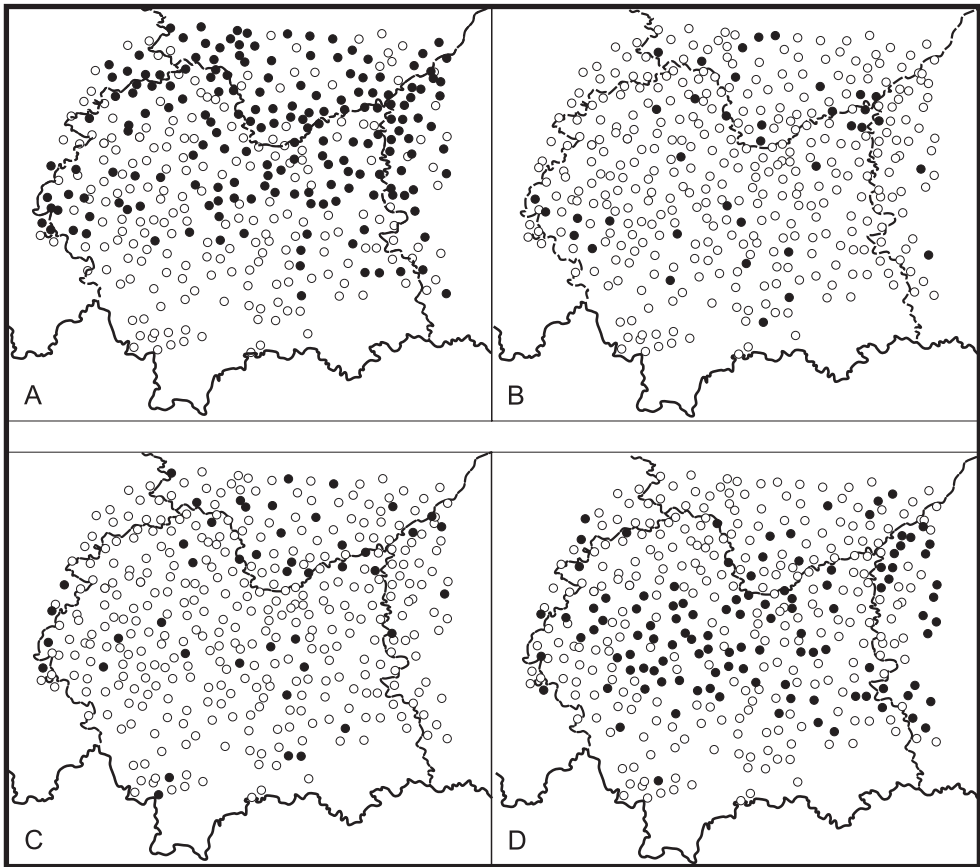


Ryc. 13. Występowanie gatunków na powierzchniach badawczych w granicach do 100 m od obserwatora. Ciemne kółka oznaczają powierzchnie z występowaniem gatunku, jasne – powierzchnie, na których gatunku nie stwierdzono: A. Ortolan *Emberiza hortulana*; B. Potrzos *Emberiza schoeniclus*; C. Gąsiorek *Lanius collurio*; D. Srokosz *Lanius excubitor*

Fig. 13. The occurrence of bird species on study plots within a distance of 100 m from the observer. Dark circles denote plots with the species present and open circles, the plots where the species was not found: A. Ortolan Bunting; B. Reed Bunting; C. Red-backed Shrike; D. Great Grey Shrike



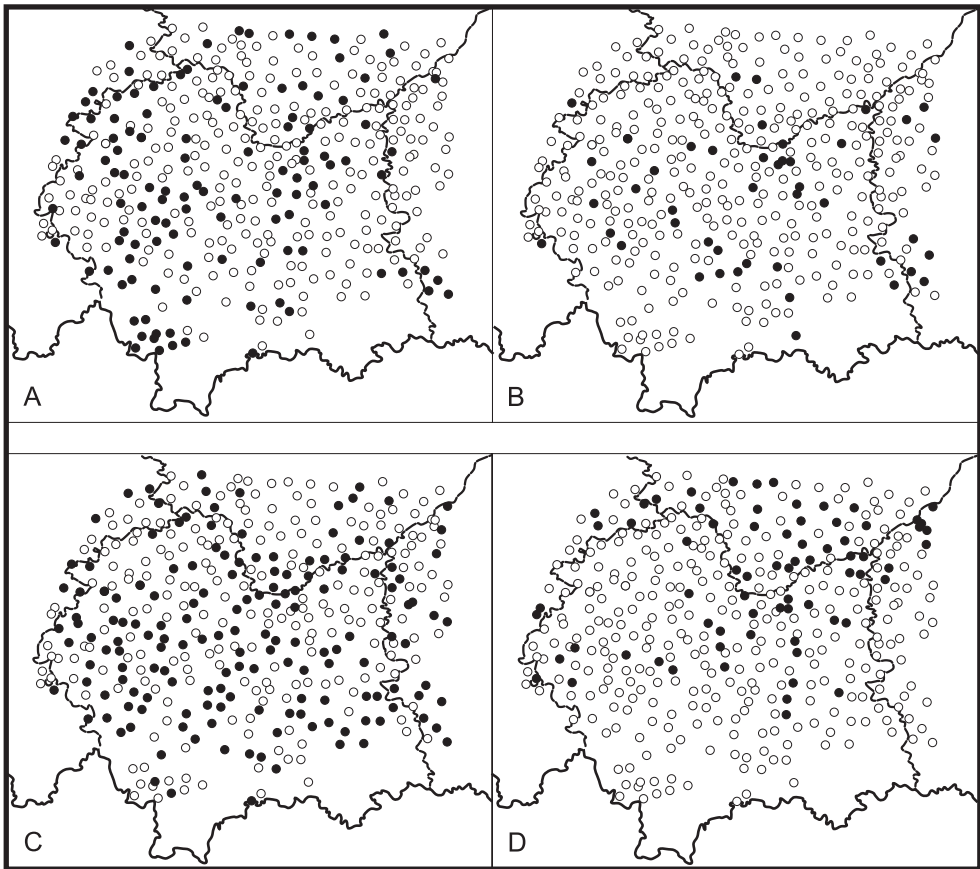
- Pliszka żółta występowała regularnie i często w północnej i wschodniej części terenu badań, w południowo-zachodniej Małopolsce nie występowała zupełnie, a na pozostałym obszarze była dość rzadka (Ryc. 14A).
- Mazurek występował rzadko na całym obszarze, bez jakiegoś wyraźnego wzorca występowania (Ryc. 14B).
- Rozmieszczenie kuropatwy było dość regularne, pomimo niezbyt dużej liczby stwierdzeń. Największe zagęszczenie powierzchni, na których gatunek występował znajdowało się w południowej części województwa świętokrzyskiego (Ryc. 14C).
- Bażant występował często i regularnie w centralnej części województwa małopolskiego i północno-zachodniej części województwa podkarpackiego, natomiast raczej rzadko i nieregularnie notowany był w południowej i północno-zachodniej części terenu badań (Ryc. 14D).



Ryc. 14. Występowanie gatunków na powierzchniach badawczych w granicach do 100 m od obserwatora. Ciemne kółka oznaczają powierzchnie z występowaniem gatunku, jasne – powierzchnie, na których gatunku nie stwierdzono: A. Pliszka żółta *Motacilla flava*; B. Mazurek *Passer montanus*; C. Kuropatwa *Perdix perdix*; D. Bażant *Phasianus colchicus*

Fig. 14. The occurrence of bird species on study plots within a distance of 100 m from the observer. Dark circles denote plots with the species present and open circles, the plots where the species was not found: A. Yellow Wagtail; B. Tree Sparrow; C. Grey Partridge; D. Common Pheasant

- Rozmieszczenie pokląskwy miało charakter skupiskowy (Ryc. 15A). Najmniej powierzchni z występowaniem gatunku odnotowano we wschodniej części terenu badań.
- Rozmieszczenie powierzchni z występowaniem kłaskawki było dość regularne, choć gatunek występował dość rzadko: najrzadszy był w północnej części badanego obszaru (Ryc. 15B).
- Cierniówka występowała dość często na całym obszarze (Ryc. 15C). Nieco mniej regularnie występowała tylko w północnych makroregionach: na Wyżynie Krakowsko-Częstochowskiej i w Niece Nidziańskiej.
- Rozmieszczenie czajki było bardzo nieregularne. Gatunek nie występował w południowej Małopolsce (Ryc. 15D), rzadki był również w północno-zachodniej części województwa małopolskiego.



Ryc. 15. Występowanie gatunków na powierzchniach badawczych w granicach do 100 m od obserwatora. Ciemne kółka oznaczają powierzchnie z występowaniem gatunku, jasne – powierzchnie, na których gatunku nie stwierdzono: A. Pokląskwa *Saxicola rubetra*; B. Kłaskawka *Saxicola rubicola*; C. Cierniówka *Sylvia communis*; D. Czajka *Vanellus vanellus*

Fig. 15. The occurrence of bird species on study plots within a distance of 100 m from the observer. Dark circles denote plots with the species present and open circles, the plots where the species was not found: A. Whinchat; B. Common Stonechat; C. Common Whitethroat; D. Northern Lapwing

## 4.2.2. Zróżnicowanie liczby gatunków w przedziałach odległości liczeń

Analizie poddałem rozkłady liczby gatunków stwierdzonych w przedziałach: od punktu centralnego do 50 m, od 50 m do 100 m oraz do 100 m i powyżej 100 m od punktu liczeń (Tab. 5).

Tabela 5. Podstawowe statystyki opisowe dla liczby gatunków stwierdzonych na powierzchni badawczej w zależności od przedziału odległości liczeń metodą punktową. Wyniki obejmują dane dla 383 powierzchni badawczych wyznaczonych w rolniczym krajobrazie Małopolski w latach 2003–2004

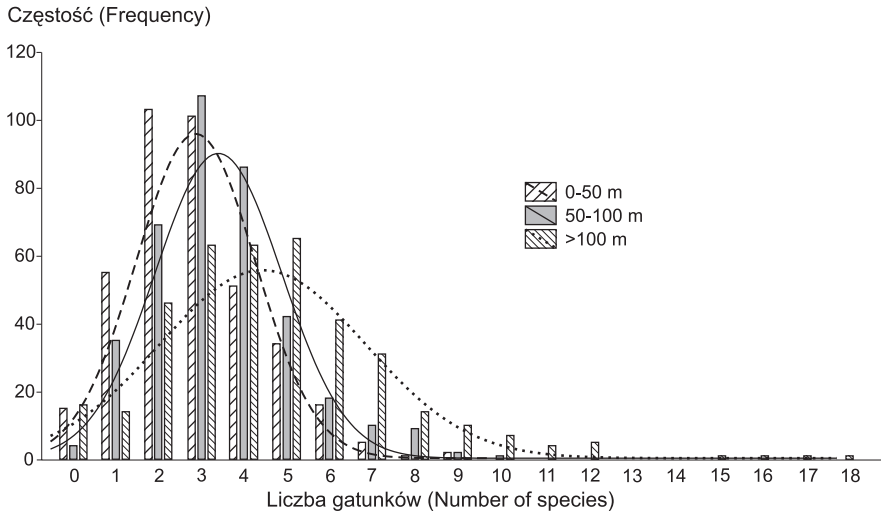
Table 5. The basic descriptive statistics for the number of species found in a study plot in relation to the distance range of point count method used. The results include data from 383 study plots established in the agricultural landscape of the Małopolska region in 2003–2004

Przedział odległości (m) <i>Range (m)</i>	Średnia <i>Mean</i>	Błąd standardowy <i>Standard error</i>	Mediana <i>Median</i>	Wartość minimalna <i>Minimum</i>	Wartość maksymalna <i>Maximum</i>
0–50	2,9	1,6	3	0	9
50–100	3,5	1,7	3	0	10
0–100	5,4	2,4	5	0	14
>100	4,6	2,7	4	0	18

Wyniki nie są jednoznaczne. Widać zróżnicowanie średnich arytmetycznych: w przedziale 0–50 metrów wartość średniej jest niższa niż w przedziale 50–100 metrów, natomiast średnia liczba gatunków w przedziale 0–100 metrów jest wyższa niż w przedziale powyżej 100 metrów. Jednak różnice w wartościach median dla dwóch porównywanych par przedziałów albo nie istnieją, albo są minimalne (Tab. 5). Histogramy rozkładów liczby gatunków w testowanych przedziałach odległości wskazują na umiarkowaną prawostronną skośność. Wynika z nich, że w granicach do 50 m najczęściej stwierdzano 2–3 gatunki ptaków, w granicach 50–100 m – 3–4 gatunki, a w przedziale powyżej 100 m – 3–5 gatunków ptaków (Ryc. 16). Natomiast w przedziale 0–100 m od punktu liczeń najczęściej notowano 4–5 gatunków ptaków (Ryc. 17).

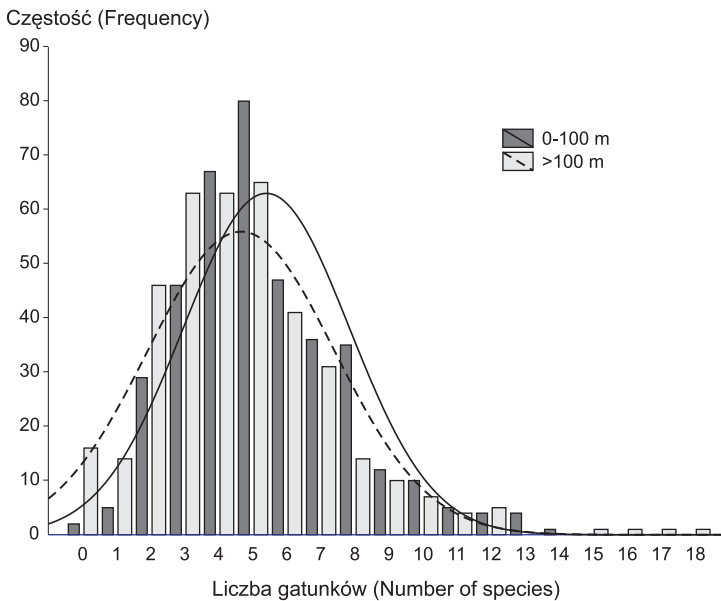
Przedstawienie rozkładów badanych zmiennych na jednym wykresie pozwala zauważyć przesunięcia rozkładów liczby gatunków względem siebie w trzech analizowanych przedziałach. Rozkład liczby gatunków w przedziale 0–50 m znajduje się wyraźnie po lewej stronie wykresu i jest najbardziej ostry, rozkład liczby gatunków w przedziale powyżej 100 m znajduje się wyraźnie po prawej stronie wykresu i jest najbardziej spłaszczony, a rozkład liczby gatunków w przedziale od 50 do 100 m zajmuje położenie pośrednie (Ryc. 16). Z kolei jeśli porównywać dwa przedziały odległości: 0–100 m i powyżej 100 m, widać nieznaczne przesunięcie rozkładu liczby gatunków w przedziale 0–100 m w prawą stronę w stosunku do rozkładu liczby gatunków w przedziale powyżej 100 m (Ryc. 17).

Test Shapiro-Wilka wykazał, że rozkłady liczby gatunków w każdym z analizowanych przedziałów odległości odbiegają od normalnego ( $p < 0,001$ ). W związku z tym do oceny różnic liczby gatunków w porównywanych przedziałach odległości zastosowałem nieparametryczny test Manna-Whitneya. Wyniki upoważniają do odrzucenia hipotezy zakładającej równość liczby gatunków na powierzchniach w analizowanych przedziałach odległości. Liczba gatunków występujących na powierzchniach badawczych w przedziale od 50 do 100



Ryc. 16. Porównanie rozkładów liczby gatunków na powierzchniach badawczych dla trzech różnych przedziałów odległości: 0–50 m, 50–100 m i powyżej 100 m

Fig. 16. The distribution of the species numbers on study plots for three counting bands: 0–50 m, 50–100 m and more than 100 m



Ryc. 17. Porównanie rozkładów liczby gatunków na powierzchniach badawczych dla dwóch przedziałów odległości: 0–100 m i powyżej 100 m

Fig. 17. The distribution of the numbers of species on study plots for two counting bands: 0–100 m and more than 100 m

metrów jest istotnie wyższa, niż w przedziale od 0 do 50 metrów ( $Z = -5,08$ ,  $p < 0,001$ ), a liczba gatunków występujących na powierzchniach w przedziale od 0 do 100 metrów jest istotnie wyższa, niż w przedziale powyżej 100 metrów od miejsca liczeń ( $Z = 4,38$ ,  $p < 0,001$ ).



### 4.3. Występowanie gatunków a zmienne ilościowe

Większość współczynników korelacji pomiędzy zmiennymi jest mniejsza od 0,2, co świadczy o tym, że analizowane zmienne są ze sobą słabo skorelowane. Najwyżej skorelowane okazały się zmienne LASMAŁY i LASDUŻY, dla których współczynnik korelacji osiągnął wartość 0,4 (Tab. 6).

Tabela 6. Współczynniki korelacji pomiędzy zmiennymi ilościowymi wykorzystywanymi w badaniach występowania ptaków w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004

Table 6. The correlation coefficients between quantitative variables, used in the studies on the occurrence of birds in the agricultural landscape of the Małopolska region in 2003–2004

Zmienne <i>Variables</i>	WYSO- KOŚĆ	ZABU- DOWA	LAS- MAŁY	LAS- DUŻY	WODA	ROŚLIN- NOŚĆ	MOZA- IKA	ZWAR- CIE
WYSOKOŚĆ	–	–0,04	–0,07	–0,26	0,05	0,07	0,12	0,05
ZABUDOWA	–0,04	–	0,21	0,07	0,23	0,11	–0,16	–0,10
LASMAŁY	–0,07	0,21	–	0,40	0,11	–0,09	–0,03	0,00
LASDUŻY	–0,26	0,07	0,40	–	0,01	–0,11	–0,06	–0,08
WODA	0,05	0,23	0,11	0,01	–	–0,07	–0,08	–0,09
ROŚLINNOŚĆ	0,07	0,11	–0,09	–0,11	–0,07	–	–0,14	0,08
MOZAIKA	0,12	–0,16	–0,03	–0,06	–0,08	–0,14	–	0,01
ZWARCIE	0,05	–0,10	0,00	–0,08	–0,09	0,08	0,01	–

#### Wysokość bezwzględna

Do gatunków, których miejsca występowania (powierzchnie badawcze) częściej położone były wyżej niż miejsca, gdzie ich nie obserwowano, należały: świergotek łąkowy, makolągwa, derkacz, trznadel, gąsiorek, pokląskwa i cierniówka, a do gatunków, których miejsca występowania (powierzchnie badawcze) częściej położone były niżej niż miejsca, gdzie ich nie obserwowano, należały: łożówka, skowronek, przepiórka, ortolan, potrzos, srokosz, potrzyszcz, pliszka żółta, mazurek, kuropatwa, kłąskawka i czajka (Tab. 7). Na powierzchniach badawczych położonych najwyżej, najczęściej stwierdzane były: derkacz, świergotek łąkowy, makolągwa, trznadel i pokląskwa, natomiast na powierzchniach położonych najniżej najczęściej rejestrowane były: łożówka, przepiórka, ortolan, srokosz, potrzos, potrzyszcz, pliszka żółta, mazurek i kuropatwa (Tab. 7).

Istotnie statystycznie różnice w wysokości bezwzględnej pomiędzy powierzchniami, na których gatunek występował, a tymi, na których gatunek nie występował zostały wykazane dla 14 gatunków (test Manna-Whitneya). Przy wyższych wartościach wysokości bezwzględnej, istotnie zmniejszała się liczba stwierdzeń potrzyszczka, potrzosa, pliszki żółtej i czajki ( $p < 0,001$ ), łożówki, skowronka, przepiórki i srokosza ( $p < 0,01$ ) oraz ortolana i kuropatwy ( $p < 0,05$ ). Natomiast wraz z wyższymi wartościami wysokości zwiększała się liczba stwierdzeń derkacza i pokląskwy ( $p < 0,001$ ), trznadla ( $p < 0,01$ ) oraz makolągwy ( $p < 0,05$ ).

Tabela 7. Statystyki opisowe występowania gatunków w zależności od wysokości położenia powierzchni badawczej (m n.p.m.), z podziałem na powierzchnie, na których dany gatunek obserwowano i powierzchnie, na których jego obecności nie stwierdzono

Table 7. The descriptive statistics of the occurrence of a species in relation to the altitude of a study plot, divided into plots where a given species was present or absent

Gatunek <i>Species</i>	Występowanie <i>Occurrence</i>	Zakres zmienności <i>Variability range</i>	Średnia <i>Mean</i>	Przedział ufności średniej ( $\alpha = 0,05$ ) <i>Confidence interval for mean (<math>\alpha = 0.05</math>)</i>	Mediana <i>Median</i>
1	2	3	4	5	6
Łozówka <i>Marsh Warbler</i>	występuje <i>present</i>	159–511	268	248–288	245
	nie występuje <i>absent</i>	152–709	305	292–318	281
Skowronek <i>Eurasian Skylark</i>	występuje <i>present</i>	152–709	291	278–304	265
	nie występuje <i>absent</i>	160–590	322	299–345	317
Świergotek łąkowy <i>Meadow Pipit</i>	występuje <i>present</i>	152–688	351	297–406	313
	nie występuje <i>absent</i>	157–709	291	280–302	268
Makolągwa <i>Eurasian Linnet</i>	występuje <i>present</i>	301–647	317	290–344	301
	nie występuje <i>absent</i>	152–709	293	280–305	265
Przepiórka <i>Common Quail</i>	występuje <i>present</i>	152–636	276	252–300	252
	nie występuje <i>absent</i>	159–709	304	291–316	277
Derkacz <i>Corncrake</i>	występuje <i>present</i>	205–709	405	348–463	430
	nie występuje <i>absent</i>	152–703	288	278–299	267,5
Potrzeszcz <i>Corn Bunting</i>	występuje <i>present</i>	156–709	263	247–279	255
	nie występuje <i>absent</i>	152–703	312	298–327	285,5
Trznadel <i>Yellowhammer</i>	występuje <i>present</i>	156–709	329	306–351	309,5
	nie występuje <i>absent</i>	152–703	281	269–293	258
Ortolan <i>Ortolan Bunting</i>	występuje <i>present</i>	156–423	253	231–275	257,5
	nie występuje <i>absent</i>	152–709	302	289–314	275
Potrzos <i>Reed Bunting</i>	występuje <i>present</i>	156–531	234	211–258	211,5
	nie występuje <i>absent</i>	152–709	305	292–317	281
Gąsiorek <i>Red-backed Shrike</i>	występuje <i>present</i>	157–709	308	286–330	288
	nie występuje <i>absent</i>	152–703	292	279–306	268
Srokosz <i>Great Grey Shrike</i>	występuje <i>present</i>	159–531	243	208–278	214
	nie występuje <i>absent</i>	152–709	301	289–313	276
Pliszka żółta <i>Yellow Wagtail</i>	występuje <i>present</i>	152–447	245	235–255	234,5
	nie występuje <i>absent</i>	160–709	344	326–361	317
Mazurek <i>Tree Sparrow</i>	występuje <i>present</i>	163–404	265	241–289	268
	nie występuje <i>absent</i>	152–709	301	288–313	271
Kuropatwa <i>Grey Partridge</i>	występuje <i>present</i>	156–709	268	235–301	250
	nie występuje <i>absent</i>	152–703	301	289–313	276
Pokląskwa <i>Whinchat</i>	występuje <i>present</i>	159–709	334	308–359	300
	nie występuje <i>absent</i>	152–652	282	270–293	260
Kląskawka <i>Common Stonechat</i>	występuje <i>present</i>	159–557	281	251–310	272
	nie występuje <i>absent</i>	152–709	299	287–312	271

1	2	3	4	5	6
Cierniówka	występuje <i>present</i>	152–660	302	285–318	279
<i>Common Whitethroat</i>	nie występuje <i>absent</i>	156–709	294	278–309	262,5
Czajka	występuje <i>present</i>	152–430	231	216–245	217,5
<i>Northern Lapwing</i>	nie występuje <i>absent</i>	157–709	313	300–326	290

### Odległość od terenów zabudowanych

Gatunkami, których miejsca występowania położone były na ogół w większej odległości od terenów zabudowanych, niż miejsca, gdzie ich nie obserwowano, były: skowronek, przepiórka, ortolan, potrzos, srokosz, potrzyszcz, pliszka żółta, kuropatwa i czajka. Natomiast gatunkami, których miejsca występowania położone były bliżej terenów zabudowanych, niż miejsca, gdzie ich nie obserwowano, były: łożówka, makolągwa, trznadel, mazurek, kłaskawka i cierniówka (Tab. 8). Na powierzchniach ba-

Tabela 8. Statystyki opisowe występowania gatunków w zależności od odległości do terenów zabudowanych (m), z podziałem na powierzchnie, na których dany gatunek obserwowano i powierzchnie, na których jego obecności nie stwierdzono

Table 8. The descriptive statistics of the occurrence of a species in relation to the distance to the nearest built-up area (m), divided into plots where a given species was present or absent

Gatunek <i>Species</i>	Występowanie <i>Occurrence</i>	Zakres zmienności <i>Variability range</i>	Średnia <i>Mean</i>	Przedział ufności średniej ( $\alpha = 0,05$ ) <i>Confidence interval for mean (<math>\alpha = 0.05</math>)</i>	Mediana <i>Median</i>
1	2	3	4	5	6
Łozówka	występuje <i>present</i>	120–2000	441	344–538	250
<i>Marsh Warbler</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2500	445	401–490	300
Skowronek	występuje <i>present</i>	100–2500	482	434–530	300
<i>Eurasian Skylark</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2000	305	246–364	230
Świergotek łąkowy	występuje <i>present</i>	120–1500	452	327–577	300
<i>Meadow Pipit</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2500	444	401–487	300
Makolągwa	występuje <i>present</i>	100–1500	301	241–360	225
<i>Eurasian Linnet</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2500	477	429–524	300
Przepiórka	występuje <i>present</i>	150–2500	533	442–624	400
<i>Common Quail</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2000	417	372–462	250
Derkacz	występuje <i>present</i>	120–1500	421	283–559	300
<i>Corncrake</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2500	446	404–489	300
Potrzyszcz	występuje <i>present</i>	150–2000	555	471–640	400
<i>Corn Bunting</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2500	396	351–440	250
Trznadel	występuje <i>present</i>	100–2000	373	317–428	250
<i>Yellowhammer</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2500	481	427–535	300
Ortolan	występuje <i>present</i>	150–1700	525	396–655	400
<i>Ortolan Bunting</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2500	437	394–479	300
Potrzos	występuje <i>present</i>	120–2000	538	387–688	400
<i>Reed Bunting</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2500	434	392–475	300

1	2	3	4	5	6
Gąsiorek	występuje <i>present</i>	130–2500	452	378–527	300
<i>Red-backed Shrike</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2000	441	392–490	300
Srokosz	występuje <i>present</i>	150–1600	562	396–728	400
<i>Great Grey Shrike</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2500	436	394–478	280
Pliszka żółta	występuje <i>present</i>	110–2000	476	418–535	300
<i>Yellow Wagtail</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2500	416	360–473	250
Mazurek	występuje <i>present</i>	110–850	301	239–363	250
<i>Tree Sparrow</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2500	459	415–503	300
Kuropatwa	występuje <i>present</i>	110–2500	465	343–587	400
<i>Grey Partridge</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2000	442	399–485	300
Pokląskwa	występuje <i>present</i>	120–2500	465	384–546	300
<i>Whinchat</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2000	436	389–483	300
Kląskawka	występuje <i>present</i>	110–1500	374	287–460	250
<i>Common Stonechat</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2500	454	409–498	300
Cierniówka	występuje <i>present</i>	100–2000	407	351–463	300
<i>Common Whitethroat</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2500	472	415–530	300
Czajka	występuje <i>present</i>	150–2000	477	380–573	300
<i>Northern Lapwing</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–2500	437	392–482	300

dawczych położonych najdalej od zabudowań stwierdzane były najczęściej: srokosz, przepiórka, ortolan, potrzyszcz i potrzos, a na powierzchniach badawczych położonych najbliżej terenów zabudowanych notowano najczęściej: makolągwę, mazurka, trznadla i kląskawkę (Tab. 8).

Statystycznie istotne różnice w odległości od terenów zabudowanych pomiędzy powierzchniami, na których gatunek występował, a tymi, na których gatunku nie stwierdzono, zostały wykazane dla 9 gatunków. Wraz ze zwiększaniem się odległości położenia powierzchni badawczej od terenów zabudowanych istotnie rosła liczba stwierdzeń skowronka, przepiórki i potrzyszcz (p<0,001), pliszki żółtej (p<0,01) oraz srokosza i ortolana (p<0,05). Natomiast liczba stwierdzeń makolągwy (p<0,001) oraz trznadla i mazurka (p<0,05) spadała wraz ze zwiększaniem się odległości położenia powierzchni od terenów zabudowanych.

### Odległość od lasu mniejszego niż 10 ha

Do gatunków, których miejsca występowania położone były przeciętnie w większej odległości od najbliższego lasu poniżej 10 ha, niż miejsca, gdzie ich nie obserwowano, należały: skowronek, przepiórka, potrzyszcz, pliszka żółta, kuropatwa i czajka. Natomiast do gatunków, których miejsca występowania położone były bliżej takich terenów leśnych, niż miejsca, gdzie ich nie obserwowano, należały: łożówka, makolągwa, derkacz, trznadel, ortolan, gąsiorek, mazurek, kląskawka i cierniówka (Tab. 9). Do gatunków stwierdzanych najdalej od małych lasów należały: przepiórka, potrzyszcz i pliszka żółta, a do gatunków rejestrowanych najbliżej małych lasów należały: trznadel, derkacz, mazurek, makolągwa i gąsiorek (Tab. 9).



Tabela 9. Statystyki opisowe występowania gatunków w zależności od odległości do najbliższego lasu mniejszego niż 10 ha (m), z podziałem na powierzchnie, na których dany gatunek obserwowano i powierzchnie, na których jego obecności nie stwierdzono

Table 9. The descriptive statistics of the occurrence of a species in relation to the distance to the nearest forest of size < 10 hectares (m), divided into plots where a given species was present or absent

Gatunek <i>Species</i>	Występowanie <i>Occurrence</i>	Zakres zmienności <i>Variability range</i>	Średnia <i>Mean</i>	Przedział ufności średniej ( $\alpha = 0,05$ ) <i>Confidence interval for mean (<math>\alpha = 0.05</math>)</i>	Mediana <i>Median</i>
1	2	3	4	5	6
Łozówka <i>Marsh Warbler</i>	występuje <i>present</i>	100–1850	403	321–485	250
	nie występuje <i>absent</i>	40–3410	425	376–474	270
Skowronek <i>Eurasian Skylark</i>	występuje <i>present</i>	40–3410	463	413–514	300
	nie występuje <i>absent</i>	50–1300	259	207–311	180
Świergotek łąkowy <i>Meadow Pipit</i>	występuje <i>present</i>	100–1800	418	294–542	300
	nie występuje <i>absent</i>	40–3410	420	376–465	250
Makolągwa <i>Eurasian Linnet</i>	występuje <i>present</i>	50–1760	333	264–402	250
	nie występuje <i>absent</i>	40–3410	440	391–489	300
Przepiórka <i>Common Quail</i>	występuje <i>present</i>	100–3410	533	421–645	350
	nie występuje <i>absent</i>	40–2200	386	343–428	250
Derkacz <i>Corncrake</i>	występuje <i>present</i>	100–1800	324	204–443	230
	nie występuje <i>absent</i>	40–3410	428	384–472	265
Potrzeszcz <i>Corn Bunting</i>	występuje <i>present</i>	50–3410	560	467–653	400
	nie występuje <i>absent</i>	40–2200	359	316–402	203
Trznadel <i>Yellowhammer</i>	występuje <i>present</i>	40–2200	295	237–352	183
	nie występuje <i>absent</i>	100–3410	485	430–539	310
Ortolan <i>Ortolan Bunting</i>	występuje <i>present</i>	50–1200	389	272–506	250
	nie występuje <i>absent</i>	40–3410	423	379–468	275
Potrzos <i>Reed Bunting</i>	występuje <i>present</i>	100–1325	413	315–511	350
	nie występuje <i>absent</i>	40–3410	421	375–467	250
Gąsiorek <i>Red-backed Shrike</i>	występuje <i>present</i>	40–1760	330	276–384	215
	nie występuje <i>absent</i>	95–3410	461	406–516	300
Srokosz <i>Great Grey Shrike</i>	występuje <i>present</i>	150–1420	412	296–527	300
	nie występuje <i>absent</i>	40–3410	421	376–465	250
Pliszka żółta <i>Yellow Wagtail</i>	występuje <i>present</i>	95–2770	515	451–579	350
	nie występuje <i>absent</i>	40–3410	336	283–389	200
Mazurek <i>Tree Sparrow</i>	występuje <i>present</i>	40–1760	322	216–428	213
	nie występuje <i>absent</i>	50–3410	430	385–475	275
Kuropatwa <i>Grey Partridge</i>	występuje <i>present</i>	110–2200	467	344–590	305
	nie występuje <i>absent</i>	40–3410	414	369–459	250
Pokląskwa <i>Whinchat</i>	występuje <i>present</i>	100–1800	419	358–481	300
	nie występuje <i>absent</i>	40–3410	421	367–474	250
Kląskawka <i>Common Stonechat</i>	występuje <i>present</i>	100–1850	351	241–461	200
	nie występuje <i>absent</i>	40–3410	429	384–474	280

1	2	3	4	5	6
Cierniówka	występuje <i>present</i>	80–3410	398	329–466	250
<i>Common Whitethroat</i>	nie występuje <i>absent</i>	40–2770	437	384–490	300
Czajka	występuje <i>present</i>	100–1880	475	380–571	300
<i>Northern Lapwing</i>	nie występuje <i>absent</i>	40–3410	407	361–454	250

Istotnie statystycznie różnice w odległości od najbliższego lasu mniejszego niż 10 ha pomiędzy powierzchniami, na których gatunek występował, a tymi, na których gatunku nie stwierdzono zostały wykazane dla 6 gatunków. Wraz ze zwiększaniem się odległości między powierzchnią badawczą a najbliższym lasem, w sposób istotny rosła liczba stwierdzeń skowronka, przepiórki, potrzescza i pliszki żółtej ( $p < 0,001$ ), a spadała liczba stwierdzeń trznadła ( $p < 0,001$ ) i gąsiorka ( $p < 0,01$ ).

### Odległość od lasu większego niż 10 ha

Gatunkami, których miejsca występowania położone były na ogół w większej odległości od lasu o wielkości co najmniej 10 ha, niż miejsca, gdzie ich nie obserwowano, były: łożówka, skowronek, przepiórka, ortolan, potrzescz, pliszka żółta, mazurek, kuropatwa i czajka. Natomiast gatunkami, których miejsca występowania położone były bliżej obszarów leśnych o powierzchni większej niż 10 ha, były: świergotek łąkowy, makolągwa, derkacz, trznadel, gąsiorek, srokosz, pokląskwa, kłaskawka i cierniówka (Tab. 10). Do gatunków stwierdzanych na powierzchniach położonych najdalej od większych obszarów leśnych należały: czajka, przepiórka, pliszka żółta, potrzescz i mazurek. Natomiast do gatunków stwierdzanych na powierzchniach położonych najbliżej rozległych obszarów leśnych należały: derkacz, trznadel, gąsiorek i srokosz (Tab. 10).

Tabela 10. Statystyki opisowe występowania gatunków w zależności od odległości do najbliższego lasu większego niż 10 ha (m), z podziałem na powierzchnie, na których dany gatunek obserwowano i powierzchnie, na których jego obecności nie stwierdzono

Table 10. The descriptive statistics of the occurrence of a species in relation to the distance to the nearest forest of size > 10 hectares (m), divided into plots where a given species was present or absent

Gatunek <i>Species</i>	Występowanie <i>Occurrence</i>	Zakres zmienności <i>Variability range</i>	Średnia <i>Mean</i>	Przedział ufności średniej ( $\alpha = 0,05$ ) <i>Confidence interval for mean (<math>\alpha = 0.05</math>)</i>	Mediana <i>Median</i>
1	2	3	4	5	6
Łozówka	występuje <i>present</i>	100–6400	1103	888–1317	860
<i>Marsh Warbler</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–6200	1032	925–1138	750
Skowronek	występuje <i>present</i>	100–6200	1136	1027–1245	850
<i>Eurasian Skylark</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–6400	714	534–895	450
Świergotek łąkowy	występuje <i>present</i>	100–4480	1034	736–1332	730
<i>Meadow Pipit</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–6400	1048	947–1149	790
Makolągwa	występuje <i>present</i>	100–2460	840	691–989	713
<i>Eurasian Linnet</i>	nie występuje <i>absent</i>	100–6400	1093	982–1204	790

1	2	3	4	5	6
Przepiórka <i>Common Quail</i>	występuje <i>present</i> nie występuje <i>absent</i>	165–6200 100–6400	1341 956	1103–1579 857–1056	993 700
Derkacz <i>Corncrake</i>	występuje <i>present</i> nie występuje <i>absent</i>	100–1800 100–6400	459 1095	337–582 994–1196	350 835
Potrzeszcz <i>Corn Bunting</i>	występuje <i>present</i> nie występuje <i>absent</i>	100–6400 100–6200	1312 930	1112–1511 827–1033	900 700
Trznadel <i>Yellowhammer</i>	występuje <i>present</i> nie występuje <i>absent</i>	100–6100 100–6400	711 1219	572–850 1099–1339	495 965
Ortolan <i>Ortolan Bunting</i>	występuje <i>present</i> nie występuje <i>absent</i>	100–4480 100–6400	1053 1046	735–1371 946–1146	835 750
Potrzos <i>Reed Bunting</i>	występuje <i>present</i> nie występuje <i>absent</i>	100–2950 100–6400	953 1058	739–1167 954–1161	783 780
Gąsiorek <i>Red-backed Shrike</i>	występuje <i>present</i> nie występuje <i>absent</i>	100–6100 100–6400	768 1172	629–907 1052–1293	600 880
Srokosz <i>Great Grey Shrike</i>	występuje <i>present</i> nie występuje <i>absent</i>	250–2025 100–6400	790 1066	600–979 965–1166	638 790
Pliszka żółta <i>Yellow Wagtail</i>	występuje <i>present</i> nie występuje <i>absent</i>	100–6400 100–4670	1335 791	1179–1491 688–894	1075 550
Mazurek <i>Tree Sparrow</i>	występuje <i>present</i> nie występuje <i>absent</i>	100–4200 100–6400	1172 1034	840–1504 934–1133	955 775
Kuropatwa <i>Grey Partridge</i>	występuje <i>present</i> nie występuje <i>absent</i>	120–6100 100–6400	1190 1028	875–1505 928–1128	860 750
Pokląska <i>Whinchat</i>	występuje <i>present</i> nie występuje <i>absent</i>	100–3190 100–6400	955 1086	822–1088 962–1209	750 790
Kląskawka <i>Common Stonechat</i>	występuje <i>present</i> nie występuje <i>absent</i>	150–4200 100–6400	944 1060	693–1194 957–1163	618 790
Cierniówka <i>Common Whitethroat</i>	występuje <i>present</i> nie występuje <i>absent</i>	100–6400 100–4670	1041 1051	874–1208 940–1162	710 828
Czajka <i>Northern Lapwing</i>	występuje <i>present</i> nie występuje <i>absent</i>	100–6200 100–6400	1361 974	1115–1608 873–1075	1138 715

Istotne statystycznie różnice w odległości od lasu większego niż 10 ha, pomiędzy powierzchniami, na których gatunek występował, a tymi, na których gatunku nie stwierdzono zostały wykazane dla 8 gatunków. Wraz ze zwiększaniem się odległości pomiędzy powierzchnią badawczą a dużym lasem, w sposób istotny rosła liczba stwierdzeń skowronka, przepiórki, potrzoszcza, pliszki żółtej i czajki ( $p < 0,001$ ), a jednocześnie spadała liczba stwierdzeń derkacza, trznadla i gąsiorka ( $p < 0,001$ ).

### Odległość od wody

Powierzchnie, na których występowały: skowronek, ortolan, potrzoszcz i pliszka żółta zwykle położone były w większej odległości od źródła wody, niż powierzchnie, gdzie ich nie obserwowano. Natomiast powierzchnie, na których występowały: łożówka,

świergotek łąkowy, przepiórka, derkacz, trznadel, potrzos, gąsiorek, srokosz, mazurek, kuropatwa, pokląskwa, kłaskawka, cierniówka i czajka położone były bliżej źródła wody, niż powierzchnie, gdzie ich nie obserwowano (Tab. 11). Do gatunków stwierdzanych na powierzchniach położonych najdalej od zbiorników i cieków wodnych należały: ortolan, potrzoszcz i skowronek, a do gatunków stwierdzanych na powierzchniach położonych najbliżej zbiorników i cieków wodnych należały: łożówka, mazurek, derkacz, czajka i kuropatwa (Tab. 11).

Tabela 11. Statystyki opisowe występowania gatunków w zależności od odległości od zbiorników/cieków wodnych (m), z podziałem na powierzchnie, na których dany gatunek obserwowano i powierzchnie, na których jego obecności nie stwierdzono

Table 11. The descriptive statistics of the occurrence of a species in relation to the distance from water bodies (m), divided into plots where a given species was present or absent

Gatunek <i>Species</i>	Występowanie <i>Occurrence</i>	Zakres zmienności <i>Variability range</i>	Średnia <i>Mean</i>	Przedział ufności średniej ( $\alpha = 0,05$ ) <i>Confidence interval for mean (<math>\alpha = 0.05</math>)</i>	Mediana <i>Median</i>
1	2	3	4	5	6
Łozówka	występuje <i>present</i>	0–1130	172	121–222	100
<i>Marsh Warbler</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	368	309–428	200
Skowronek	występuje <i>present</i>	0–4500	358	298–418	200
<i>Eurasian Skylark</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–950	208	162–254	150
Świergotek łąkowy	występuje <i>present</i>	0–3800	273	63–482	150
<i>Meadow Pipit</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	332	282–381	200
Makolągwa	występuje <i>present</i>	0–1450	312	232–392	200
<i>Eurasian Linnet</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	329	272–386	180
Przepiórka	występuje <i>present</i>	0–1300	276	215–338	190
<i>Common Quail</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	341	281–402	200
Derkacz	występuje <i>present</i>	0–1000	205	105–304	100
<i>Corncrake</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	336	284–388	200
Potrzoszcz	występuje <i>present</i>	0–4500	362	246–478	200
<i>Corn Bunting</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–3800	311	262–359	175
Trznadel	występuje <i>present</i>	0–2750	274	208–340	153
<i>Yellowhammer</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	353	288–419	200
Ortolan	występuje <i>present</i>	0–4000	546	222–870	200
<i>Ortolan Bunting</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	305	261–348	180
Potrzos	występuje <i>present</i>	0–950	123	58–189	50
<i>Reed Bunting</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	350	296–403	200
Gąsiorek	występuje <i>present</i>	0–1400	261	211–310	180
<i>Red-backed Shrike</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	356	289–422	200
Srokosz	występuje <i>present</i>	0–1800	312	125–499	150
<i>Great Grey Shrike</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	327	277–378	200
Pliszka żółta	występuje <i>present</i>	0–4500	337	260–414	200
<i>Yellow Wagtail</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4000	316	254–378	170



1	2	3	4	5	6
Mazurek	występuje <i>present</i>	0–630	167	108–226	110
<i>Tree Sparrow</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	343	290–396	200
Kuropatwa	występuje <i>present</i>	0–815	209	145–273	150
<i>Grey Partridge</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	341	287–396	200
Poklaskwa	występuje <i>present</i>	0–4000	309	204–413	143
<i>Whinchat</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	334	280–387	200
Klaskawka	występuje <i>present</i>	0–1400	221	134–307	120
<i>Common Stonechat</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	340	286–394	200
Cierniówka	występuje <i>present</i>	0–4000	231	170–293	135
<i>Common Whitethroat</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	396	326–467	220
Czajka	występuje <i>present</i>	0–850	201	147–255	125
<i>Northern Lapwing</i>	nie występuje <i>absent</i>	0–4500	355	297–413	200

Istotnie statystycznie różnice w odległości od zbiorników i cieków wodnych, pomiędzy powierzchniami, na których gatunek występował, a tymi, na których gatunku nie stwierdzono zostały wykazane dla 9 gatunków. Wraz ze zwiększaniem się odległości pomiędzy powierzchnią badawczą a zbiornikiem lub ciekim wodnym istotnie spadała liczba stwierdzeń łożówki, potrzosa i cierniówki ( $p < 0,001$ ), czajki ( $p < 0,01$ ) oraz świergotka łąkowego, mazurka i poklaskwy ( $p < 0,05$ ). Natomiast wraz ze zwiększaniem się odległości pomiędzy powierzchnią badawczą a zbiornikiem lub ciekim wodnym istotnie rosła liczba obserwacji skowronka ( $p < 0,05$ ).

### Zmienność wysokości roślinności

Do gatunków, których miejsca występowania położone były na terenach o większej zmienności wysokości roślinności zielnej, niż miejsca, gdzie ich nie obserwowano, należały: łożówka, świergotek łąkowy, makolągwa, derkacz, trznadel, potrzos, gąsiorok, srokosz, potrzyszcz, poklaskwa, klaskawka i cierniówka. Z kolei do gatunków, których miejsca występowania położone były na terenach o mniejszej zmienności wysokości roślinności zielnej należały: skowronek, przepiórka, ortolan, pliszka żółta, mazurek i czajka (Tab. 12). Do gatunków stwierdzanych na powierzchniach o największej zmienności wysokości roślinności zielnej należały: potrzos, świergotek łąkowy, srokosz, poklaskwa i derkacz, a do gatunków stwierdzanych na powierzchniach o najmniejszej zmienności wysokości roślinności należały: ortolan, kuropatwa, czajka, przepiórka, pliszka żółta i mazurek (Tab. 12).

Statystycznie istotne różnice we wskaźniku zmienności wysokości roślinności pomiędzy powierzchniami, na których gatunek występował, a tymi, na których gatunku nie stwierdzono zostały wykazane dla 9 gatunków. Wraz ze wzrostem wartości wskaźnika zmienności wysokości roślinności zielnej na powierzchni badawczej istotnie rosła liczba stwierdzeń potrzosa i poklaskwy ( $p < 0,001$ ), cierniówki ( $p < 0,01$ ) oraz gąsiorok i świergotka łąkowego ( $p < 0,05$ ). Natomiast wraz ze zmniejszaniem się na powierzchni badawczej wartości wskaźnika zmienności wysokości roślinności zielnej rosła liczba stwierdzeń pliszki żółtej ( $p < 0,001$ ), ortolana ( $p < 0,01$ ) oraz skowronka i czajki ( $p < 0,05$ ).

Tabela 12. Statystyki opisowe występowania gatunków w zależności od wartości współczynnika zmienności wysokości roślinności zielonej, z podziałem na powierzchnie, na których dany gatunek obserwowano i powierzchnie, na których jego obecności nie stwierdzono

Table 12. The descriptive statistics of the occurrence of a species in relation to the index of vegetation heterogeneity, divided into plots where a given species was present or absent

Gatunek <i>Species</i>	Występowanie <i>Occurrence</i>	Zakres zmienności <i>Variability range</i>	Średnia <i>Mean</i>	Przedział ufności średniej ( $\alpha = 0,05$ ) <i>Confidence interval for mean (<math>\alpha = 0.05</math>)</i>	Mediana <i>Median</i>
1	2	3	4	5	6
Łozówka <i>Marsh Warbler</i>	występuje <i>present</i>	0,17–2,07	0,62	0,55–0,69	0,59
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–1,89	0,58	0,55–0,62	0,51
Skowronek <i>Eurasian Skylark</i>	występuje <i>present</i>	0,17–2,07	0,57	0,54–0,60	0,51
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–1,83	0,68	0,60–0,76	0,57
Świergotek łąkowy <i>Meadow Pipit</i>	występuje <i>present</i>	0,29–1,06	0,65	0,57–0,72	0,65
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–2,07	0,59	0,55–0,62	0,51
Makolągwa <i>Eurasian Linnet</i>	występuje <i>present</i>	0,18–1,83	0,61	0,53–0,69	0,55
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–2,07	0,59	0,55–0,62	0,51
Przepiórka <i>Common Quail</i>	występuje <i>present</i>	0,18–1,08	0,55	0,50–0,60	0,50
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–2,07	0,60	0,57–0,64	0,53
Derkacz <i>Corncrake</i>	występuje <i>present</i>	0,30–1,40	0,65	0,54–0,75	0,57
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–2,07	0,59	0,55–0,62	0,51
Potrzeszcz <i>Corn Bunting</i>	występuje <i>present</i>	0,18–2,07	0,60	0,54–0,66	0,53
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–1,89	0,59	0,55–0,62	0,51
Trznadel <i>Yellowhammer</i>	występuje <i>present</i>	0,19–1,89	0,61	0,56–0,66	0,55
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–2,07	0,58	0,54–0,62	0,51
Ortolan <i>Ortolan Bunting</i>	występuje <i>present</i>	0,18–0,85	0,46	0,40–0,51	0,41
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–2,07	0,60	0,57–0,64	0,54
Potrzos <i>Reed Bunting</i>	występuje <i>present</i>	0,31–1,27	0,72	0,64–0,79	0,68
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–2,07	0,58	0,54–0,61	0,50
Gąsiorek <i>Red-backed Shrike</i>	występuje <i>present</i>	0,18–1,89	0,63	0,58–0,69	0,58
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–2,07	0,57	0,53–0,61	0,50
Srokosz <i>Great Grey Shrike</i>	występuje <i>present</i>	0,27–1,33	0,65	0,54–0,75	0,62
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–2,07	0,59	0,56–0,62	0,52
Pliszka żółta <i>Yellow Wagtail</i>	występuje <i>present</i>	0,17–1,75	0,53	0,49–0,57	0,47
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–2,07	0,65	0,60–0,69	0,58
Mazurek <i>Tree Sparrow</i>	występuje <i>present</i>	0,19–1,11	0,58	0,49–0,66	0,49
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–2,07	0,59	0,56–0,63	0,53
Kuropatwa <i>Grey Partridge</i>	występuje <i>present</i>	0,17–1,07	0,52	0,46–0,58	0,50
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–2,07	0,60	0,57–0,64	0,53
Pokląskwa <i>Whinchat</i>	występuje <i>present</i>	0,19–2,07	0,70	0,63–0,77	0,59
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–1,86	0,54	0,51–0,58	0,48
Kląskawka <i>Common Stonechat</i>	występuje <i>present</i>	0,19–1,50	0,63	0,53–0,72	0,55
	nie występuje <i>absent</i>	0,13–2,07	0,59	0,55–0,62	0,52

1	2	3	4	5	6
Cierniówka	występuje <i>present</i>	0,17–2,07	0,63	0,58–0,68	0,59
<i>Common Whitethroat</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,13–1,89	0,56	0,52–0,60	0,49
Czajka	występuje <i>present</i>	0,17–1,33	0,52	0,46–0,57	0,47
<i>Northern Lapwing</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,13–2,07	0,61	0,57–0,64	0,53

**Mozaikowość powierzchni**

Powierzchnie, na których występowały: skowronek, makolągwa, przepiórka, derkacz, trznadel, ortolan, gąsiorek, srokosz, pliszka żółta, mazurek, kuropatwa, kłaskawka i cierniówka cechowała przeciętnie większa mozaikowość, niż powierzchnie, gdzie ich nie obserwowano. Z kolei powierzchnie, na których występowały: potrzosz, potrzyszcz, pokłaskwa i czajka cechowała mniejsza mozaikowość, niż powierzchnie, gdzie ich nie obserwowano (Tab. 13). Powierzchnie badawcze o największej mozaikowości najchętniej zajmowały: derkacz, kuropatwa, mazurek, kłaskawka, trznadel, gąsiorek i przepiórka, a na powierzchniach o najmniejszej mozaikowości najczęściej stwierdzana była czajka i pokłaskwa (Tab. 13).

Tabela 13. Statystyki opisowe występowania gatunków w zależności od mozaikowości powierzchni badawczych, z podziałem na powierzchnie, na których dany gatunek obserwowano i powierzchnie, na których jego obecności nie stwierdzono

Table 13. The descriptive statistics of the occurrence of a species in relation to the fragmentation of the habitats, divided into plots where a given species was present or absent

Gatunek <i>Species</i>	Występowanie <i>Occurrence</i>	Zakres zmienności <i>Variability range</i>	Średnia <i>Mean</i>	Przedział ufności średniej ( $\alpha = 0,05$ ) <i>Confidence interval for mean (<math>\alpha = 0.05</math>)</i>	Mediana <i>Median</i>
1	2	3	4	5	6
Łozówka	występuje <i>present</i>	1–27	10,5	9,3–11,7	10
<i>Marsh Warbler</i>	nie występuje <i>absent</i>	1–45	10,6	9,9–11,3	10
Skowronek	występuje <i>present</i>	1–31	10,7	10,1–11,2	10
<i>Eurasian Skylark</i>	nie występuje <i>absent</i>	1–45	10,3	8,5–12,0	9
Świergotek łąkowy	występuje <i>present</i>	2–45	10,6	8,2–13,1	10
<i>Meadow Pipit</i>	nie występuje <i>absent</i>	1–35	10,6	10,0–11,2	10
Makolągwa	występuje <i>present</i>	2–35	11,4	10,0–12,8	11
<i>Eurasian Linnet</i>	nie występuje <i>absent</i>	1–45	10,4	9,8–11,0	10
Przepiórka	występuje <i>present</i>	2–31	12,0	11,0–13,0	12
<i>Common Quail</i>	nie występuje <i>absent</i>	1–45	10,1	9,5–10,8	9
Derkacz	występuje <i>present</i>	2–35	13,6	10,4–16,7	14
<i>Corncrake</i>	nie występuje <i>absent</i>	1–45	10,3	9,8–10,9	10
Potrzyszcz	występuje <i>present</i>	2–22	10,4	9,6–11,2	10
<i>Corn Bunting</i>	nie występuje <i>absent</i>	1–45	10,6	9,9–11,4	10
Trznadel	występuje <i>present</i>	2–45	12,5	11,3–13,6	11
<i>Yellowhammer</i>	nie występuje <i>absent</i>	1–25	9,6	9,0–10,2	9

	1	2	3	4	5	6
Ortolan	występuje <i>present</i>		3–22	11,2	9,7–12,6	11
<i>Ortolan Bunting</i>	nie występuje <i>absent</i>		1–45	10,5	9,9–11,1	10
Potrzos	występuje <i>present</i>		2–22	10,3	8,6–12,1	10
<i>Reed Bunting</i>	nie występuje <i>absent</i>		1–45	10,6	10,0–11,2	10
Gąsiorek	występuje <i>present</i>		1–45	12,2	10,9–13,5	11
<i>Red-backed Shrike</i>	nie występuje <i>absent</i>		1–25	9,9	9,3–10,4	10
Srokosz	występuje <i>present</i>		3–22	12,1	10,2–14,1	12
<i>Great Grey Shrike</i>	nie występuje <i>absent</i>		1–45	10,5	9,9–11,1	10
Pliszka żółta	występuje <i>present</i>		1–25	10,7	10,0–11,3	11
<i>Yellow Wagtail</i>	nie występuje <i>absent</i>		1–45	10,5	9,6–11,4	10
Mazurek	występuje <i>present</i>		2–45	12,5	9,9–15,1	12
<i>Tree Sparrow</i>	nie występuje <i>absent</i>		1–35	10,4	9,8–10,9	10
Kuropatwa	występuje <i>present</i>		2–22	12,6	11,1–14,1	13
<i>Grey Partridge</i>	nie występuje <i>absent</i>		1–45	10,3	9,7–10,9	10
Poklaskwa	występuje <i>present</i>		1–32	9,8	8,8–10,9	9
<i>Whinchat</i>	nie występuje <i>absent</i>		1–45	10,9	10,2–11,6	10
Klaskawka	występuje <i>present</i>		1–35	12,2	10,0–14,4	12
<i>Common Stonechat</i>	nie występuje <i>absent</i>		1–45	10,4	9,8–10,9	10
Cierniówka	występuje <i>present</i>		2–45	11,5	10,6–12,5	11
<i>Common Whitethroat</i>	nie występuje <i>absent</i>		1–35	9,9	9,2–10,6	10
Czajka	występuje <i>present</i>		1–25	9,5	8,4–10,7	9
<i>Northern Lapwing</i>	nie występuje <i>absent</i>		1–45	10,8	10,2–11,5	10

Istotnie statystycznie różnice w mozaikowości pomiędzy powierzchniami, na których gatunek występował, a tymi, na których gatunek nie występował zostały wykazane dla 8 gatunków. Wraz ze wzrostem mozaikowości powierzchni badawczej rosła w sposób istotny liczba stwierdzeń przepiórki i trznadla ( $p < 0,001$ ), gąsiorka, kuropatwy i cierniówki ( $p < 0,01$ ), a także skowronka i derkacza ( $p < 0,05$ ), natomiast jedynie liczba stwierdzeń poklaskwy w takim wypadku spadała ( $p < 0,05$ ).

### Zwarcie roślinności zielnej

Gatunkami, których miejsca występowania znajdowały się na terenach o większym zwarcu roślinności zielnej, niż miejsca, gdzie ich nie stwierdzono, były: łożówka, świergotek łąkowy, derkacz, potrzos, srokosz, potrzyszcz, pliszka żółta, poklaskwa i cierniówka. Natomiast gatunkami, których miejsca występowania znajdowały się na terenach o mniejszym zwarcu roślinności zielnej były: skowronek, ortolan i czajka (Tab. 14). Do gatunków najczęściej stwierdzanych na powierzchniach o największym zwarcu roślinności zielnej należały: potrzos, świergotek łąkowy, derkacz i łożówka. Natomiast gatunkiem najczęściej stwierdzanym na powierzchniach o najmniejszym zwarcu roślinności zielnej była czajka (Tab. 14).

Tabela 14. Statystyki opisowe występowania gatunków w zależności od zwarcia roślinności zielnej na powierzchniach badawczych, z podziałem na powierzchnie, na których dany gatunek obserwowano i powierzchnie, na których jego obecności nie stwierdzono

Table 14. The descriptive statistics of the occurrence of a species in relation to the vegetation density, divided into plots where a given species was present or absent

Gatunek <i>Species</i>	Występowanie <i>Occurrence</i>	Zakres zmienności <i>Variability range</i>	Średnia <i>Mean</i>	Przedział ufności średniej ( $\alpha = 0,05$ ) <i>Confidence interval for mean (<math>\alpha = 0.05</math>)</i>	Mediana <i>Median</i>
Łozówka	występuje <i>present</i>	0,31–1,00	0,85	0,82–0,88	0,90
<i>Marsh Warbler</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,81	0,79–0,83	0,86
Skowronek	występuje <i>present</i>	0,15–1,00	0,81	0,79–0,83	0,86
<i>Eurasian Skylark</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,31–1,00	0,85	0,82–0,88	0,87
Świergotek łąkowy	występuje <i>present</i>	0,33–1,00	0,88	0,83–0,93	0,92
<i>Meadow Pipit</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,81	0,80–0,83	0,85
Makolągwa	występuje <i>present</i>	0,48–1,00	0,83	0,81–0,86	0,86
<i>Eurasian Linnet</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,81	0,80–0,83	0,86
Przepiórka	występuje <i>present</i>	0,25–1,00	0,82	0,79–0,85	0,85
<i>Common Quail</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,82	0,80–0,84	0,86
Derkacz	występuje <i>present</i>	0,50–1,00	0,87	0,83–0,91	0,90
<i>Corncrake</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,81	0,80–0,83	0,86
Potrzeszcz	występuje <i>present</i>	0,33–1,00	0,83	0,80–0,85	0,88
<i>Corn Bunting</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,81	0,80–0,83	0,86
Trznadel	występuje <i>present</i>	0,31–1,00	0,83	0,80–0,85	0,86
<i>Yellowhammer</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,81	0,79–0,83	0,86
Ortolan	występuje <i>present</i>	0,33–0,97	0,80	0,75–0,85	0,86
<i>Ortolan Bunting</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,82	0,80–0,84	0,86
Potrzos	występuje <i>present</i>	0,60–1,00	0,89	0,86–0,92	0,92
<i>Reed Bunting</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,81	0,79–0,83	0,86
Gąsiorzek	występuje <i>present</i>	0,31–1,00	0,83	0,81–0,85	0,86
<i>Red-backed Shrike</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,81	0,79–0,83	0,86
Srokosz	występuje <i>present</i>	0,31–0,97	0,85	0,79–0,91	0,89
<i>Great Grey Shrike</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,82	0,80–0,83	0,86
Pliszka żółta	występuje <i>present</i>	0,20–0,99	0,82	0,80–0,84	0,87
<i>Yellow Wagtail</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,81	0,79–0,84	0,86
Mazurek	występuje <i>present</i>	0,48–0,99	0,82	0,77–0,87	0,88
<i>Tree Sparrow</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,82	0,80–0,83	0,86
Kuropatwa	występuje <i>present</i>	0,31–0,98	0,82	0,77–0,86	0,85
<i>Grey Partridge</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,82	0,80–0,83	0,86
Pokląskwa	występuje <i>present</i>	0,50–1,00	0,86	0,84–0,88	0,88
<i>Whinchat</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,80	0,78–0,82	0,85
Kląskawka	występuje <i>present</i>	0,35–1,00	0,82	0,78–0,87	0,85
<i>Common Stonechat</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,82	0,80–0,83	0,86
Cierniówka	występuje <i>present</i>	0,31–1,00	0,84	0,82–0,86	0,87
<i>Common Whitethroat</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,80	0,78–0,83	0,85
Czajka	występuje <i>present</i>	0,20–0,98	0,75	0,70–0,80	0,80
<i>Northern Lapwing</i>	nie występuje <i>absent</i>	0,15–1,00	0,83	0,82–0,85	0,87



Statystycznie istotne różnice w zwarcu roślinności zielnej pomiędzy powierzchniami, na których gatunek występował, a tymi, na których gatunku nie stwierdzono wykazano dla 5 gatunków. Wraz ze wzrostem zwarcia roślinności na powierzchni badawczej rosła w sposób istotny liczba stwierdzeń świergotka łąkowego i potrzosa ( $p < 0,001$ ), pokląskwy ( $p < 0,01$ ) i łożówki ( $p < 0,05$ ), natomiast zmniejszała się liczba stwierdzeń czajki ( $p < 0,01$ ).

#### 4.4. Występowanie gatunków a zmienne jakościowe

##### Kraina geograficzna

W krainie geograficznej WYŻYNY najwyższy wskaźnik rozpowszechnienia uzyskały: skowronek, potrzyszcz i pliszka żółta (91,8–54,8%), a najniższy – derkacz, srokosz i kłaskawka (1,5–5,2%). W przypadku skowronka, potrzyszcz, ortolana, mazurka i kuropatwy rozpowszechnienie w krainie WYŻYNY było wyższe niż w pozostałych krainach. Natomiast w przypadku świergotka łąkowego, derkacza, trznadla, gąsiorka, kłaskawki i cierniówki rozpowszechnienie w krainie WYŻYNY było niższe niż w pozostałych krainach (Tab. 15).

Tabela 15. Rozpowszechnienie gatunków na powierzchniach badawczych zlokalizowanych w trzech wyróżnionych krainach geograficznych Małopolski w latach 2003–2004 oraz statystyczna istotność różnic (test chi-kwadrat Pearsona, \*\*\* =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ ; n.s. =  $p > 0,05$ )

Table 15. Species occupancy on study plots situated in three geographical units of the Małopolska region distinguished in this study, in 2003–2004, and the statistical significance of the differences (the Pearson's chi-square test, \*\*\* =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ ; n.s. =  $p > 0.05$ )

Gatunek <i>Species</i>	WYŻYNY		PODKARPACIE		KARPATY		P
	N	%	N	%	N	%	
Łozówka <i>Marsh Warbler</i>	23	17,0	39	33,3	20	15,3	***
Skowronek <i>Eurasian Skylark</i>	124	91,8	94	80,3	84	64,1	***
Świergotek łąkowy <i>Meadow Pipit</i>	10	7,4	9	7,7	18	13,7	n.s.
Makolągwa <i>Eurasian Linnet</i>	23	17,0	18	15,4	29	22,1	n.s.
Przepiórka <i>Common Quail</i>	37	27,4	33	28,2	20	15,3	*
Derkacz <i>Corncrake</i>	2	1,5	7	6,0	20	15,3	***
Potrzyszcz <i>Corn Bunting</i>	77	57,0	38	32,5	2	1,5	***
Trznadel <i>Yellowhammer</i>	33	24,4	34	29,1	63	48,1	***
Ortolan <i>Ortolan Bunting</i>	24	17,8	10	8,6	0	0	***
Potrzos <i>Reed Bunting</i>	11	8,2	25	21,4	4	3,1	***
Gąsiorek <i>Red-backed Shrike</i>	39	28,9	38	32,5	42	32,1	n.s.
Srokosz <i>Great Grey Shrike</i>	7	5,2	16	13,7	3	2,3	**
Pliszka żółta <i>Yellow Wagtail</i>	74	54,8	81	69,2	25	19,1	***
Mazurek <i>Tree Sparrow</i>	13	9,6	11	9,4	12	9,2	n.s.
Kuropatwa <i>Grey Partridge</i>	19	14,1	16	13,7	9	6,9	n.s.
Pokląskwa <i>Whinchat</i>	43	31,9	29	24,8	42	32,1	n.s.
Kłaskawka <i>Common Stonechat</i>	7	5,2	17	14,5	20	15,3	*
Cierniówka <i>Common Whitethroat</i>	50	37,0	48	41,0	65	49,6	n.s.
Czajka <i>Northern Lapwing</i>	31	23,0	32	27,4	9	6,9	***

W krainie geograficznej PODKARPACIE najwyższy wskaźnik rozpowszechnienia miały: skowronek, pliszka żółta i cierniówka (80,3–41,0%), a najniższy – derkacz, świergotek łąkowy, ortolan i mazurek (6,0–9,4%). W przypadku łożówki, przepiórki, potrzosa, gąsiorka, srokosza, pliszki żółtej i czajki, rozpowszechnienie w krainie PODKARPACIE było wyższe niż w pozostałych krainach. W przypadku makolągwy i pokląskwy rozpowszechnienie w krainie PODKARPACIE było niższe niż w pozostałych krainach (Tab. 15).

W krainie geograficznej KARPATY najwyższy wskaźnik rozpowszechnienia uzyskiwały: skowronek, cierniówka i trznadla (64,1–48,1%). W przypadku świergotka łąkowego, makolągwy, derkacza, trznadla, pokląskwy, kłaskawki i cierniówki, rozpowszechnienie w krainie KARPATY było wyższe niż w pozostałych krainach. Oprócz ortolana, który nie został stwierdzony w krainie KARPATY, najniższy wskaźnik rozpowszechnienia w tej krainie geograficznej uzyskały: potrzoszcz, srokosz, potrzos, czajka i kuropatwa (1,5–6,9%). W przypadku wszystkich tych gatunków, a ponadto łożówki, skowronka, przepiórki, pliszki żółtej i mazurka, rozpowszechnienie w krainie KARPATY było niższe niż w pozostałych krainach (Tab. 15).

Na podstawie wyników testowania niezależności występowania gatunków od zmiennej KRAINA (chi-kwadrat,  $\alpha = 0,05$ ) można stwierdzić, że istotne różnice w liczbie stwierdzeń w wyróżnionych krainach geograficznych zostały wykazane dla 12 spośród 19 analizowanych gatunków: łożówki, skowronka, derkacza, potrzoszcza, trznadla, ortolana, potrzosa, pliszki żółtej i czajki ( $p < 0,001$ ), srokosza ( $p < 0,01$ ) oraz przepiórki i kłaskawki ( $p < 0,05$ ).

### *Linie elektroenergetyczne*

Porównując występowanie gatunków na powierzchniach z liniami elektroenergetycznymi i bez nich nie stwierdzono na ogół większych różnic (Tab. 16). Największą różnicę w rozpowszechnieniu między wyróżnionymi typami powierzchni zanotowano dla pliszki żółtej (12,4%), srokosza (8,2%), cierniówki (5,9%), gąsiorka (5,2%) i mazurka (4,9%). Z pozostałych gatunków skowronek, makolągwa, derkacz, pliszka żółta, pokląskwa i czajka były częściej stwierdzane na powierzchniach bez linii, natomiast świergotek łąkowy, potrzos, gąsiorok, srokosz, mazurek i cierniówka częściej odnotowywane były na powierzchniach, przez które przebiegały linie elektroenergetyczne. Brak większych różnic w rozpowszechnieniu między powierzchniami (maksymalnie 2%) zanotowano w przypadku łożówki, makolągwy, przepiórki, trznadla, ortolana, kuropatwy i kłaskawki (Tab. 16).

Na podstawie wyników testowania niezależności występowania gatunków od zmiennej LINIE (chi-kwadrat,  $\alpha = 0,05$ ) można stwierdzić, że:

- srokosz występował istotnie częściej na powierzchniach z liniami elektroenergetycznymi niż na powierzchniach bez linii;
- pliszka żółta występowała istotnie częściej na powierzchniach bez linii elektroenergetycznych niż na powierzchniach z liniami.

### *Typ gospodarowania rolniczego*

Gatunkami, dla których najwyższy wskaźnik rozpowszechnienia zanotowano na powierzchniach badawczych o intensywnym typie użytkowania, były: skowronek (90,4%),

Tabela 16. Rozpowszechnienie gatunków na powierzchniach badawczych z liniami elektroenergetycznymi (ZLINIAMI) i bez takich elementów (BEZLINII), oraz statystyczna istotność różnic (test chi-kwadrat Pearsona, \*\* = 0,001 < p < 0,01; \* = p < 0,05; n.s. = p > 0,05)

Table 16. Species occupancy on study plots with (ZLINIAMI) or without (BEZLINII) power lines and the statistical significance of the differences (the Pearson's chi-square test, \*\* = 0.001 < p < 0.01; \* = p < 0.05; n.s. = p > 0.05)

Gatunek <i>Species</i>	ZLINIAMI		BEZLINII		P
	N	%	N	%	
Łozówka <i>Marsh Warbler</i>	34	22,1	48	21,0	n.s.
Skowronek <i>Eurasian Skylark</i>	118	76,6	184	80,4	n.s.
Świergotek łąkowy <i>Meadow Pipit</i>	17	11,0	20	8,7	n.s.
Makolągwa <i>Eurasian Linnet</i>	30	19,5	40	17,5	n.s.
Przepiórka <i>Common Quail</i>	35	22,7	55	24,0	n.s.
Derkacz <i>Corncrake</i>	8	5,2	21	9,2	n.s.
Potrzeszcz <i>Corn Bunting</i>	45	29,2	72	31,4	n.s.
Trznadel <i>Yellowhammer</i>	53	34,4	77	33,6	n.s.
Ortolan <i>Ortolan Bunting</i>	14	9,1	20	8,7	n.s.
Potrzos <i>Reed Bunting</i>	19	12,3	21	9,2	n.s.
Gąsiorek <i>Red-backed Shrike</i>	53	34,4	66	28,8	n.s.
Srokosz <i>Great Grey Shrike</i>	18	11,7	8	3,5	**
Pliszka żółta <i>Yellow Wagtail</i>	61	39,6	119	52,0	*
Mazurek <i>Tree Sparrow</i>	19	12,3	17	7,4	n.s.
Kuropatwa <i>Grey Partridge</i>	16	10,4	28	12,2	n.s.
Pokląskwa <i>Whinchat</i>	43	27,9	71	31,0	n.s.
Kląskawka <i>Common Stonechat</i>	18	11,7	26	11,4	n.s.
Cierniówka <i>Common Whitethroat</i>	71	46,1	92	40,2	n.s.
Czajka <i>Northern Lapwing</i>	26	16,9	46	20,1	n.s.

ortolan (11,5%), pliszka żółta (55,8%) i czajka (26,9%). Makolągwa, jako jedyny z analizowanych gatunków, była najczęściej odnotowywana na powierzchniach o mieszanym typie użytkowania (27,7%). Trznadel i kuropatwa miały najwyższe rozpowszechnienie na powierzchniach o pośrednim typie użytkowania (odpowiednio: 40,4% i 17,0%). Natomiast na powierzchniach o ekstensywnym typie użytkowania odnotowano najwięcej stwierdzeń łożówki, świergotka łąkowego, przepiórki, derkacza, potrzosa, gąsiorka, srokosza, potrzeszcz, mazurka, pokląskwy, kląskawki i cierniówki (54,8–11,9%, Tab. 17).

Najniższe rozpowszechnienie na powierzchniach o ekstensywnym typie użytkowania zanotowano w przypadku skowronka (64,4%), pliszki żółtej (32,1%) i kuropatwy (8,3%). Najniższe rozpowszechnienie na powierzchniach o pośrednim typie użytkowania miały: łożówka (9,6%), przepiórka (16,7%), kląskawka (7,5%) i czajka (10,6%). Ortolan był jedynym gatunkiem o najniższym rozpowszechnieniu na powierzchniach o mieszanym typie użytkowania (5,9%), natomiast świergotek łąkowy, makolągwa, derkacz, trznadel, potrzos, gąsiorek, potrzeszcz, mazurek, pokląskwa i cierniówka wykazywały najniższe rozpowszechnienie na powierzchniach o intensywnym typie użytkowania (1,9–26,9%), a srokosz na powierzchniach użytkowanych intensywnie w ogóle nie występował (Tab. 17).

Na podstawie wyników testowania niezależności występowania gatunków od zmiennej GOSPODARKA (chi-kwadrat,  $\alpha = 0,05$ ) można stwierdzić, że istotne różnice w liczbie stwierdzeń na powierzchniach o odmiennym typie gospodarowania zostały wykaza-

Tabela 17. Rozpowszechnienie gatunków w zależności od dominującego sposobu gospodarowania rolniczego na powierzchniach badawczych oraz statystyczna istotność różnic (test chi-kwadrat Pearsona, \*\*\* =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ ; n.s. =  $p > 0,05$ )

Table 17. Species occupancy on study plots in relation to the dominating pattern of farm management and the statistical significance of the differences (the Pearson's chi-square test, \*\*\* =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ ; n.s. =  $p > 0.05$ )

Gatunek <i>Species</i>	INTENSYWNY		MIESZANY		POŚREDNI		EKSTENSYWNY		P
	N	%	N	%	N	%	N	%	
Łozówka <i>Marsh Warbler</i>	12	11,5	33	32,7	9	9,6	28	33,3	***
Skowronek <i>Eurasian Skylark</i>	94	90,4	80	79,2	74	78,7	54	64,3	***
Świergotek łąkowy <i>Meadow Pipit</i>	3	2,9	7	6,9	12	12,8	15	17,9	**
Makolągwa <i>Eurasian Linnet</i>	12	11,5	28	27,7	11	11,7	19	22,6	**
Przepiórka <i>Common Quail</i>	25	24	23	22,8	14	16,7	28	29,8	n.s.
Derkacz <i>Corncrake</i>	3	2,9	7	6,9	8	8,5	11	13,1	n.s.
Potrzyszcz <i>Corn Bunting</i>	26	25	32	31,7	28	29,8	31	36,9	n.s.
Trznadel <i>Yellowhammer</i>	23	22,1	36	35,6	38	40,4	33	39,3	*
Ortolan <i>Ortolan Bunting</i>	12	11,5	6	5,9	10	10,6	6	7,2	n.s.
Potrzos <i>Reed Bunting</i>	2	1,9	13	12,9	6	6,4	19	22,6	***
Gąsiorek <i>Red-backed Shrike</i>	17	16,3	35	34,7	31	33	36	42,9	***
Srokosz <i>Great Grey Shrike</i>	0	0	10	9,9	5	5,3	11	13,1	**
Pliszka żółta <i>Yellow Wagtail</i>	58	55,8	46	45,5	49	52,1	27	32,1	**
Mazurek <i>Tree Sparrow</i>	7	6,7	11	10,9	8	8,5	10	11,9	n.s.
Kuropatwa <i>Grey Partridge</i>	12	11,5	9	8,9	16	17	7	8,3	n.s.
Pokląska <i>Whinchat</i>	16	15,4	32	31,7	25	26,6	41	48,8	***
Kląskawka <i>Common Stonechat</i>	9	8,6	14	13,9	7	7,5	14	16,7	n.s.
Cierniówka <i>Common Whitethroat</i>	28	26,9	47	46,5	42	44,7	46	54,8	**
Czajka <i>Northern Lapwing</i>	28	26,9	20	19,8	10	10,6	14	16,7	*

ne dla 12 spośród 19 analizowanych gatunków: łożówki, skowronka, potrzosa, gąsiorka i pokląskwy ( $p < 0,001$ ), świergotka łąkowego, makolągwy, srokosza, pliszki żółtej i cierniówki ( $p < 0,01$ ) oraz trznadla i czajki ( $p < 0,05$ ).

*Obecność drzew i krzewów oraz ich rozmieszczenie*

Najwyższe rozpowszechnienie na powierzchniach bez zadrzewień miały: skowronek (95,2%), pliszka żółta (60,2%), kuropatwa (15,7%) i czajka (32,5%). Natomiast na takich powierzchniach w ogóle nie występował srokosz i mazurek, a udział łożówki, makolągwy, trznadla, ortolana, potrzosa, gąsiorka, kłaskawki i cierniówki był niższy niż na powierzchniach, na których drzewa lub krzewy występowały (Tab. 18). Na powierzchniach z drzewami i krzewami rozmieszczonymi losowo zanotowano najwyższe rozpowszechnienie świergotka łąkowego (13,0%), przepiórki (25,2%), potrzyszca (36,6%) i pokląskwy (41,2%). Na powierzchniach o takim typie rozmieszczenia zadrzewień nie było ani jednego przypadku najniższego rozpowszechnienia dla któregokolwiek z analizowanych gatunków (Tab. 18).

Tabela 18. Rozpowszechnienie gatunków na powierzchniach badawczych o odmiennej strukturze zadrzewień, wyznaczonych w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 oraz statystyczna istotność różnic (test chi-kwadrat Pearsona, \*\*\* =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ ; n.s. =  $p > 0,05$ )

Table 18. Species occupancy on study plots with different patterns of tree arrangement (the Pearson's chi-square test, \*\*\* =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ ; n.s. =  $p > 0.05$ )

Gatunek <i>Species</i>	BEZDRZEW		LOSOWO		SKUPISKOWO		RÓWNOMIERNIE		p
	N	%	N	%	N	%	N	%	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Łozówka <i>Marsh Warbler</i>	11	13,3	26	19,9	36	27,5	9	23,7	n.s.
Skowronek <i>Eurasian Skylark</i>	79	95,2	103	78,6	99	75,6	21	55,3	***
Świergotek łąkowy <i>Meadow Pipit</i>	8	9,6	17	13	8	6,1	4	10,5	n.s.
Makolągwa <i>Eurasian Linnet</i>	7	8,4	20	15,3	29	22,1	14	36,8	**
Przepiórka <i>Common Quail</i>	19	22,9	33	25,2	31	23,7	7	18,4	n.s.
Derkacz <i>Corncrake</i>	4	4,8	11	8,4	13	9,9	1	2,6	n.s.
Potrzyszcz <i>Corn Bunting</i>	21	25,3	48	36,6	41	31,3	7	18,4	n.s.
Trznadel <i>Yellowhammer</i>	5	6	39	29,8	68	51,9	18	47,4	***
Ortolan <i>Ortolan Bunting</i>	5	6	10	7,6	15	11,5	4	10,5	n.s.
Potrzos <i>Reed Bunting</i>	4	4,8	15	11,5	19	14,5	2	5,3	n.s.
Gąsiorek <i>Red-backed Shrike</i>	5	6	42	32,1	56	42,8	16	42,1	***
Srokosz <i>Great Grey Shrike</i>	0	0	10	7,6	16	12,2	0	0	**
Pliszka żółta <i>Yellow Wagtail</i>	50	60,2	60	45,8	52	39,7	18	47,4	*



1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Mazurek <i>Tree Sparrow</i>	0	0	8	6,1	20	15,3	8	21,1	***
Kuropatwa <i>Grey Partridge</i>	13	15,7	13	9,9	17	13	1	2,6	n.s.
Pokląskwa <i>Whinchat</i>	25	30,1	54	41,2	30	22,9	5	13,2	**
Kląskawka <i>Common Stonechat</i>	7	8,4	14	10,7	16	12,2	7	18,4	n.s.
Cierniówka <i>Common Whitethroat</i>	13	15,7	53	40,5	77	58,8	20	52,6	***
Czajka <i>Northern Lapwing</i>	27	32,5	26	19,9	14	10,7	5	13,2	***

Na powierzchniach ze skupiskowym rozmieszczeniem zadrzewień odnotowano najwyższe rozpowszechnienie łożówki (27,5%), derkacza (9,9%), trznadla (51,9%), ortolana (11,5%), potrzosa (14,5%), gąsiora (42,8%), srokosza (12,2%) i cierniówki (58,8%). Na tych samych powierzchniach odnotowano najniższe rozpowszechnienie czajki (10,7%), pliszki żółtej (39,7%) i świergotka łąkowego (6,1%).

Z kolei na powierzchniach z równomierną strukturą zadrzewień najwyższy wskaźnik rozpowszechnienia miały: makolągwa (36,8%), mazurek (21,1%) i kląskawka (18,4%). Natomiast na takich powierzchniach najrzadziej były stwierdzane: skowronek (55,3%), przepiórka (18,4%), derkacz (2,6%), potrzyszcz (18,4%), kuropatwa (2,6%) i pokląskwa (13,2%), a srokosz w ogóle nie został stwierdzony na tym typie powierzchni (Tab. 18).

Na podstawie wyników testowania niezależności występowania gatunków od zmiennej STRUKTURA (chi-kwadrat,  $\alpha = 0,05$ ) można stwierdzić, że istotne różnice w liczbie stwierdzeń na powierzchniach różniących się obecnością drzew i krzewów oraz strukturą ich rozmieszczenia zostały wykazane dla 10 spośród 19 analizowanych gatunków: skowronka, trznadla, gąsiora, mazurka, cierniówki i czajki ( $p < 0,001$ ), makolągwy, srokosza i pokląskwy ( $p < 0,01$ ) oraz pliszki żółtej ( $p < 0,05$ ).

#### 4.5. Występowanie gatunków a struktura siedlisk

Analizując wartości median udziałów poszczególnych typów siedlisk w całości powierzchni badawczej i ich wpływ na występowanie gatunków można zauważyć następujące zależności:

– na powierzchniach, na których występowały: makolągwa, derkacz, ortolan, pliszka żółta i kląskawka, przeciętny odsetek zbóż ozimych był wyższy niż na powierzchniach, na których gatunki te nie występowały; odwrotna sytuacja miała miejsce w przypadku świergotka łąkowego, potrzosa, potrzyszcz, pokląskwy i czajki – przeciętny odsetek zbóż ozimych na powierzchniach, na których gatunki te nie występowały, był wyższy niż na powierzchniach, na których występowały; w przypadku pozostałych gatunków przeciętne odsetki upraw zbóż ozimych na powierzchniach, na których gatunki te występowały i nie występowały były zbliżone (Tab. 19);

Tabela 19. Wartości median dla udziałów poszczególnych typów siedlisk w powierzchniach badawczych z występowaniem gatunków i ich brakiem. Uwzględniono podział na powierzchnie z występowaniem gatunków i ich brakiem. 1 – zboża ozime, 2 – zboża jare, 3 – rośliny okopowe i inne uprawy warzyw, 4 – kukurydza i uprawy o zbliżonej strukturze, 5 – rzepak i uprawy o zbliżonej strukturze, 6 – łąki i pastwiska, 7 – ugory, odłogi i nieużytki, 8 – szuwały roślinności zielnej, 9 – zadrzewienia i zakrzaczenia

Table 19. The values of medians pertaining to the proportions of the habitats distinguished in the study plots, where species occurred and did not occur. The distinction was made between plots with a presence or absence of bird species. 1 – winter cereals, 2 – spring cereals, 3 – root and bulb crops and other cultivated vegetables, 4 – maize and crops of similar structure, 5 – rape and crops of similar structure, 6 – meadows and pastures, 7 – fallow lands and wastelands, 8 – rushes of herbaceous plants, 9 – trees and shrubs

Gatunek <i>Species</i>	Występowanie <i>Occurrence</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Łozówka <i>Marsh Warbler</i>	Tak <i>Yes</i>	14,5	20	6,5	0	0	12	5	1	2
Skowronek <i>Eurasian Skylark</i>	Nie <i>No</i>	16	25	10	0	0	10	2	0	1
Świergotek łąkowy <i>Meadow Pipit</i>	Tak <i>Yes</i>	15	27	10	0	0	10	2	0	1
Makolągwa <i>Eurasian Linnet</i>	Nie <i>No</i>	15	15	6	0	0	11	5	0	2
Przepiórka <i>Common Quail</i>	Tak <i>Yes</i>	10	20	5	0	0	29	1	0	1
Derkacz <i>Corncrake</i>	Nie <i>No</i>	16	25	10	0	0	9,5	3	0	1
Potrzeszcz <i>Corn Bunting</i>	Tak <i>Yes</i>	20	20	10	0	0	10	6	0	3
Trznadel <i>Yellowhammer</i>	Nie <i>No</i>	15	25	10	0	0	10	2	0	1
Ortolan <i>Ortolan Bunting</i>	Tak <i>Yes</i>	16	29,5	10	0	0	10	2	0	1
Potrzos <i>Reed Bunting</i>	Nie <i>No</i>	15	22	8	0	0	10	3	0	2
Gąsiorek <i>Red-backed Shrike</i>	Tak <i>Yes</i>	17	15	10	0	0	15	3	0	3
Srokosz <i>Great Grey Shrike</i>	Nie <i>No</i>	15	25	10	0	0	10	3	0	1
Pliszka żółta <i>Yellow Wagtail</i>	Tak <i>Yes</i>	18	38,5	15,5	0	0	0	3,5	0	1,5
Mazurek <i>Tree Sparrow</i>	Nie <i>No</i>	15	24	10	0	0	10	3	0	1
Kuropatwa <i>Grey Partridge</i>	Tak <i>Yes</i>	12	19,5	8	0	0	20	6	5	2
Pokląskwa <i>Whinchat</i>	Nie <i>No</i>	16	25	10	0	0	10	2	0	1
Kląskawka <i>Common Stonechat</i>	Tak <i>Yes</i>	15	20	10	0	0	12	6	0	2
	Nie <i>No</i>	16	25	8,5	0	0	10	2	0	1
	Tak <i>Yes</i>	15,5	31,5	10	0	0	10	17	0	2
	Nie <i>No</i>	15	24	10	0	0	10	2	0	1
	Tak <i>Yes</i>	16,5	30	10	0	0	8	2	0	1
	Nie <i>No</i>	12	20	8	0	0	12	5	0	2
	Tak <i>Yes</i>	15	23,5	11	0	0	11	3	0	2
	Nie <i>No</i>	15	25	10	0	0	10	3	0	1
	Tak <i>Yes</i>	15,5	25	11	0	0	5,5	3	0	1
	Nie <i>No</i>	15	24	10	0	0	10	3	0	1
	Tak <i>Yes</i>	10	17,5	5	0	0	15,5	7	0	1
	Nie <i>No</i>	17	25	10	0	0	9	2	0	2
	Tak <i>Yes</i>	23	20	7	0	0	10,5	7	0	2
	Nie <i>No</i>	15	25	10	0	0	10	2	0	1

Gatunek <i>Species</i>	Występowanie <i>Occurrence</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Cierniówka <i>Common Whitethroat</i>	Tak <i>Yes</i>	15	23	10	0	0	12	3	0	2
Czajka <i>Northern Lapwing</i>	Nie <i>No</i>	15	25	10	0	0	6	2	0	1
	Tak <i>Yes</i>	12	24	5,5	4,5	0	10	1	0	1
	Nie <i>No</i>	16	25	10	0	0	10	3	0	2

– na powierzchniach, na których występowały: skowronek, przepiórka, ortolan, srokosz, potrzyszcz i pliszka żółta przeciętny odsetek upraw zbóż jarych był wyższy niż na powierzchniach, na których gatunki te nie występowały; na powierzchniach, na których występowała łożówka, świergotek łąkowy, makolągwa, derkacz, potrzosz, gąsiorek, pokląskwa i kłaskawka przeciętny odsetek upraw zbóż jarych był niższy niż na powierzchniach, na których wymienione gatunki nie występowały (Tab. 19);

– przeciętny odsetek upraw roślin okopowych i upraw innych warzyw na powierzchniach, na których występowały: skowronek, przepiórka, trznadel, ortolan i pliszka żółta był wyższy niż na powierzchniach, na których gatunki te nie występowały; przeciętny odsetek upraw roślin okopowych i innych warzyw na powierzchniach, na których występowała łożówka, świergotek łąkowy, potrzosz, potrzyszcz, pokląskwa, kłaskawka i czajka, był niższy w porównaniu z powierzchniami, na których gatunki te nie występowały (Tab. 19);

– przeciętny odsetek upraw kukurydzy na powierzchniach, na których występowała czajka, był wyższy niż na powierzchniach, na których gatunek ten nie występował (Tab. 19);

– przeciętny udział łąk i pastwisk na powierzchniach, na których występowała łożówka, świergotek drzewny, derkacz, trznadel, potrzosz, gąsiorek, pokląskwa i cierniówka był wyższy niż na powierzchniach, na których gatunki te nie występowały; na powierzchniach, na których występował ortolan, pliszka żółta i kuropatwa przeciętny udział łąk i pastwisk był niższy niż na powierzchniach, na których wymienione gatunki nie występowały (Tab. 19);

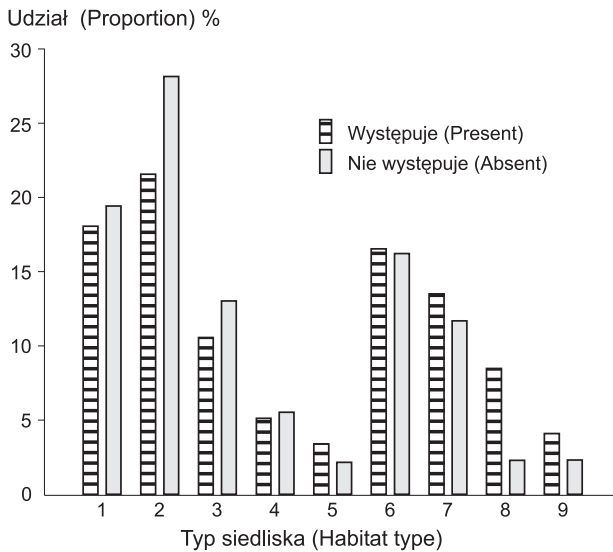
– przeciętny udział ugorów, odlogów i innych nieużytków na powierzchniach, na których występowała łożówka, świergotek drzewny, makolągwa, trznadel, potrzosz, potrzyszcz, gąsiorek, srokosz, pokląskwa, kłaskawka i cierniówka był wyższy niż na powierzchniach, na których gatunki te nie występowały; natomiast na powierzchniach, na których występowała czajka, przepiórka, skowronek i pliszka żółta przeciętny udział nieużytków był niższy niż na powierzchniach, na których wymienione gatunki nie występowały (Tab. 19);

– przeciętny udział roślinności szuwarowej na powierzchniach, na których występowała łożówka i potrzosz, był wyższy niż na powierzchniach, na których gatunki te nie występowały (Tab. 19);

– przeciętny udział drzew i krzewów na powierzchniach, na których występowała łożówka, makolągwa, derkacz, trznadel, ortolan, potrzosz, gąsiorek, srokosz, mazurek, kłaskawka i cierniówka był wyższy niż na powierzchniach, na których gatunki te nie występowały; z kolei na powierzchniach, na których występowała czajka, przepiórka, skowronek, pokląskwa i pliszka żółta przeciętny udział drzew i krzewów był niższy niż na powierzchniach, na których wymienione gatunki nie występowały (Tab. 19).

Analizując wartości średnie udziałów poszczególnych typów siedlisk w całości powierzchni badawczej i ich wpływ na występowanie gatunków, można zauważyć następujące zależności:

– łożówka częściej występowała na powierzchniach z wysokim udziałem rzepaku, ugorów, szuwarów oraz drzew i krzewów, a na powierzchniach z dużym udziałem upraw zbożowych (zarówno ozimych, jak i jarych) i okopowych gatunek ten częściej nie występował (Ryc. 18);



Ryc. 18. Występowanie łożówki *Acrocephalus palustris* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objaśnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 18. The occurrence of the Marsh Warbler on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19

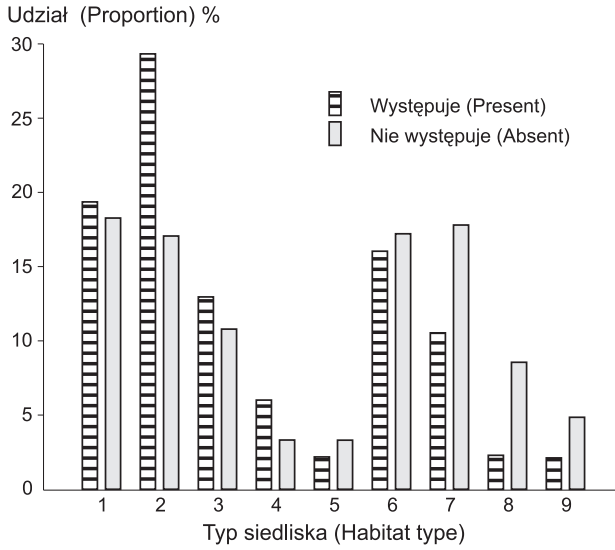
– skowronek był częściej rejestrowany na powierzchniach z dużym udziałem upraw zbóż jarych i kukurydzy, a w mniejszym stopniu upraw warzywnych, natomiast na powierzchniach z wysokim odsetkiem rzepaku, ugorów, szuwarów oraz drzew i krzewów występował rzadziej (Ryc. 19);

– świergotek łąkowy preferował powierzchnie z wysokim odsetkiem łąk i szuwarów, a unikał powierzchni z wysokim udziałem upraw zbożowych, warzywnych i ugorów (Ryc. 20);

– makolągwa częściej występowała na powierzchniach z wysokim odsetkiem ugorów, ozimin, a przede wszystkim drzew i krzewów, a na powierzchniach z dużym udziałem upraw zbóż jarych, kukurydzy i łąk występowała rzadziej (Ryc. 21);

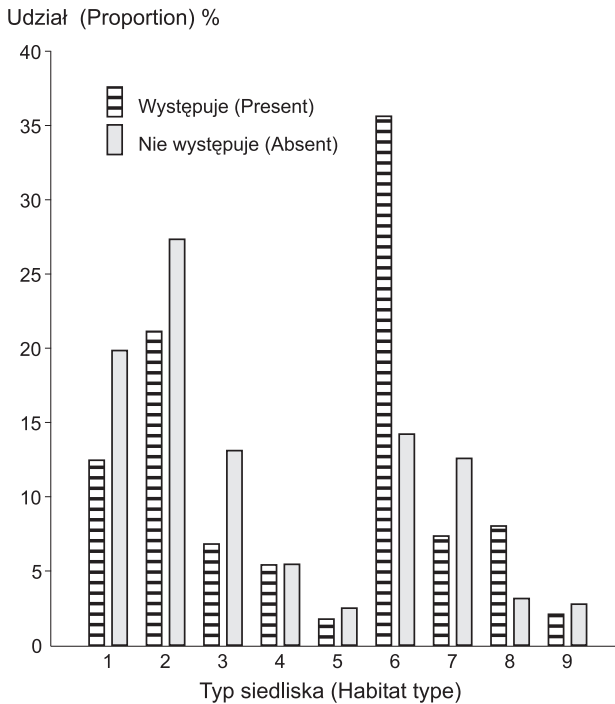
– przepiórka preferowała powierzchnie z wysokim udziałem upraw zbożowych (ozimin i jarych) i okopowych (warzywnych), natomiast rzadziej występowała na powierzchniach z wysokim odsetkiem rzepaku, łąk, ugorów, szuwarów oraz drzew i krzewów (Ryc. 22);

– derkacz preferował powierzchnie z wysokim odsetkiem łąk i szuwarów, a unikał powierzchni z wysokim odsetkiem zbóż jarych i kukurydzy (Ryc. 23);



Ryc. 19. Występowanie skowronka *Alauda arvensis* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objaśnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

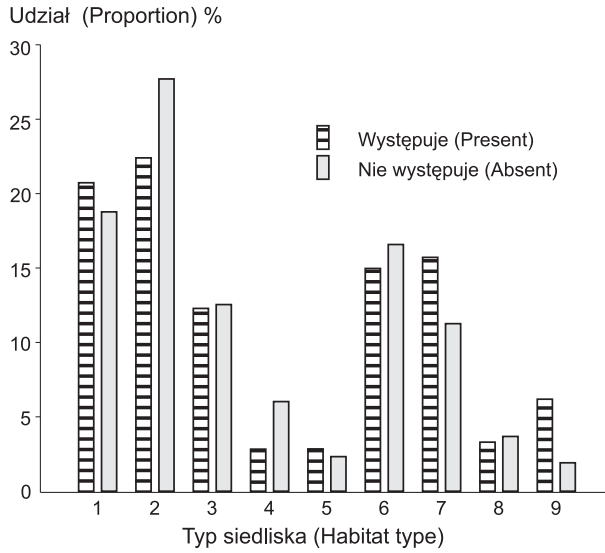
Fig. 19. The occurrence of the Eurasian Skylark on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19



Ryc. 20. Występowanie świergotka łąkowego *Anthus pratensis* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału siedlisk (wartości średnie). Objaśnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

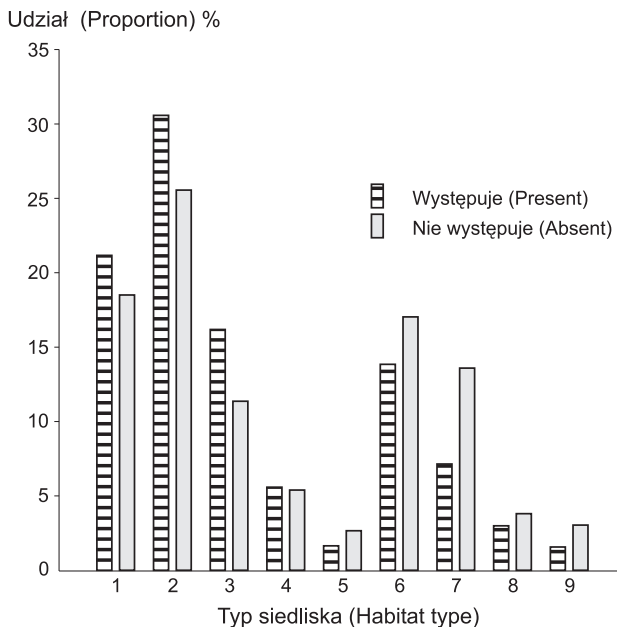
Fig. 20. The occurrence of the Meadow Pipit on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19





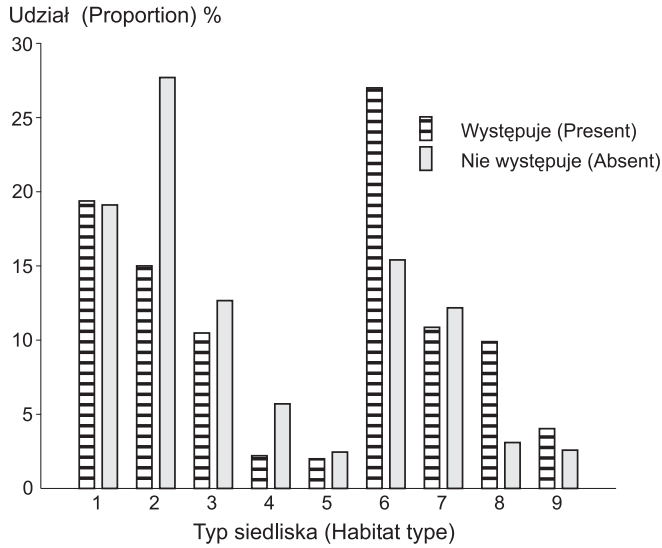
Ryc. 21. Występowanie makolągwy *Carduelis cannabina* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objasnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 21. The occurrence of the Eurasian Linnet on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19



Ryc. 22. Występowanie przepiórki *Coturnix coturnix* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objasnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 22. The occurrence of the Common Quail on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19



Ryc. 23. Występowanie derkacza *Crex crex* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objasnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 23. The occurrence of the Corncrake on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19

– potrzyszcz chętniej zajmował powierzchnie z wysokim odsetkiem upraw zbóż jarych, a także nieużytków, rzadziej natomiast występował na powierzchniach z wysokim udziałem upraw zbóż ozimych oraz łąk i pastwisk (Ryc. 24);

– trznadel częściej występował na powierzchniach z wysokim odsetkiem drzew i krzewów, oraz łąk i pastwisk, natomiast na powierzchniach z dużym udziałem ozimin, kukurydzy i szuwarów występował rzadziej (Ryc. 25);

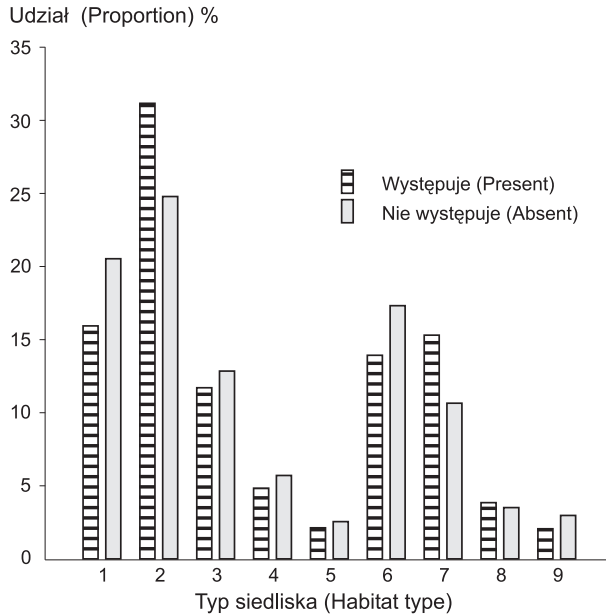
– ortolan preferował powierzchnie z dużym udziałem upraw zbożowych (szczególnie jarych), okopowych i kukurydzy, a na powierzchniach z wysokim odsetkiem łąk, ugorów i wilgotnych szuwarów częściej nie występował (Ryc. 26);

– potrzos preferował powierzchnie z wysokim odsetkiem łąk, ugorów, drzew i krzewów, a przede wszystkim szuwarów, natomiast rzadziej występował na powierzchniach z dużym udziałem rzepaku, kukurydzy, upraw warzywnych i zbożowych (Ryc. 27);

– gąsiorek występował częściej na powierzchniach z dużym udziałem ugorów i nieużytków oraz drzew i krzewów, a na powierzchniach z wysokim odsetkiem upraw zbożowych, kukurydzy i rzepaku występował rzadziej (Ryc. 28);

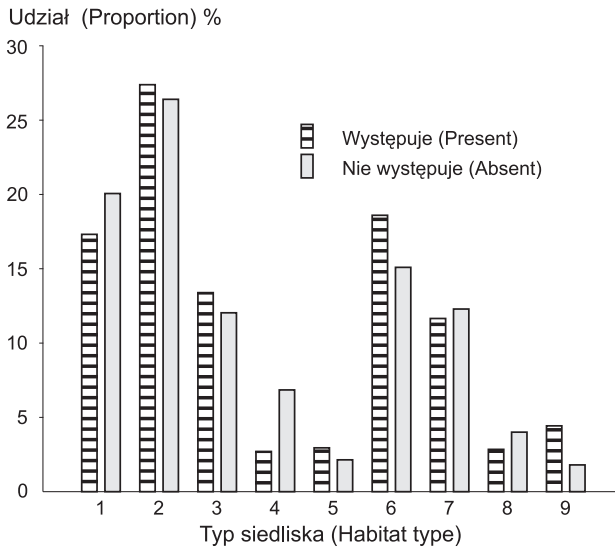
– srokosz preferował powierzchnie z dużym udziałem ugorów i nieużytków oraz drzew i krzewów, natomiast unikał powierzchni z wysokim odsetkiem kukurydzy i rzepaku, a w mniejszym stopniu zbóż ozimych i roślinności szuwarowej (Ryc. 29);

– pliszka żółta występowała częściej na powierzchniach z wyższym odsetkiem zbóż jarych i ozimych, rzepaku, kukurydzy i okopowych, a na powierzchniach z wysokim odsetkiem ugorów, łąk, szuwarów oraz drzew i krzewów występowała rzadziej (Ryc. 30);



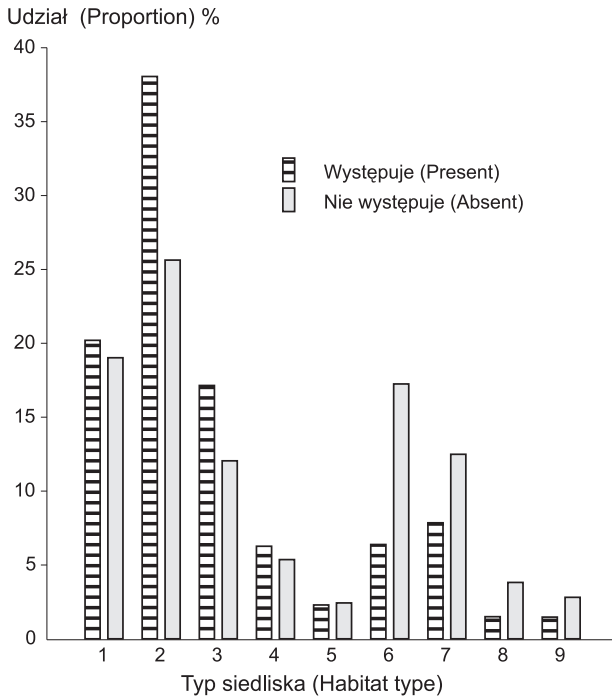
Ryc. 24. Występowanie potrzęsacza *Emberiza calandra* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objasnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 24. The occurrence of the Corn Bunting on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19



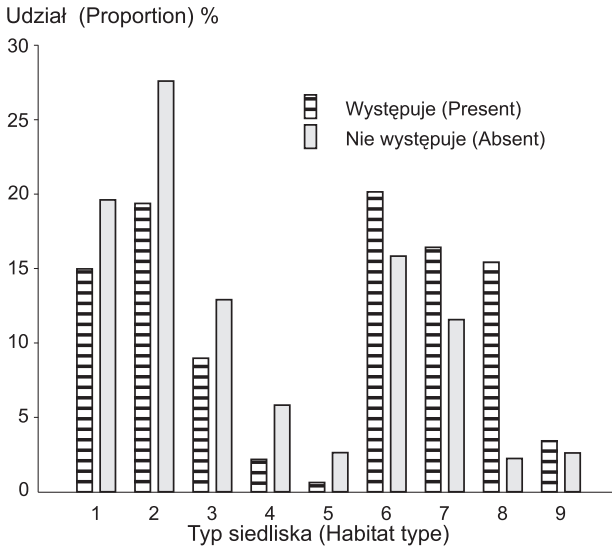
Ryc. 25. Występowanie trznadla *Emberiza citrinella* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objasnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 25. The occurrence of the Yellowhammer on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19



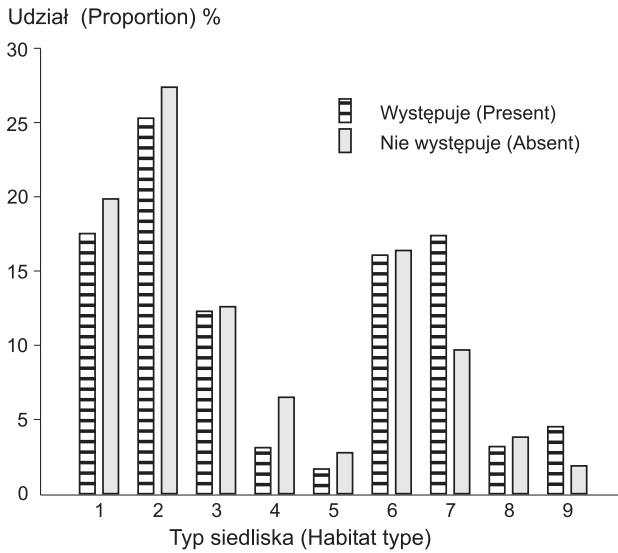
Ryc. 26. Występowanie ortolana *Emberiza hortulana* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objasnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 26. The occurrence of the Ortolan Bunting on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19



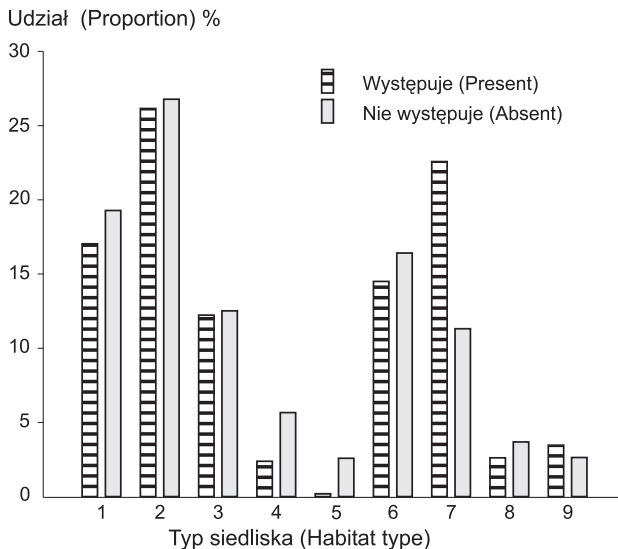
Ryc. 27. Występowanie potrzosa *Emberiza schoeniclus* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objasnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 27. The occurrence of the Reed Bunting on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19



Ryc. 28. Występowanie gąsiorka *Lanius collurio* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objasnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

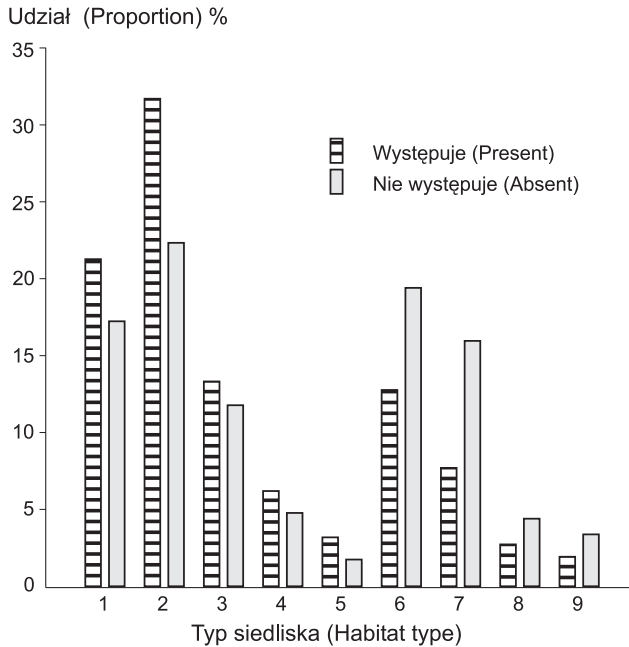
Fig. 28. The occurrence of the Red-backed Shrike on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19



Ryc. 29. Występowanie srokosza *Lanius excubitor* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objasnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 29. The occurrence of the Great Grey Shrike on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19





Ryc. 30. Występowanie pliszki żółtej *Motacilla flava* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objasnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 30. The occurrence of the Yellow Wagtail on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19

– mazurek częściej występował na powierzchniach z wyższym udziałem upraw zbóż jarych, kukurydzy, rzepaku, szuwarów oraz drzew i krzewów, rzadziej natomiast na powierzchniach z dużym udziałem upraw zbóż ozimych, okopowych i ugorów (Ryc. 31);

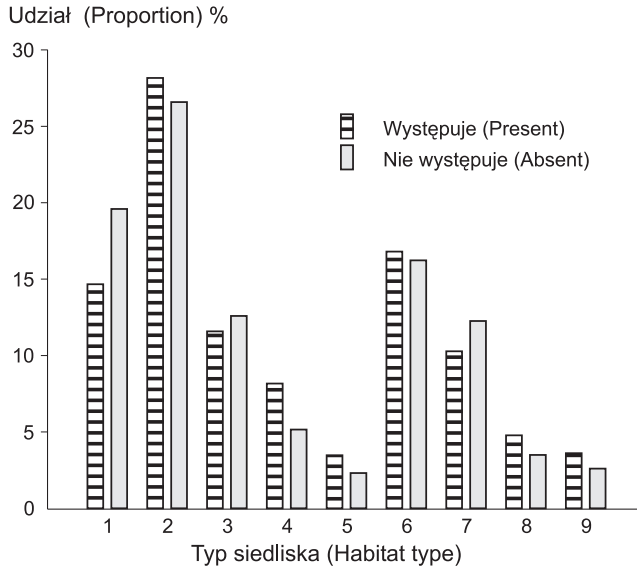
– kuropatwa preferowała powierzchnie z wysokim odsetkiem upraw zbóż jarych, ozimych i okopowych, a na powierzchniach z dużym udziałem ugorów, rzepaku, kukurydzy, łąk oraz drzew i krzewów częściej nie występowała (Ryc. 32);

– pokląskwa preferowała powierzchnie z wysokim odsetkiem ugorów i nieużytków, a w mniejszym stopniu łąk i szuwarów, natomiast na powierzchniach z dużym udziałem upraw występowała rzadziej (Ryc. 33);

– kłaskawka preferowała powierzchnie z dużym udziałem kukurydzy i ugorów, natomiast na powierzchniach z wysokim odsetkiem upraw zbóż jarych, okopowych, a także łąk i szuwarów występowała rzadziej (Ryc. 34);

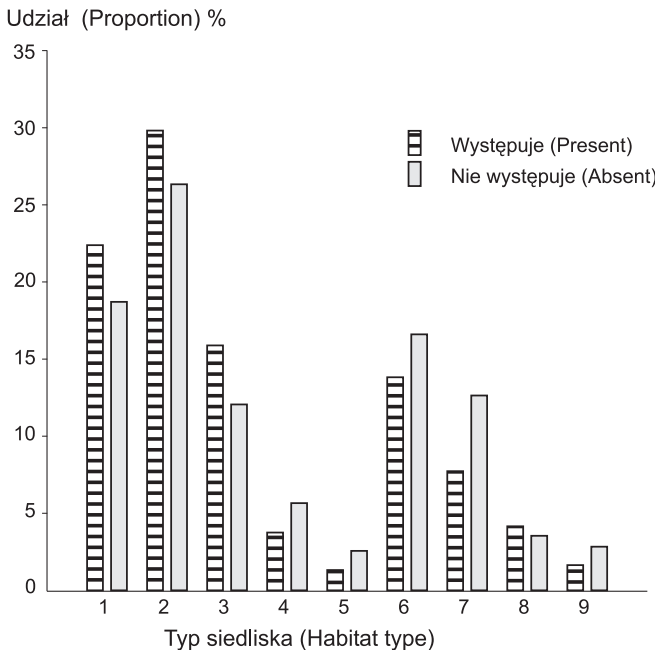
– cierniówka chętniej zajmowała powierzchnie z dużym udziałem łąk, ugorów, szuwarów oraz drzew i krzewów, natomiast na powierzchniach z wysokim odsetkiem upraw zbóż jarych i kukurydzy występowała rzadziej (Ryc. 35);

– czajka preferowała powierzchnie z wysokim odsetkiem kukurydzy, a w mniejszym stopniu szuwarów, natomiast unikała powierzchni z dużym udziałem upraw zbóż ozimych, ugorów oraz drzew i krzewów (Ryc. 36).



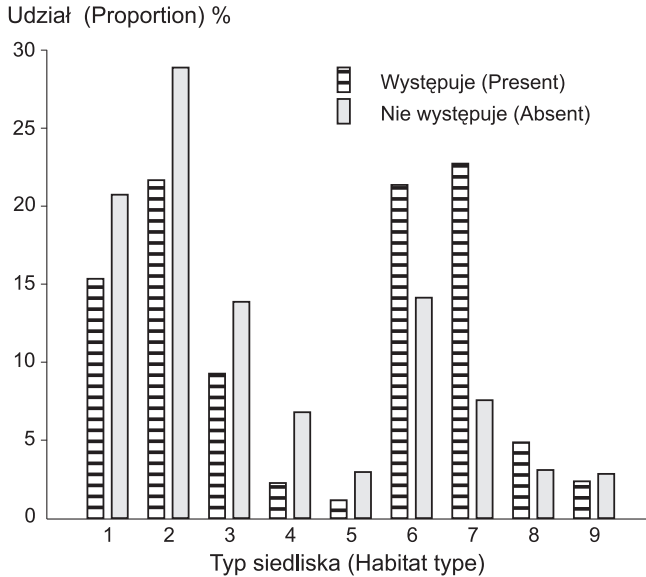
Ryc. 31. Występowanie mazurek *Passer montanus* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objasnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 31. The occurrence of the Tree Sparrow on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19



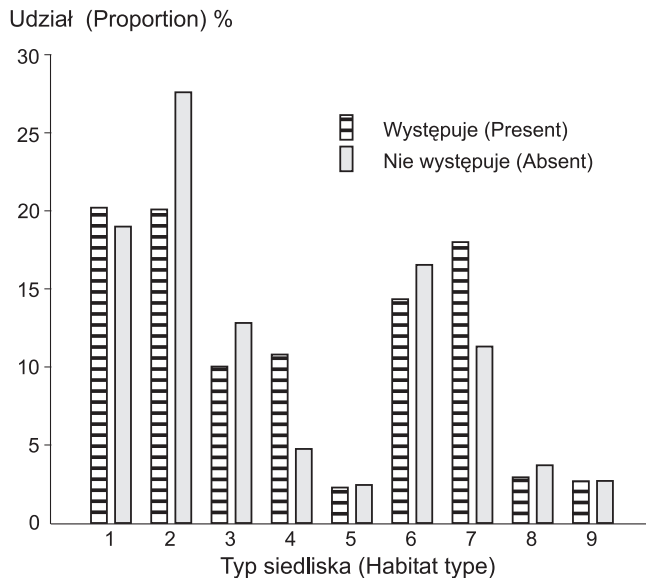
Ryc. 32. Występowanie kuropatwy *Perdix perdix* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objasnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 32. The occurrence of the Grey Partridge on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19



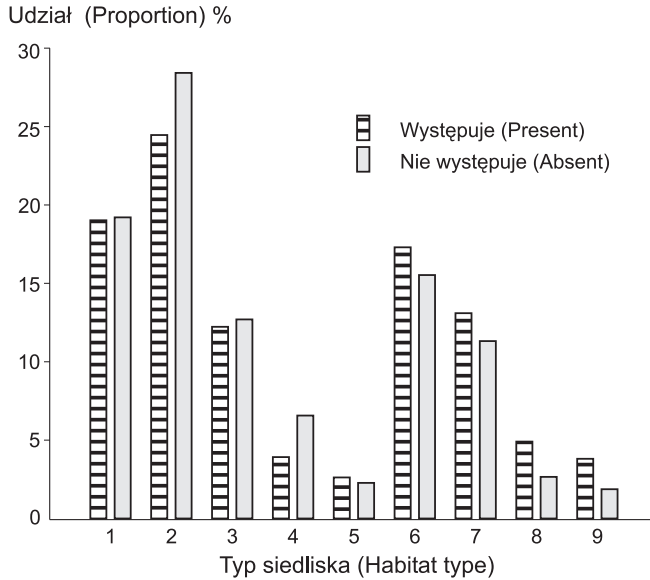
Ryc. 33. Występowanie pokląskwy *Saxicola rubetra* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objaśnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 33. The occurrence of the Whinchat on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19



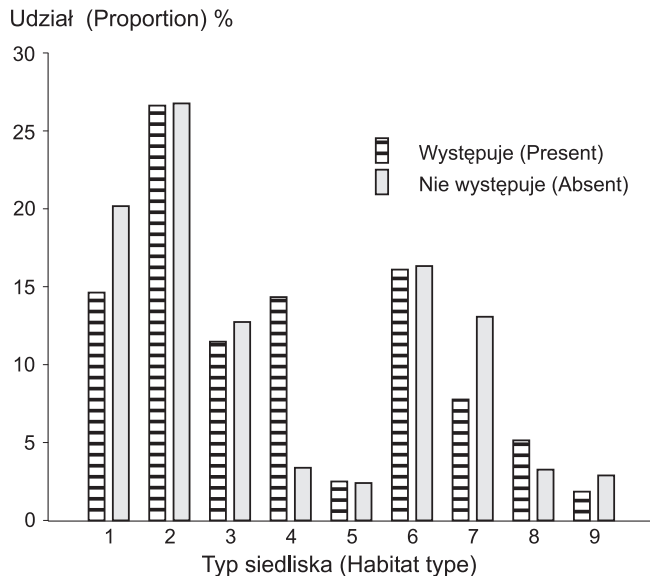
Ryc. 34. Występowanie kłaskawki *Saxicola rubicola* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objaśnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 34. The occurrence of the Common Stonechat on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19



Ryc. 35. Występowanie cierniówki *Sylvia communis* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objasnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 35. The occurrence of the Common Whitethroat on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19



Ryc. 36. Występowanie czajki *Vanellus vanellus* na powierzchniach badawczych w zależności od udziału głównych typów siedlisk (wartości średnie). Objasnienia typów siedlisk – patrz Tab. 19

Fig. 36. The occurrence of the Northern Lapwing on study plots in relation to the proportions of principal types of habitats (mean values). Explanations for habitats types – see Table 19

## 4.6. Modele wieloczynnikowe występowania ptaków

Analiza przy pomocy uogólnionego modelu liniowego (GLZ) pozwoliła zbudować modele obejmujące równocześnie wpływ zmiennych ilościowych i jakościowych dla dziewiętnastu najliczniej występujących gatunków (w analizach nie uwzględniono bażanta). Modele takie dają tym lepsze przewidywania przypadków, im mamy więcej danych. Dlatego np. dla skowronka model pozwolił lepiej przewidywać przypadki występowania gatunku, natomiast dla gatunków występujących znacznie rzadziej niż skowronek, modele lepiej przewidywały przypadki niewystępowania gatunku.

W przypadku łożówki, w modelu znalazły się 4 zmienne. Spośród zmiennych ilościowych była to zmienna WODA. Wartość tzw. ryzyka względnego dla tej zmiennej oznacza, że zwiększenie odległości położenia powierzchni badawczej od najbliższego cieków wodnego o 1 m powodowało spadek prawdopodobieństwa występowania łożówki o 0,2%. W przypadku cech jakościowych, istotne, blisko czterokrotne zwiększenie prawdopodobieństwa występowania łożówki miało miejsce na powierzchniach o mieszanym i ekstensywnym sposobie gospodarowania, w stosunku do powierzchni o intensywnym gospodarowaniu. Ponadto prawdopodobieństwo występowania łożówki na Podkarpaciu było według uzyskanego modelu blisko 2,5 razy wyższe niż w Karpatach (Tab. 20).

Z porównania występowania gatunku na badanych powierzchniach z przewidywaniami uzyskanymi w modelu wynika, że zbudowany model pozwalał trafnie przewidzieć występowanie łożówki w przypadku około 26% powierzchni, na których gatunek rzeczywiście występował oraz umożliwiał przewidywanie braku gatunku w przypadku 95% powierzchni, na których łożówki nie stwierdzono. Wartość statystyki zwanej ilorazem szans wyniosła 6,6, co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest ponad 6 razy lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

Tabela 20. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie łożówki *Acrocephalus palustris* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ )

Table 20. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Marsh Warbler in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	-1,931	0,287	45,22	***	0,145
PODKARPACIE	0,856	0,274	9,72	**	2,353
MIESZANY	1,333	0,323	17,05	***	3,793
EKSTENSYWNY	1,352	0,340	15,79	***	3,864
WODA	-0,002	0,001	10,26	**	0,998

W modelu dla skowronka sześć zmiennych było statystycznie istotnych (Tab. 21). Położenie powierzchni badawczych w krainie Wyżyn zwiększało ponad dwukrotnie prawdopodobieństwo występowania skowronka w stosunku do powierzchni usytuowanych w Karpatach. Około dwukrotne zwiększenie prawdopodobieństwa występowania gatunku



ku zaobserwowano na powierzchniach o przewadze intensywnego typu gospodarowania, w stosunku do powierzchni, na których przeważał ekstensywny typ gospodarowania. Zwiększenie odległości od powierzchni badawczej do terenu zabudowanego o 1 m powodowało wzrost prawdopodobieństwa występowania skowronka o 0,2%. W podobnym tempie, o ok. 0,2%, rosło prawdopodobieństwo występowania skowronka wraz ze wzrostem o 1 m odległości od lasu mniejszego niż 10 ha. Natomiast wzrost wartości wskaźnika zmienności wysokości roślinności powodował zmniejszenie prawdopodobieństwa występowania skowronka (ryzyko względne = 0,338).

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć występowanie skowronka w 97% na powierzchniach, na których gatunek rzeczywiście w badaniach występował oraz umożliwił przewidywanie braku gatunku w przypadku 21% powierzchni, na których skowronka w badaniach nie stwierdzono. Wartość statystyki zwanej ilorazem szans wyniosła 14,2, co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest ponad 14 razy lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

Tabela 21. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie skowronka *Alauda arvensis* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 21. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Eurasian Skylark in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	1,921	0,481	15,95	***	6,829
WYŻYNY	0,795	0,190	17,43	***	2,215
INTENSYWNY	0,788	0,229	11,84	***	2,198
BEZDRZEW	0,821	0,277	8,78	**	2,273
ZABUDOWA	0,002	0,001	13,33	***	1,002
LASMAŁY	0,002	0,001	6,05	*	1,002
ROŚLINNOŚĆ	-1,086	0,404	7,21	**	0,338

W modelu dla świergotka łąkowego trzy zmienne były statystycznie istotne (Tab. 22). Wzrost prawdopodobieństwa występowania gatunku miał miejsce na powierzchniach o przewadze ekstensywnego i pośredniego typu gospodarowania (odpowiednio ok. 3,8 i 2,5-krotne), w stosunku do powierzchni, na których przeważał intensywny typ gospodarowania. Zwiększenie o 1 m wysokości położenia powierzchni badawczej nad poziom morza powodowało wzrost prawdopodobieństwa występowania świergotka łąkowego o 0,3%.

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć brak świergotka łąkowego w przypadku 100% powierzchni, na których gatunek ten w badaniach nie występował oraz umożliwił przewidywanie wystąpienia gatunku jedynie w przypadku 3% powierzchni, na których gatunek stwierdzono. Iloraz szans nie przyjął jednak w przypadku modelu dla świergotka łąkowego wartości liczbowej, co może oznaczać, że klasyfikacja przy-

padków za pomocą modelu nie różni się w sposób istotny od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

Tabela 22. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie świergotka łąkowego *Anthus pratensis* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 22. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Meadow Pipit in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	-3,879	0,511	57,71	***	0,021
EKSTENSYWNY	1,327	0,439	9,12	**	3,769
POŚREDNI	0,922	0,456	4,09	*	2,514
WYSOKOŚĆ	0,003	0,001	5,74	*	1,003

W modelu dla makolągwy cztery zmienne były statystycznie istotne (Tab. 23). Około 2,5-krotne zwiększenie prawdopodobieństwa wystąpienia gatunku miało miejsce na powierzchniach o przewadze mieszanej i ekstensywnej typu gospodarowania, w stosunku do powierzchni, na których przeważał intensywny typ gospodarowania. Wpływ na prawdopodobieństwo występowania makolągwy wykazano również w przypadku obecności zadrzewień/zakrzaceń na powierzchni badawczej. W stosunku do powierzchni bez zadrzewień, wzrost prawdopodobieństwa występowania gatunku miał miejsce na powierzchniach z zadrzewieniami o strukturze skupiskowej (ok. 2-krotne) i równomiernej (ok. 3,7-krotne).

Tabela 23. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie makolągwy *Carduelis cannabina* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 23. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Eurasian Linnet in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	-2,435	0,275	78,45	***	0,088
MIESZANY	0,965	0,321	9,04	**	2,626
EKSTENSYWNY	0,861	0,348	6,10	*	2,365
SKUPISKOWO	0,668	0,299	4,99	*	1,951
RÓWNOMIERNIE	1,319	0,407	10,50	**	3,742

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć brak makolągwy w przypadku 100% powierzchni, na których gatunku nie stwierdzono oraz wystąpienie gatunku w przypadku 4% powierzchni, na których makolągwę stwierdzono. Wartość ilorazu szans

wyniosła 2,78, co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest prawie 3 razy lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

W modelu dla przepiórki pięć zmiennych było statystycznie istotnych (Tab. 24). Ponad dwukrotne zwiększenie prawdopodobieństwa wystąpienia gatunku miało miejsce na powierzchniach rozmieszczonych na Podkarpaciu i w krainie Wyżyn, w stosunku do powierzchni położonych w Karpatach. Zwiększenie odległości powierzchni badawczej od najbliższego terenu zabudowanego o 1 m skutkowało wzrostem prawdopodobieństwa występowania przepiórki o 0,1%. Zwiększenie o 1 m odległości od lasu większego niż 10 ha powodowało wzrost prawdopodobieństwa występowania gatunku o 0,01%. Wyższy wskaźnik mozaikowości powierzchni o jedną jednostkę dawał wzrost prawdopodobieństwa występowania przepiórki o blisko 9%.

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć występowanie gatunku w przypadku 9% powierzchni, na których gatunek był stwierdzony oraz umożliwił przewidywanie braku gatunku w przypadku 97% powierzchni, na których rzeczywiście go nie stwierdzono. Wartość ilorazu szans wyniosła 3,5, co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest 3,5 krotnie lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

Tabela 24. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie przepiórki *Coturnix coturnix* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0,001$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 24. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Common Quail in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0,001$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	-3,327	0,458	52,87	***	0,036
PODKARPACIE	0,737	0,354	4,34	*	2,090
WYŻYNY	0,794	0,351	5,10	*	2,212
ZABUDOWA	0,001	0,0003	4,99	*	1,001
LASDUŻY	0,0003	0,0001	6,21	*	1,0001
MOZAIKA	0,085	0,023	14,14	***	1,089

W modelu dla derkacza cztery zmienne były statystycznie istotne (Tab. 25). Usytuowanie badanych powierzchni w krainie Wyżyn skutkowało spadkiem prawdopodobieństwa występowania derkacza o blisko 85% w stosunku do powierzchni usytuowanych w Karpatach. Wzrost wysokości położenia powierzchni badawczej o 1 m nad poziom morza powodował zwiększenie prawdopodobieństwa występowania derkacza o 0,5%. Wzrost o 1 m odległości usytuowania powierzchni badawczej od lasu mniejszego niż 10 ha powodował zwiększenie prawdopodobieństwa wystąpienia derkacza o 0,2%, natomiast oddalenie powierzchni o taką samą odległość od lasu większego niż 10 ha powodowało zmniejszenie prawdopodobieństwa wystąpienia gatunku o 0,3%.

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć występowanie derkacza w przypadku około 4% powierzchni, na których gatunek ten rzeczywiście występował oraz umożliwił przewidywanie braku gatunku w przypadku 99% powierzchni, na których

gatunku nie stwierdzono. Wartość statystyki zwanej ilorazem szans wyniosła 4,2, co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest ponad 4 razy lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

Tabela 25. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie derkacza *Crex crex* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 25. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Corncrake in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	-2,815	0,677	17,29	***	0,060
WYŻYNY	-1,858	0,763	5,94	*	0,156
WYSOKOŚĆ	0,005	0,001	10,76	**	1,005
LASMAŁY	0,002	0,001	4,61	*	1,002
LASDUŻY	-0,003	0,001	8,30	**	0,997

W modelu dla potrzszcza statystycznie istotnych było 6 zmiennych (Tab. 26). Położenie badanych powierzchni w krainie Wyżyn zwiększało prawdopodobieństwo występowania gatunku w stosunku do powierzchni usytuowanych w Karpatach ponad dwieście razy, natomiast położenie powierzchni na Podkarpaciu zwiększało prawdopodobieństwo występowania gatunku, w stosunku do powierzchni usytuowanych w Karpatach blisko 49 razy. Zwiększenie prawdopodobieństwa występowania gatunku miało miejsce w przypadku obecności zadrzewień na powierzchni badawczej. Przy losowej ich strukturze prawdopodobieństwo występowania potrzszcza zwiększało się o ponad 75% w stosunku do powierzchni bez zadrzewień. Zwiększenie o 1 m odległości powierzchni od najbliższego

Tabela 26. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie potrzszcza *Emberiza calandra* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 26. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Corn Bunting in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	-8,965	1,354	43,84	***	0,0001
WYŻYNY	5,361	0,830	41,76	***	213,002
PODKARPACIE	3,887	0,807	23,19	***	48,764
LOSOWO	0,568	0,290	3,82	*	1,764
ZABUDOWA	0,001	0,0003	6,52	*	1,001
MOZAIKA	0,106	0,029	13,60	***	1,112
ZWARCIE	3,017	0,979	9,50	**	20,423

terenu zabudowanego powodowało wzrost częstości występowania gatunku o 0,1%. Ponadto zwiększenie wartości wskaźnika zwarcia roślinności zielonej powodowało wzrost prawdopodobieństwa występowania potrzescza (ryzyko względne = 20,423), a wzrost mozaikowości badanych powierzchni (liczby odrębnych pól/siedlisk) o jedną jednostkę powodował zwiększenie prawdopodobieństwa występowania potrzescza o ok. 11%.

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć występowanie potrzescza w przypadku 59% powierzchni, na których gatunek ten był w badaniach stwierdzony oraz umożliwił przewidywanie braku gatunku w przypadku 87% powierzchni, na których rzeczywiście go nie stwierdzono. Wartość ilorazu szans wyniosła 9,8, co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest blisko dziesięciokrotnie lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

W modelu dla trznadła istotność statystyczną uzyskało 6 zmiennych (Tab. 27). Silny wzrost prawdopodobieństwa występowania gatunku miał miejsce w przypadku obecności zadrzewień na powierzchni badawczej. Przy skupiskowej ich strukturze prawdopodobieństwo występowania trznadła zwiększało się ponad 17 razy, przy równomiernej strukturze – ponad 14 razy, a przy losowej – blisko 7 razy w stosunku do powierzchni bez zadrzewień. Zwiększenie wysokości położenia powierzchni badawczej o 1 m nad poziom morza powodowało wzrost prawdopodobieństwa występowania trznadła o 0,3%. Zwiększenie o 1 m odległości powierzchni od lasu większego niż 10 ha zmniejszało prawdopodobieństwo wystąpienia gatunku o 0,1%. Wzrost mozaikowości badanych powierzchni (liczby odrębnych pól/siedlisk) o jedną jednostkę powodował zwiększenie prawdopodobieństwa występowania trznadła o blisko 8%.

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć brak trznadła na 86% powierzchni, na których gatunek ten rzeczywiście nie występował oraz umożliwił przewidywanie wystąpienia gatunku na 52% powierzchni, na których gatunek był stwierdzony. Wartość ilorazu szans wyniosła 6,4, co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest ponad sześciokrotnie lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

Tabela 27. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie trznadła *Emberiza citrinella* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ )

Table 27. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Yellowhammer in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	-3,906	0,712	30,13	***	0,020
SKUPISKOWO	2,852	0,514	30,76	***	17,326
RÓWNOMIERNIE	2,670	0,595	20,14	***	14,443
LOSOWO	1,924	0,519	13,76	***	6,850
WYSOKOŚĆ	0,003	0,001	7,66	**	1,003
LASDUŻY	-0,001	0,0002	14,06	***	0,999
MOZAIKA	0,075	0,024	9,53	**	1,078



W modelu dla ortolana statystycznie istotnych było 5 zmiennych (Tab. 28). Na powierzchniach rozmieszczonych na Podkarpaciu prawdopodobieństwo występowania ortolana było mniejsze o blisko 70% w stosunku do powierzchni usytuowanych na Wyżynach. Wpływ na prawdopodobieństwo występowania ortolana miała również obecność zadrzewień/zakrzaceń. W stosunku do powierzchni bez zadrzewień, ponad dwukrotne zwiększenie prawdopodobieństwa występowania gatunku obserwowano w przypadku skupiskowej ich struktury. Zwiększenie wysokości położenia powierzchni badawczej o 1 m nad poziom morza powodowało spadek prawdopodobieństwa występowania ortolana o 1,1%. Zwiększenie odległości powierzchni badawczej od najbliższego ciek/zbiornika wodnego o 1 m powodowało wzrost prawdopodobieństwa występowania ortolana o 0,1%. Zwiększenie wartości wskaźnika zróżnicowania roślinności zielonej powodowało z kolei zmniejszenie prawdopodobieństwa występowania ortolana (ryzyko względne = 0,098).

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć występowanie gatunku w przypadku 3% powierzchni, na których gatunek ten był w badaniach stwierdzony oraz umożliwił przewidywanie braku gatunku w przypadku 100% powierzchni, na których rzeczywiście ortolana nie stwierdzono. Wartość ilorazu szans wyniosła 3,8 co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest blisko czterokrotnie lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

Tabela 28. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie ortolana *Emberiza hortulana* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\* = 0,001 < p < 0,01; \* = p < 0,05)

Table 28. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Ortolan Bunting in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\* = 0.001 < p < 0.01; \* = p < 0.05)

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	1,591	1,095	2,11	0,15	4,910
PODKARPACIE	-1,143	0,516	4,91	*	0,319
SKUPISKOWO	0,747	0,393	3,61	*	2,110
WYSOKOŚĆ	-0,011	0,004	9,44	**	0,989
WODA	0,001	0,0003	8,04	**	1,001
ROŚLINNOŚĆ	-2,322	0,962	5,82	*	0,098

W modelu dla potrzosa statystycznie istotnych było 5 zmiennych (Tab. 29). Usytuowanie badanych powierzchni w krainie Wyżyn zwiększało prawdopodobieństwo wystąpienia potrzosa ok. 3,5-krotnie, a na Podkarpaciu – ponad 8-krotnie w stosunku do powierzchni położonych w Karpatach. Wzrost prawdopodobieństwa wystąpienia gatunku wykazano na powierzchniach o przewadze mieszanego (prawie trzykrotne) i ekstensywnego (blisko sześciokrotne) typu gospodarowania w stosunku do powierzchni, na których przeważał intensywny typ gospodarowania. Natomiast zwiększenie o 1 m odległości od zbiorników lub cieków wodnych zmniejszało prawdopodobieństwo wystąpienia potrzosa o 0,3%.

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć występowanie potrzosa w przypadku około 15% powierzchni, na których gatunek ten był w badaniach stwierdzony oraz

umożliwił przewidywanie braku gatunku w przypadku 98% powierzchni, na których go nie stwierdzono. Wartość statystyki zwanej ilorazem szans wyniosła 11,9, co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest prawie 12 razy lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

Tabela 29. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie potrzosa *Emberiza schoeniclus* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 26. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Reed Bunting in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	-3,766	0,625	36,28	***	0,023
PODKARPACIE	2,133	0,571	13,93	***	8,437
WYŻYNY	1,275	0,614	4,30	*	3,578
MIESZANY	1,093	0,486	5,06	*	2,983
EKSTENSYWNY	1,769	0,470	14,19	***	5,866
WODA	-0,003	0,001	8,67	**	0,997

W modelu dla gąsiora statystyczną istotność wykazano dla 6 zmiennych (Tab. 30). Usytuowanie powierzchni badawczych w terenie, gdzie przeważał ekstensywny typ gospodarowania, blisko dwukrotnie zwiększało prawdopodobieństwo występowania gatunku w stosunku do powierzchni usytuowanych w terenie o przewadze intensywnego sposobu gospodarowania. Wzrost prawdopodobieństwa występowania gatunku miał również miejsce w przypadku obecności zadrzewień na powierzchni badawczej. Przy skupiskowej i równomiernej ich strukturze prawdopodobieństwo występowania gąsiora zwiększało

Tabela 30. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie gąsiora *Lanius collurio* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 30. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Red-backed Shrike in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	-3,021	0,567	28,38	***	0,049
EKSTENSYWNY	0,673	0,289	5,41	*	1,960
SKUPISKOWO	2,273	0,502	20,50	***	9,711
RÓWNOMIERNIE	2,269	0,581	15,24	***	9,666
LOSOWO	1,866	0,510	13,40	***	6,462
LASDUŻY	-0,0005	0,0002	9,82	**	0,999
MOZAIKA	0,068	0,023	8,80	**	1,071

się blisko dziesięciokrotnie w stosunku do powierzchni bez zadrzewień. Nieco mniejszy wzrost prawdopodobieństwa występowania gąsiora miał miejsce przy losowej strukturze zadrzewień – ok. 6,5-krotny. Ponadto zwiększenie o 1 m odległości od lasu większego niż 10 ha zmniejszało prawdopodobieństwo występowania gatunku o 0,1%, a wzrost mozaikowości badanych powierzchni (liczby odrębnych pól/siedlisk) o jedną jednostkę powodował zwiększenie prawdopodobieństwa występowania gąsiora o ok. 7%.

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć występowanie gąsiora w przypadku 26% powierzchni, na których gatunek ten był w badaniach stwierdzony oraz umożliwił przewidywanie braku gatunku w przypadku 91% powierzchni, na których rzeczywiście go nie stwierdzono. Wartość ilorazu szans wyniosła 3,5, co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest 3,5-krotnie lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

W modelu dla srokosza statystycznie istotnych było 7 zmiennych (Tab. 31). Prawdopodobieństwo występowania gatunku na Podkarpaciu i na Wyżynach było istotnie wyższe niż w Karpatach, odpowiednio: blisko 8-krotnie i 4,7-krotnie. Na powierzchniach, przez które przebiegały linie elektroenergetyczne prawdopodobieństwo występowania srokosza było ponad trzykrotnie wyższe niż na powierzchniach bez takich elementów. Usytuowanie powierzchni w terenie, gdzie przeważał ekstensywny typ gospodarowania, ponad sześciokrotnie zwiększało prawdopodobieństwo występowania gatunku w stosunku do powierzchni usytuowanych w terenie o przewadze pośredniego sposobu gospodarowania, a położenie powierzchni w terenie o mieszanym typie gospodarowania – ponad czterokrotnie. Przy skupiskowej strukturze zadrzewień/zakrzaczeń prawdopodobieństwo występowania gatunku zwiększało się 2,5-krotnie w stosunku do powierzchni, na których struktura zadrzewień była losowa. Ponadto wzrost mozaikowości badanych powierzchni (liczby odrębnych pól/siedlisk) o jedną jednostkę powodował zwiększenie prawdopodobieństwa występowania srokosza o blisko 9%.

Tabela 31. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie srokosza *Lanius excubitor* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 31. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Great Grey Shrike in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	-7,108	1,127	39,76	***	0,001
PODKARPACIE	2,060	0,717	8,25	**	7,845
WYŻYNY	1,545	0,805	3,68	*	4,689
LINIE	1,144	0,471	5,91	*	3,140
MIESZANY	1,450	0,589	6,06	*	4,264
EKSTENSYWNY	1,852	0,593	9,76	**	6,372
SKUPISKOWO	0,930	0,454	4,19	*	2,535
MOZAIKA	0,084	0,040	4,44	*	1,088

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć występowanie srokosza w przypadku 8% powierzchni, na których gatunek ten był stwierdzony oraz umożliwił przewidywanie braku gatunku w przypadku 99% powierzchni, na których rzeczywiście go nie stwierdzono. Wartość ilorazu szans wyniosła 29,7 co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest 30 razy lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

W modelu dla pliszki żółtej istotnych statystycznie było 9 zmiennych (Tab. 32). Prawdopodobieństwo występowania gatunku na Podkarpaciu i w krainie Wyżyn było blisko czterokrotnie wyższe niż w Karpatach. Prawdopodobieństwo występowania gatunku na powierzchniach, przez które przebiegały linie elektroenergetyczne było o 50% niższe, niż na powierzchniach bez takich elementów. Usytuowanie powierzchni w terenie, gdzie przeważał pośredni typ gospodarowania ponad dwukrotnie zwiększało prawdopodobieństwo występowania gatunku, w stosunku do powierzchni o przewadze ekstensywnego sposobu gospodarowania. Przy skupiskowej strukturze zadrzewień prawdopodobieństwo występowania gatunku zmniejszało się o ok. 50% w stosunku do powierzchni, na których nie było zadrzewień. Zwiększenie wysokości położenia powierzchni badawczej o 1 m nad poziom morza zmniejszało prawdopodobieństwo występowania pliszki żółtej o 0,9%. Zwiększenie o 1 m odległości od lasu większego niż 10 ha powodowało wzrost prawdopodobieństwa występowania gatunku o ok. 0,01%. Wzrost wartości wskaźnika zróżnicowania wysokości roślinności zielonej powodował zmniejszenie prawdopodobieństwa występowania gatunku (ryzyko względne = 0,253). Ponadto wzrost mozaikowości badanych powierzchni (liczby odrębnych pól/siedlisk) o jedną jednostkę powodował zwiększenie częstości występowania pliszki żółtej o ponad 5%.

Tabela 32. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie pliszki żółtej *Motacilla flava* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 32. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Yellow Wagtail in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	1,797	0,834	4,64	*	6,034
PODKARPACIE	1,317	0,411	10,28	**	3,734
WYŻYNY	1,380	0,346	15,91	***	3,977
LINIE	-0,614	0,267	5,28	*	0,541
POŚREDNI	0,754	0,324	5,41	*	2,125
SKUPISKOWO	-0,685	0,283	5,88	*	0,504
WYSOKOŚĆ	-0,009	0,002	20,57	***	0,991
LASDUŻY	0,0004	0,0002	5,38	*	1,0001
ROŚLINNOŚĆ	-1,375	0,471	8,53	**	0,253
MOZAIKA	0,052	0,025	4,44	*	1,054

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć występowanie pliszki żółtej w przypadku 77% powierzchni, na których gatunek ten został w badaniach stwierdzony oraz umożliwił przewidywanie braku gatunku w przypadku 76% powierzchni, na których rzeczywiście go nie stwierdzono. Wartość ilorazu szans wyniosła 10,6, co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest ponad dziesięciokrotnie lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

W modelu dla mazurka statystyczną istotność wykazano dla 5 zmiennych (Tab. 33). Prawdopodobieństwo występowania gatunku na powierzchniach o przewadze ekstensywnego typu gospodarowania było ponad dwukrotnie wyższe w stosunku do powierzchni, na których przeważał intensywny typ gospodarowania. Wpływ na prawdopodobieństwo występowania mazurka wykazano również w przypadku struktury zadrzewień. W stosunku do powierzchni z losową strukturą zadrzewień, zwiększenie prawdopodobieństwa występowania gatunku miało miejsce w przypadku struktury skupiskowej (ok. 5,5-krotne) i równomiernej (7,7-krotne). Zwiększenie wysokości położenia powierzchni badawczej o 1 m nad poziom morza zmniejszało prawdopodobieństwo wystąpienia gatunku o 0,8%. Ponadto wraz ze zwiększaniem się odległości od terenów zabudowanych o 1 m prawdopodobieństwo wystąpienia mazurka zmniejszało się o 0,2%.

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć brak mazurka w przypadku 99% powierzchni, na których gatunek ten rzeczywiście w badaniach nie występował oraz umożliwił przewidywanie wystąpienia gatunku w przypadku 3% powierzchni, na których stwierdzono gatunek. Wartość ilorazu szans wyniosła 9,9, co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest prawie 10 razy lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

Tabela 33. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie mazurka *Passer montanus* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 33. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Tree Sparrow in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\*) =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	-0,328	0,965	0,11	0,73	0,720
EKSTENSYWNY	0,859	0,440	3,80	*	2,360
SKUPIKOWO	1,706	0,454	14,13	***	5,508
RÓWNOMIERNIE	2,040	0,559	13,32	***	7,690
WYSOKOŚĆ	-0,008	0,003	7,22	**	0,992
ZABUDOWA	-0,002	0,001	5,25	*	0,998

W modelu dla kuropatwy pięć zmiennych osiągnęło statystyczną istotność (Tab. 34). Wzrost prawdopodobieństwa występowania gatunku miał miejsce na powierzchniach rozmieszczonych w krainie Wyżyn. W stosunku do powierzchni usytuowanych w Karpatach prawdopodobieństwo występowania kuropatwy było tu ponad dwukrotnie wyższe. Prawdopodobieństwo występowania gatunku na powierzchniach z pośrednim typem gospodarowania było blisko dwukrotnie wyższe, niż na powierzchniach o przewadze



ekstensywnego sposobu gospodarowania. Zwiększenie o 1 m odległości od wody powodowało spadek prawdopodobieństwa występowania kuropatwy o 0,1%. Ponadto, wzrost wartości wskaźnika zróżnicowania wysokości roślinności zielnej powodował spadek prawdopodobieństwa występowania kuropatwy (ryzyko względne = 0,287), a wzrost mozaikowości badanych powierzchni (liczby odrębnych pól/siedlisk) o jedną jednostkę powodował zwiększenie prawdopodobieństwa występowania kuropatwy o ponad 6%.

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć występowanie gatunku w przypadku 2,5% powierzchni, na których go stwierdzono oraz umożliwił przewidywanie braku gatunku w przypadku 100% powierzchni, na których rzeczywiście go nie stwierdzono. Iloraz szans nie przyjął jednak, w przypadku kuropatwy, wartości liczbowej co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu niewiele różni się od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

Tabela 34. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie kuropatwy *Perdix perdix* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0,001$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 34. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Grey Partridge in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0.001$ ; \* =  $p < 0.05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	-2,203	0,604	13,28	***	0,111
WYŻYNY	0,779	0,353	4,88	*	2,180
POŚREDNI	0,655	0,359	3,34	*	1,926
WODA	-0,001	0,001	3,73	*	0,999
ROŚLINNOŚĆ	-1,247	0,730	2,91	*	0,287
MOZAIKA	0,061	0,027	4,94	*	1,062

W modelu dla pokląskwy siedem zmiennych było statystycznie istotnych (Tab. 35). Na powierzchniach, gdzie przeważał ekstensywny typ gospodarowania, prawdopodobieństwo występowania gatunku było ponad dwukrotnie wyższe, niż na powierzchniach o przewadze intensywnego sposobu gospodarowania. Nieco mniejszy, blisko dwukrotny wzrost prawdopodobieństwa występowania gatunku miał miejsce na powierzchniach o mieszanym typie gospodarowania. Około 2,5-krotne zwiększenie prawdopodobieństwa występowania pokląskwy obserwowano przy braku zakrzaczeń na powierzchni, w stosunku do powierzchni zawierających zakrzaczenia rozmieszczone w sposób równomierny. Podobna zależność miała miejsce w przypadku powierzchni z losową strukturą zakrzaczeń, na których prawdopodobieństwo występowania pokląskwy było ok. 2,3-krotnie wyższe niż na powierzchniach z równomiernie rozmieszczonymi zakrzaczeniami. Zwiększenie wysokości położenia powierzchni badawczej o 1 m nad poziom morza powodowało wzrost prawdopodobieństwa występowania pokląskwy o 0,4%. Ponadto wzrost wartości wskaźnika zróżnicowania wysokości roślinności zielnej powodował zwiększenie prawdopodobieństwa występowania gatunku (ryzyko względne = 2,729), a wzrost wartości wskaźnika zwarcia roślinności zielnej również powodował zwiększenie prawdopodobieństwa występowania pokląskwy (ryzyko względne = 13,680).

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć występowanie pokląskwy w przypadku 34% powierzchni, na których gatunek ten był w badaniach stwierdzony oraz umożliwił przewidywanie braku gatunku w przypadku 94% powierzchni, na których rzeczywiście go nie stwierdzono. Wartość ilorazu szans wyniosła 8,2, co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest ponad ośmiokrotnie lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

Tabela 35. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie pokląskwy *Saxicola rubetra* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 35. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Whinchat in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	-5,667	0,939	36,41	***	0,003
MIESZANY	0,560	0,302	3,94	*	1,822
EKSTENSYWNY	0,768	0,352	4,77	*	2,156
BEZDRZEW	0,952	0,340	7,85	**	2,592
LOSOWO	0,843	0,280	9,09	**	2,323
WYSOKOŚĆ	0,004	0,001	12,55	***	1,004
ROŚLINNOŚĆ	1,004	0,447	5,04	*	2,729
ZWARCIE	2,616	0,937	7,79	**	13,680

W modelu dla kłąskawki istotne statystycznie okazały się trzy zmienne (Tab. 36). Usytuowanie badanych powierzchni w Karpatach ponad trzykrotnie zwiększało prawdopodobieństwo występowania kłąskawki, w stosunku do powierzchni usytuowanych w krainie Wyżyn. Prawdopodobieństwo występowania gatunku na powierzchniach o przewadze ekstensywnego typu gospodarowania było ponad dwukrotnie wyższe w stosunku do powierzchni o intensywnym typie gospodarowania. Zwiększenie wysokości usytuowania powierzchni badawczej o 1 m nad poziom morza powodowało spadek częstości występowania kłąskawki o 0,5%.

Tabela 36. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie kłąskawki *Saxicola rubicola* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 36. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Common Stonechat in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	-1,363	0,502	7,36	**	0,256
KARPATY	1,154	0,395	8,51	**	3,169
EKSTENSYWNY	0,779	0,364	4,59	*	2,180
WYSOKOŚĆ	-0,005	0,002	5,78	*	0,995

Z porównania występowania gatunku na badanych powierzchniach z przewidywaniami uzyskanymi w modelu wynika, że model pozwolił poprawnie przewidzieć występowanie kłaskawki jedynie w przypadku około 3% powierzchni, na których gatunek ten był w badaniach stwierdzony oraz umożliwił przewidywanie braku gatunku w przypadku 100% powierzchni, na których go nie stwierdzono. Iloraz szans nie przyjął jednak wartości liczbowej, co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu może różnić się w niewielkim stopniu od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

Spśród zmiennych ilościowych, w modelu dla cierniówki znalazły się zmienne WODA i MOZAIKA (Tab. 37). Zwiększenie odległości od najbliższego cieku wodnego o 1 m powodowało zmniejszenie prawdopodobieństwa występowania cierniówki o 0,1%. Z kolei wzrost rozdrobnienia siedlisk o jedną jednostkę zwiększał prawdopodobieństwo występowania gatunku o ok. 4%. W przypadku cech jakościowych, istotne (ok. dwukrotne) zwiększenie prawdopodobieństwa występowania cierniówki zanotowano na powierzchniach o przewadze ekstensywnego typu gospodarowania w stosunku do powierzchni, na których przeważał intensywny typ gospodarowania. Znaczny wpływ na prawdopodobieństwo występowania cierniówki wywierała obecność zakrzaczeń na powierzchni badawczej. W stosunku do powierzchni bez zakrzaczeń, wzrost prawdopodobieństwa występowania cierniówki obserwowano w przypadku struktury skupiskowej (ponad 6-krotny), równomiernej (ponad 5-krotny) oraz losowej (ponad 3-krotny).

Tabela 37. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie cierniówki *Sylvia communis* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 37. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Common Whitethroat in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	-1,880	0,400	22,06	***	0,153
WODA	-0,001	0,0003	6,82	**	0,999
MOZAIKA	0,040	0,021	3,54	*	1,041
EKSTENSYWNY	0,704	0,277	6,45	*	2,022
LOSOWO	1,150	0,360	10,21	**	3,159
SKUPISKOWO	1,861	0,357	27,15	***	6,433
RÓWNOMIERNIE	1,665	0,455	13,36	***	5,285

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć występowanie cierniówki w przypadku około 61% powierzchni, na których gatunek ten został w badaniach stwierdzony oraz umożliwił przewidywanie braku gatunku w przypadku 71% powierzchni, na których go nie stwierdzono. Wartość statystyki zwanej ilorazem szans wyniosła nieco ponad 3,9, co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest blisko 4 razy lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

W modelu dla czajki pięć zmiennych było istotnych statystycznie (Tab. 38). Wpływ na prawdopodobieństwo występowania gatunku wykazano dla obecności na powierz-

chni zadrzewień/zakrzaczeń. W stosunku do powierzchni z równomierną strukturą zadrzewień, ponad pięciokrotne zwiększenie prawdopodobieństwa występowania gatunku miało miejsce w przypadku braku zadrzewień/zakrzaczeń na powierzchni. Natomiast w przypadku losowej struktury zadrzewień, prawdopodobieństwo występowania czajki było ok. 2,5-krotnie wyższe, niż na powierzchniach z równomiernie rozmieszczonymi zadrzewieniami. Zwiększenie wysokości położenia powierzchni badawczej o 1 m nad poziom morza powodowało spadek prawdopodobieństwa występowania czajki o 1,4%. Ponadto zwiększenie o 1 m odległości powierzchni od zbiorników lub cieków wodnych powodowało spadek prawdopodobieństwa występowania gatunku o ok. 0,2%, a wzrost wartości wskaźnika zwarcia roślinności zielnej powodował spadek częstości występowania czajki (ryzyko względne = 0,016).

Tabela 38. Model GLZ dla oceny wpływu zmiennych ilościowych i jakościowych na występowanie czajki *Vanellus vanellus* w krajobrazie rolniczym Małopolski w latach 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0,001$ ; \*\* =  $0,001 < p < 0,01$ ; \* =  $p < 0,05$ )

Table 38. Results of the generalized linear model (GLZ) for evaluating the effect of quantitative and qualitative variables upon the occurrence of the Northern Lapwing in the agricultural landscape in the Małopolska region in 2003–2004 (\*\*\* =  $p < 0.001$ ; \*\* =  $0.001 < p < 0.01$ ; \* =  $p < 0.05$ )

Efekt <i>Effect</i>	Ocena <i>Estimate</i>	Błąd standardowy <i>SE</i>	Statystyka Walda <i>Wald statistic</i>	P	Ryzyko względne <i>Relative risk</i>
Wyraz wolny <i>Constant</i>	5,314	1,160	20,99	***	203,073
BEZDRZEW	1,629	0,394	17,07	***	5,101
LOSOWO	0,929	0,368	6,38	*	2,531
WYSOKOŚĆ	-0,014	0,003	28,11	***	0,986
WODA	-0,002	0,001	9,61	**	0,998
ZWARCIE	-4,130	0,972	18,05	***	0,016

Zbudowany model pozwolił poprawnie przewidzieć występowanie czajki w przypadku 32% powierzchni, na których gatunek ten był w badaniach stwierdzony oraz umożliwił przewidywanie braku gatunku w przypadku 96% powierzchni, na których rzeczywiście go nie stwierdzono. Wartość ilorazu szans wyniosła 9,8, co oznacza, że klasyfikacja przypadków za pomocą modelu jest prawie dziesięciokrotnie lepsza od tej, której można byłoby oczekiwać przy przewidywaniu przypadkowym.

## 5. DYSKUSJA

### 5.1. Specyfika terenów rolniczych Małopolski i ich awifauny

Usankcjonowana jeszcze w zaborze austriackim i niezmieniona przez prawo polskie tradycyjna zasada dzielenia gospodarstw pomiędzy wszystkich spadkobierców oraz utrzymujący się przez lata wysoki przyrost naturalny, doprowadziły w Małopolsce do powstania bardzo skomplikowanej struktury własnościowej terenów rolniczych. Ponieważ właściciele dziedziczących ziem z czasem przybywało, gospodarstwa stawały się przez to coraz mniejsze. Istniejącego rozdrobnienia nie udało się ograniczyć ani w okresie intensywnej industrializacji przypadającej w Polsce na okres ustroju socjalistycznego, ani też w ostatnich dekadach, już w warunkach gospodarki rynkowej. W przeciwieństwie do innych regionów Polski (zwłaszcza na zachodzie i północy), na południu kraju w latach 90. ubiegłego wieku nie doszło do istotnych zmian własnościowych, które miałyby wpływ na zależności agrarne. Miało to związek z niewielkim udziałem gruntów państwowych, użytkowanych dawniej przez Państwowe Gospodarstwa Rolne. Nie było tu także większych zasobów ziemi pozostających w dyspozycji Państwowego Funduszu Ziemi, które mogłyby przyczynić się do powiększenia gospodarstw.

Te tendencje są wciąż umacniane na skutek utrzymującego się w południowej Polsce dużego bezrobocia, które uznać można za główną przyczynę dalszego podziału gospodarstw rolnych (Uliszak 2001, GUS 2009a). Proces ten obserwowany jest głównie w strefach okołomiejskich. Mieszkańcy regionu nadal wykazują bardzo duże zainteresowanie ziemią i dążą, głównie poprzez dziedziczenie w rodzinie, do posiadania choćby niewielkiego kawałka gruntu, na którym prowadzą potrzebną dla własnej rodziny produkcję rolniczą. Z tego powodu przeciętna powierzchnia gruntów należących do gospodarstwa rolnego we wszystkich czterech województwach, w których zlokalizowane były powierzchnie badawcze, była w roku 2005 najniższa w kraju – w województwach: śląskim, małopolskim i podkarpackim nie przekraczała 3 ha, przy przeciętnej wielkości dla kraju 6,71 ha (GUS 2006). Tak więc, za szczególną cechę rolnictwa w Małopolsce można uznać duże rozdrobnienie gospodarstw i samych użytków rolnych (Ryc. 37).

Charakterystyczne dla rolnictwa południowej Polski jest także to, że mimo braku zmian w strukturze obszarowej podlegało ono dość intensywnym procesom mechanizacji. Podobnie jak w innych regionach kraju, także i tutaj rosła liczba ciągników i maszyn rolniczych. Równocześnie w ostatnich dekadach prawie zanikło w regionie wykorzystywanie koni do prac polowych i wiele gospodarstw nie posiada własnego tzw. napędu (konia, traktora), prowadząc tradycyjną, ekstensywną gospodarkę ograniczoną do produkcji na potrzeby własne. Z drugiej strony, wielu rolników w Małopolsce przekształciło swoje niewielkie działki rolne w obszary z intensywną produkcją, głównie warzyw, często pod folią. Widać to szczególnie w strefach podmiejskich większych miast. W efekcie w rolnictwie Małopolski mamy do czynienia z niespotykaną w skali Polski strukturą obszarową i zróżnicowaniem sposobów gospodarowania rolniczego (Ryc. 38), co przełożyło się na trudności w określeniu typu gospodarowania na konkretnych powierzchniach badawczych w niniejszej pracy. Ponieważ w regionie niewiele było rozległych, jednorodnych pod względem typu gospodarowania monokultur, sąsiadujące ze sobą działki rolne były często uprawiane w odmienny sposób, a na dodatek wiele pól było odłogowanych,





Ryc. 37. Cechą charakterystyczną rolnictwa w Małopolsce jest duże rozdrobnienie gospodarstw i samych użytków rolnych wyraźnie widoczne w strukturze krajobrazu (fot. Stanisław Tworek)

Fig. 37. A characteristic feature of agriculture in the Małopolska region is the considerable fragmentation of farms and cultivated land, evidently noticeable in the structure of the landscape (photo by Stanisław Tworek)



Ryc. 38. Zróżnicowanie sposobów gospodarowania rolniczego widoczne na sąsiadujących działkach rolnych (fot. Stanisław Tworek)

Fig. 38. Diversity of management types in Małopolska farmland, as reflected in different uses of these neighbouring farm lots (photo by Stanisław Tworek)

konieczne było wyróżnienie czterech kategorii gospodarowania. Ta specyfika małopolskiego rolnictwa widoczna jest we wzajemnych relacjach zmiennej MOZAIKA określającej stopień rozdrobnienia działek rolnych na powierzchni, ze zmienną GOSPODARKA określającą typ gospodarowania. Okazuje się, że na powierzchniach badawczych o intensywnym typie gospodarowania średnia liczba działek rolnych (odrębnych pól) była nawet minimalnie wyższa (9,7) niż na powierzchniach o ekstensywnym typie użytkowania (9,1). Wynik potwierdza obserwowane zmiany w rolnictwie Małopolski w okresie akcesji Polski do Unii Europejskiej: z jednej strony intensywne wykorzystywanie niewielkich działek, szczególnie w strefach podmiejskich, z drugiej – odlogowanie czasem rozległych terenów lub przekształcanie ich w ekstensywnie użytkowane łąki i pastwiska.

Według danych literaturowych cechą charakterystyczną zgrupowań ptaków lęgowych terenów rolniczych, zwłaszcza pól uprawnych, jest ubóstwo awifauny (Tryjanowski i in. 2009). Jest ono szczególnie widoczne przy porównaniach z innymi siedliskami, w tym leśnymi (Tworek 2001a, Swihart i Slade 2004). Tymczasem w obszarze badań na powierzchni badawczej o promieniu 100 metrów zanotowano przeciętnie 5 gatunków lęgowych (Tab. 5). W całych badaniach znalazły się zaledwie dwie powierzchnie, na których nie zarejestrowano ptaków wykazujących zachowania lęgowe, a największa zaobserwowana na jednej powierzchni badawczej liczba gatunków wynosiła 14. Co najmniej 10 gatunków lęgowych na relatywnie niewielkiej przeciwieństwie powierzchni badawczej zanotowano w 24 przypadkach, czyli na 6,3% wszystkich powierzchni badawczych. Porównania z wynikami prac wykonywanych w Polsce zwykle metodą kartograficzną (Tryjanowski i in. 2009), prowadzą do wniosku, że w Małopolsce mamy do czynienia z dużym bogactwem gatunkowym awifauny. Czy jednak uzyskane wyniki można łączyć ze specyfiką rolnictwa w regionie?

Dotychczasowe badania awifauny terenów rolniczych dostarczają sporego materiału do porównań. Jest oczywiste, że zgrupowania ptaków w odrębnych regionach biogeograficznych będą się od siebie różnić, ale nawet zawiązując porównania do samej tylko awifauny krajowej dają się zauważyć wyraźne odmienności i silne zróżnicowanie struktury zgrupowań w zależności od miejsca badań (Kuźniak 1978, Jermaczek i Tryjanowski 1990, Tworek 1998, Tryjanowski 1999, Pugaciewicz 2000, Orłowski 2005a,b,c, Kujawa 1994, 2006, Kot 2007). Gatunkiem o zdecydowanie największym rozpowszechnieniu był w moich badaniach skowronek. Dominację tego gatunku można uznać za cechę charakterystyczną zespołów ptaków na terenach rolniczych (por. też Zenker 1982, Kot 1988, Jermaczek i Tryjanowski 1990, Straka 1992), jednak w przypadku dużej różnorodności siedlisk i mniejszego udziału pól uprawnych w całości terenu badań niekoniecznie musi to być gatunek najliczniejszy (Tworek 2001a). O tym, jakie gatunki poza skowronkiem są najbardziej rozpowszechnione, decydują w znacznej mierze różnice w warunkach siedliskowych i strukturze krajobrazu rolniczego: na terenach bardziej wilgotnych licznym gatunkiem może być pliszka żółta, tam, gdzie jest więcej krzewów – trznadel i cierniówka, a na silnie przesuszonych, bezdrzewnych obszarach – potrzaszcz (Tryjanowski i in. 2009).

Poza skowronkiem, do gatunków typowych dla otwartych pól uprawnych zalicza się zwykle w naszej szerokości geograficznej pliszkę żółtą, potrzaszcz, ortolana, kuropatwę i przepiórkę (Hoffmann i in. 2003). Tryjanowski i in. (2009) zwracają uwagę, że pliszka żółta preferuje tereny wilgotniejsze. Chociaż w swoich badaniach zmiennej tej nie mierzylem bezpośrednio, pośrednio nie wykryłem takiej zależności, np. poprzez preferowanie przez gatunek miejsc w pobliżu zbiorników i cieków wodnych, które zwykle są bar-

dziej wilgotne. Nie wykazałem też większej liczby stwierdzeń pliszki żółtej w miejscach z wyższym udziałem wilgotnych szuwarów na powierzchni badawczej. W Małopolsce jest to raczej typowy gatunek mozaiki pól uprawnych z niewielkim udziałem innych siedlisk (łąk i pastwisk, nieużytków, szuwarów, zadrzewień i zakrzaczeń, Ryc. 39). W badaniach prowadzonych w Anglii i Walii wykazano, że prawdopodobieństwo lokalnego znikania pliszki żółtej zmniejszało się, gdy w analizowanej jednostce powierzchni wzrastała powierzchnia gruntów ornych, w tym upraw zbóż i buraków cukrowych (Chamberlain i Fuller 2000), co również klasyfikuje ten gatunek jako typowy dla terenów rolniczych.



Ryc. 39. Pliszka żółta była w badaniach typowym gatunek mozaiki pól uprawnych z niewielkim udziałem innych siedlisk (fot. Stanisław Tworek)

Fig. 39. In this study, the Yellow Wagtail was a species typical of a mosaic of cultivated fields with minor proportions of other habitats (photo by Stanisław Tworek)

Kolejną specyficzną cechą krajobrazu rolniczego południowej Polski, która jest pochodną cech wymienionych wcześniej, jest duży udział zadrzewień i zakrzaczeń wśród pól, łąk i ugorów. Średnio zajmowały one 2,7% powierzchni badawczej (Tab. 3), a brak drzew i krzewów zanotowano na 21,4% wszystkich powierzchni (Tab. 2). Warto jednak zauważyć, że drzewa i krzewy na terenach rolniczych mogą być różnego pochodzenia. Do trwałych upraw rolniczych zaliczane są np. sady. Ich udział w użytkach rolnych w Polsce wynosi zwykle od 1 do 3% (Bański 2007). Rozmieszczenie sadów w Małopolsce jest bardzo nierównomierne. Na nasłonecznionych stokach Beskidu Wyspowego, czy Pogórza Rożnowskiego są one rozpowszechnione. Najczęściej zawierają równomiernie rozmieszczone drzewa owocowe tej samej wysokości, a zwarcie roślinności zielnej jest raczej niewielkie. Awifauna w takich sadach jest zwykle uboga – dominują gatunki budujące gniazda w koronach drzew: sroka, zięba, szczygieł, a nawet grzywacz. Niewiele jest natomiast w Małopolsce starych, zapuszczonych sadów mocno zarastających roślinnością zielną, z bardziej urozmaiconą awifauną obejmującą m.in. dziuplaki.



Inną strukturę mają plantacje krzewów owocowych (najczęściej porzeczką, agrest, malina, aronia) i wciąż bardzo rzadkie w regionie, ale pojawiające się coraz częściej winnice. Struktura i zwarcie roślinności w takich siedliskach powodują, że chętnie zajmują je takie gatunki, jak cierniówka, makolągwa i bażant. Nieco podobny charakter mają zarastające w sposób naturalny odłogi, które w zależności od typu gleby i rodzaju uprzedniego wykorzystania rolniczego, już po kilku latach mogą przypominać młodnik sosnowy lub wielogatunkowy zagajnik liściasty. Takie pochodzenie drzew i krzewów było w okresie badań najczęstsze. Gatunkami charakterystycznymi dla zarastających odlogów były: cierniówka, trznadel, gąsiorek, a w miejscach wilgotniejszych łożówka. Jeszcze inny charakter mają aleje drzew wzdłuż dróg, pasy zieleni czy pojawiające się coraz częściej uprawy wierzb. Nasadzenia drzew i krzewów to od dawna znany i wykorzystywany sposób zwiększania różnorodności gatunkowej awifauny w krajobrazach rolniczych (Green i in. 1994, Parish i in. 1994, 1995, Macdonald i Johnson 1995, Sparks i in. 1996, Ryszkowski 2002, Grashof-Bokdam i van Langevelde 2005). W badaniach prowadzonych przeze mnie, z takich elementów krajobrazu często korzystały m.in. mazurek, ortolan czy srokosz.

Jeśli traktować powierzchnie badawcze jako obiekty reprezentatywne dla badanego regionu Polski, uogólniając można wyrazić tezę, że tereny rolnicze Małopolski cechuje zdecydowanie największe rozpowszechnienie skowronka, częste i dość regularne występowanie cierniówki, trznadla i gąsiorka, nieregularne, ale miejscami częste występowanie pliszki żółtej, potrzyszca, pokląskwy, łożówki i czajki, niezbyt częste lecz dość regularne występowanie przepiórki, makolągwy i kuropatwy, nieregularne i jednocześnie niezbyt częste występowanie potrzosa, kłaskawki, świergotka łąkowego, mazurka, ortolana i derkacza oraz dość rzadkie i na ogół nieregularne występowanie pozostałych gatunków. Skład gatunkowy awifauny i rozpowszechnienie gatunków są w badanym regionie typowe raczej dla terenów o zrównoważonym typie gospodarowania rolniczego, niż dla terenów z intensywnym rolnictwem.

## 5.2. Kontekst siedliskowy występowania gatunków

### 5.2.1. Uprawy

W literaturze często akcentowany jest korzystny wpływ uprawy zbóż jarych na występowanie ptaków. Jako główny powód atrakcyjności zbóż jarych dla awifauny podawana jest względnie niska roślinność, o mniejszym zwarciu niż w oziminach, co ułatwia ptakom żerowanie. Ponadto wolniejszy wzrost zbóż jarych umożliwia gatunkom budującym gniazda na ziemi dłuższe gniazdowanie w sezonie lęgowym i wyprowadzenie większej liczby lęgów (Chamberlain i in. 2000b, Siriwardena i in. 2000). Inną korzyścią dla awifauny z uprawy zbóż jarych jest możliwość pozostawiania na zimę ściernisk, które stanowią wartościowe żerowiska dla zimujących ptaków i zwiększają ich przeżywalność w tym okresie (Chamberlain i in. 1999a, Donald i Vickery 2000, Newton 2004, Fox i Helldberg 2008).

W Małopolsce gatunkami, które najbardziej preferowały powierzchnie z wysokim udziałem zbóż jarych były: skowronek, przepiórka, ortolan, potrzyszcz, srokosz, pliszka żółta i kuropatwa. Preferowanie zbóż ozimych było zwykle mniej rozpowszechnione

i słabsze. Gatunkami o najwyższym rozpowszechnieniu, przy dużym udziale ozimin w siedlisku były: przepiórka, pliszka żółta, kuropatwa i makolągwa. Z kolei derkacz, pokląskwa, potrzos, świergotek łąkowy, łożówka, makolągwa i kłaskawka raczej unikały powierzchni z wysokim odsetkiem zbóż jarych, a świergotek łąkowy, potrzos, potrzyszcz, pokląskwa i czajka – ozimin. Zboża jare są przez ptaki bardziej preferowanym typem uprawy niż ozime ze względu na wolniejszy wzrost w trakcie sezonu lęgowego i mniejsze zwarcie. Ten aspekt dyskutowany jest w dalszej części pracy.

Gatunkami rzadko występującymi w uprawach zbóż były: derkacz, świergotek łąkowy i pokląskwa. Ptaki te znane są natomiast z tego, że chętnie zajmują tereny z uprawami koniczyny i lucerny (Kopij 1995, Tryjanowski 2000, Kot 2007). W tej pracy włączyłem lucernę i koniczynę do zmiennej RZEPAK ze względu na ich niewielki udział w ogólnej powierzchni upraw w Małopolsce oraz większe podobieństwo strukturalne do rzepaku niż do łąk (szczególnie ekstensywnych), sygnalizowane również w literaturze (Buckingham i in. 2006, Chamberlain i Fuller 2001). Nie wykryłem wyraźnych tendencji do unikania lub preferowania przez badane gatunki tych upraw, jednak zauważalnie często zdarzały się bezpośrednie obserwacje tych gatunków (szczególnie pokląskwy) w uprawach koniczyny.

Wielu autorów zauważyło, że łożówka, cierniówka czy potrzos coraz częściej i liczniej pojawiają się w Polsce w uprawach rzepaku (Górski 1988, Jermaczek i Tryjanowski 1990, Tworek 1998). Potwierdziły to wyniki moich badań w przypadku łożówki i cierniówki. Nie wykryłem natomiast tendencji do osiedlania się potrzosa w rzepaku. Przeciwnie, na podstawie wyników można nawet uznać, że gatunek ten unika rzepaku. Obecność potrzosa, czy innych gatunków gniazdujących na ziemi, w łąkach rzepaku może zależeć od możliwości ukrycia gniazda, które są znacznie większe w przypadku istnienia kęp dodatkowej roślinności w uprawie, np. przy mniej intensywnym sposobie gospodarowania. Jednak w łąkach rzepaku stosunkowo często stwierdzana była pliszka żółta, która również wije gniazdo na ziemi. Siriwardena i in. (2001) wykazali wzrost prawdopodobieństwa straty gniazda przy wzroście udziału rzepaku w siedlisku u innego gatunku krajobrazu rolniczego – makolągwy. Takie zależności nie muszą jednak zależeć od struktury upraw, lecz mogą być wynikiem drapieżnictwa, które pomimo dużego lokalnego zróżnicowania jest istotnym czynnikiem kształtującym rozmieszczenie ptaków również w krajobrazie rolniczym (Tryjanowski 2000, Evans 2004). Z kolei czajka często występowała wiosną na wilgotnych polach ornym pozostawianych dla późno wysiewanych upraw i na wysychających po wiosennych roztopach fragmentach pól, zdecydowanie najczęściej natomiast w uprawach kukurydzy. O podobnych preferencjach siedliskowych czajki donoszą też inni autorzy (Kopij 1995, Tryjanowski i in. 2009).

Robinson i in. (2001) w badaniach awifauny użytków zielonych w Wielkiej Brytanii wykazali, że liczba gatunków na kwadratowej powierzchni o boku 1 km była wyższa, gdy w otoczeniu terenów łąkowych był wysoki odsetek upraw. Podobną zależność autorzy ci uzyskali, gdy porównywali liczebność wielu gatunków charakterystycznych dla terenów rolniczych (kuropatwy, skowronka, mazurka, potrzyszcz, potrzosa, trznadla, cierniówki). Natomiast wśród gatunków, dla których nie stwierdzono wzrostu liczebności przy zwiększaniu udziału upraw, nie było ptaków typowych dla krajobrazu rolniczego. Takie wyniki zostały potwierdzone w innych badaniach prowadzonych w Anglii (Atkinson i in. 2005), a w Polsce, w obszernych badaniach z Wielkopolski, wykazano dodatni wpływ

obecności upraw w sąsiedztwie na występowanie niektórych gatunków w zadrzewieniach śródpolnych (Kujawa 2006). Trwałe uprawy okazały się istotne dla ortolana i mazurka, zboża ozime – dla gąsiora i potrzyszcz, a okopowe – dla ortolana. Ponadto autor wykazał dodatni wpływ obecności zbóż jarych i trwałych upraw na liczebność ortolana, zbóż ozimych – gąsiora, a upraw trwałych i innych – cierniówki.

W analizie znaczenia struktury siedlisk dla występowania lęgowych gatunków ptaków w północno-zachodnich Włoszech, skowronek, pliszka żółta i ortolan preferowały uprawy, łąki i pastwiska a unikały zadrzewień, winnic i ugorów, dla cierniówki wykazano preferowanie zarastających ugorów i zmniejszanie się prawdopodobieństwa występowania wraz ze wzrostem udziału upraw, z kolei potrzyszcz unikał winnic, a preferował uprawy, łąki i pastwiska (Laiolo 2005). Mimo sporej różnicy geograficznej, zaskakujące jest podobieństwo tych wyników do uzyskanych w moich badaniach. Z kolei w prowadzonych na Mazowszu badaniach nad trznadlem, ortolanem i potrzyszczem autorzy wykazali dużą zmienność preferencji siedliskowych tych gatunków (Gołowski i Dombrowski 2002). Trznadel unikał pól uprawnych położonych z dala od lasów, ortolan preferował mozaikę rolniczo-leśną a unikał terenów zabudowanych, natomiast potrzyszcz unikał lasów i terenów zabudowanych, a preferował łąki i nieużytki. Jednak w cytowanych badaniach tereny leśne stanowiły mozaikę niewielkich lasów rozrzuconych wśród pól i łąk i w całkowitej powierzchni badawczej miały udział od 1,5 do 17,3% (średnio 11%).

W badaniach najbardziej zbliżonych do prezentowanych tutaj, przeprowadzonych w Anglii, autorzy wykazali szereg zależności, nawet w obrębie jednej kategorii zbóż jarych, dla 14 gatunków ptaków odżywiających się nasionami (Siriwardena i in. 2000). Chociaż analizy dla każdej z upraw (np. jęczmienia, owsa) z osobna dały szereg różnych, niekiedy nawet przeciwstawnych zależności, to gdy wszystkie zboża jare rozpatrywano łącznie okazało się, że kuropatwa, potrzyszcz, skowronek i trznadel preferowały tę grupę upraw w siedlisku, natomiast makolągwa, potrzos i mazurek unikały ich. Z wyjątkiem trznadla, mazurka i potrzyszcz, ptaki raczej unikały również ozimin, do których w cytowanych badaniach zaliczono pszenicę i rzepak. Wśród innych upraw dla niemal wszystkich gatunków wykazano ujemny wpływ udziału buraków cukrowych, a dodatni wpływ obecności odłogów. Obecność upraw ziemniaków miała dodatni wpływ na występowanie potrzyszcz, kuropatwy, potrzosa i mazurka, a ujemny na występowanie skowronka i trznadla. Wyniki dla makolągwy były często pośrednie (Siriwardena i in. 2000). Warto jednak zauważyć, że autorzy analizowali występowanie gatunków w kwadratach o boku 10 km, wykorzystując dane z map użytkowania ziemi. Tymczasem terytoria lęgowe ptaków są o wiele mniejsze, dlatego niektóre wyniki, jak się wydaje, są mało precyzyjne i mogą zaskakiwać.

Podsumowując: choć dla wielu gatunków wykazywano preferowanie, bądź unikanie określonych upraw w siedlisku lęgowym, to sama obecność danej uprawy nie wystarcza do prognozowania, jakich gatunków możemy się w tym miejscu spodziewać. Ptaki wykazują dużą plastyczność co do udziału poszczególnych upraw w siedlisku i najprawdopodobniej większe znaczenie dla ich występowania mają inne cechy roślinności niż sam rodzaj uprawy, np. zróżnicowanie roślinności zielnej, tempo wzrostu roślin, obecność terenów nieuprawianych, wzajemna konfiguracja siedlisk w krajobrazie i inne czynniki, o których będzie mowa w dalszej części dyskusji.



### 5.2.2. Ugory, odłogi i nieużytki

Jako gatunki charakterystyczne dla ugorowanych pól, odłogów i nieużytków wymieniane były w naszej szerokości geograficznej przede wszystkim gatunki gniazdujące na ziemi lub w niskich krzewach, np. dzierlatka, białorzotka, świergotek polny, kuropatwa (Tryjanowski 1990), skowronek i świergotek łąkowy (Tryjanowski 1996), łożówka, cierniówka i pokląskwa (Górski 1988, Kot 1988, Dombrowski i Goławski 2004, Orłowski 2005b), a nawet potrzyszcz, świerszczak, potrzosz i kłaskawka (Orłowski 2005b). Różnice między wynikami badań, poza związanymi z regionem, w którym badania wykonywano i z wielkością odłogów (np. świergotek polny w Wielkopolsce preferuje rozległe i suche nieużytki – Grzybek i in. 2008), odzwierciedlają także to, jakie siedliska autorzy kwalifikowali do ugorów/odłogów i jak długi był okres ich nieużytkowania. W początkowej fazie odłogowania roślinność pól uprawnych dość wyraźnie różni się pod względem struktury od łąk i pastwisk. Jednak w tej kategorii siedlisk mieszczą się również drogi polne, śródpolne miedze, nasypy torów kolejowych, a także suche odłogi, które są często początkowymi stadiami rozwoju muraw napiaskowych, czy siedliska zbliżone do muraw kserotermicznych. Im dłuższy okres nieużytkowania rolniczego, tym odłogowane siedliska bardziej się do siebie upodabiają. Już po paru latach, struktura roślinności na nieużytkowanych łąkach i polach uprawnych jest niemal taka sama (Murawski i Kleinschmidt 2006). Podobny schemat zmian ma miejsce w przypadku innych nieużytków, które podlegają naturalnej sukcesji. Wyjątkiem są drogi polne, które nie zarastają, pod warunkiem, że są choćby sporadycznie użytkowane. Duża zmienność w czasie powoduje, że odłogi już po kilku, a najdalej kilkunastu latach tracą charakter otwartych przestrzeni, a zgrupowania występujących tam gatunków ptaków coraz bardziej upodabiają się do awifauny zadrzewień i zakrzaczeń (Orzechowski 2007).

Tak więc, pod powszechnie w literaturze stosowanym terminem „ugory” kryje się wiele różnych kategorii nieużytków, które mogą być zasiedlane przez odmienną awifaunę. Cechą charakterystyczną zgrupowań ptaków tych siedlisk jest to, że przy dłuższym odłogowaniu następuje zanik gatunków typowo polnych, przy równoczesnym pojawianiu się gatunków charakterystycznych dla wczesnych stadiów sukcesyjnych lasu (Orzechowski 2007). Scozzafava i de Sanctis (2006) wykazali, że długotrwałe odłogowanie kończące się zarastaniem terenów otwartych jest równoznaczne z utratą siedliska dla gatunków polnych. Przykładem badań pokazujących zmiany liczby par lęgowych przy wzajemnych zmianach procentowego udziału pól uprawnych i odłogów jest praca Dombrowskiego i Goławskiego (2002). Autorzy porównali liczbę par lęgowych na kilku powierzchniach zlokalizowanych na Mazowszu w przedziale kilkunastu lat. W tym czasie zmiany w użytkowaniu polegały przede wszystkim na zwiększeniu się powierzchni ugorów i odłogów kosztem pól uprawnych. Na powierzchniach, gdzie wzrost ugorów i odłogów osiągnął blisko 10%, zanotowano wyraźny, często dwukrotny, a w niektórych przypadkach nawet dziesięciokrotny wzrost liczebności m.in. takich gatunków, jak pokląskwa, cierniówka, łożówka, gąsiorek, potrzyszcz i trznadel. W tym samym czasie miał miejsce wyraźny spadek liczebności ortolana i na jednej z powierzchni – czajki. Natomiast na powierzchniach, gdzie powierzchnia upraw i odłogów nie zmieniła się aż tak znacznie, nie zaobserwowano podobnych zmian (Dombrowski i Goławski 2002).

Panek (2006) zwrócił uwagę na korzystny wpływ obecności miedzi i nieużytków na występowanie kuropatwy. W warunkach niezwykle rozdrobnionego rolnictwa południowej Polski miedze są wciąż na tyle powszechnym elementem krajobrazu rolniczego, że prawdopodobnie nie są czynnikiem limitującym występowanie kuropatwy. Dodatnia zależność występowania kuropatwy od liczby odrębnych pól/siedlisk na powierzchni badawczej (por. Tab. 34) zdaje się potwierdzać spostrzeżenie autora cytowanej pracy, jeśli wziąć pod uwagę fakt, że w okresie badań miedze prawie zawsze okalały pola uprawne (Ryc. 40). Wyniki prowadzonych przeze mnie badań pokazują jednak, że większy udział nieużytków, szczególnie zarastających drzewami i krzewami, nie służy gatunkowi (por. Ryc. 32). Dla kuropatwy musi zatem istnieć jakaś wartość graniczna wielkości zarastających nieużytków w siedlisku, po przekroczeniu której prawdopodobieństwo wystąpienia gatunku zaczyna spadać.



Ryc. 40. Miedze są wciąż w Małopolsce nieodłącznym elementem krajobrazu rolniczego (fot. Stanisław Tworek)

Fig. 40. Balks are still an ever-present element of the agricultural landscape in the Małopolska region (photo by Stanisław Tworek)

Gatunkami lęgowymi w największym stopniu preferującymi ugory, odłogi i nieużytki okazały się w badaniach prowadzonych przeze mnie: srokosz, pokląskwa, kłaskawka, potrzos, makolągwa, gąsiorek, łożówka i potrzyszcz. Natomiast świergotek łąkowy, czajka i skowronek były gatunkami najbardziej unikającymi takich siedlisk. Porównując te wyniki z wynikami innych badań prowadzonych w podobnych siedliskach można zauważyć duże podobieństwo składu gatunkowego i preferencji siedliskowych z danymi zawartymi w pracach Orłowskiego (2005a,b,c) dotyczących awifauny nieużytków Równiny

Wrocławskiej. Jako gatunki stwierdzone na największej liczbie powierzchni badawczych autor cytowanych prac wskazał łożówkę, pokląskwę, cierniówkę, potrzescza, świerszczaka, potrzosa, kłaskawkę i makolągwę, natomiast świergotka łąkowego, skowronka, kuropatwę, derkacza i czajkę autor stwierdził na mniej niż 5% powierzchni.

Brambilla i in. (2007), w szczegółowych badaniach preferencji siedliskowych gąsiora we Włoszech wykazali, że gatunek ten potrzebuje zarówno zakrzewionych nieużytków (autorzy oszacowali nawet, że powinny one zajmować 15–20% terytorium), jak i łąk i upraw. Autorzy określili preferencje tego gatunku jako pośrednie między rolnictwem intensywnym a długoterminowym odłogowaniem, co mniej więcej odpowiada powierzchniom o mieszanym typie gospodarowania w moich badaniach. Goławski i Meissner (2008) wskazali pastwiska i odłogi jako najważniejsze typy siedlisk dla gąsiora, zapewniające optymalne żerowisko w okresie lęgowym. Preferencje dzierzby czarnoczelnej, bliskiego krewniaka gąsiora, w stosunku do zarastających odłogów i nieużytków w krajobrazie rolniczym jako miejsc żerowiskowych w okresie lęgowym wykazał Giralt i in. (2008). Wpływ udziału odłogów w siedlisku na wybrane parametry demograficzne testowali Siriwardena i in (2001). Zwiększanie proporcji odłogów w siedlisku zwiększało częstość strat lęgów u skowronka, natomiast u makolągwy, potrzosa i mazurka powodowało wzrost wielkości zniesienia i/lub wielkości lęgu (Siriwardena i in. 2001).

### 5.2.3. Łąki i pastwiska

Ograniczenia środowiskowe rolnictwa silnie rzutują na sposoby użytkowania ziemi, w tym szczególnie na udział trwałych użytków zielonych w ogólnej powierzchni terenów rolniczych. Udział ten jest w Małopolsce nierównomierny, wyraźnie wyższy na terenach podgórskich i górskich. Łąki i pastwiska stanowią w Polsce ponad 22% powierzchni użytków rolnych, przy czym w woj. małopolskim i pozostałych województwach obejmujących Karpaty, a nawet w woj. świętokrzyskim, ich udział był w okresie badań (i wciąż jest) wyższy od średniej krajowej (Rogalski 2004, GUS 2008). W niniejszych badaniach wykazano, że do gatunków, których rozpowszechnienie było duże przy wysokim udziale łąk i pastwisk w powierzchni badawczej, należały przede wszystkim: świergotek łąkowy, derkacz, potrzos, pokląskwa i trznadel. Pokląskwa uważana jest nawet za gatunek wskaźnikowy dla ekstensywnie użytkowanych łąk (Müller i in. 2005, Britschgi i in. 2006). Typowym gatunkiem łąk jest również derkacz, przy czym ptak ten chętnie zajmuje łąki z wysoką roślinnością, która nie jest corocznie koszona lub spasana (Berg i Gustafson 2007).

Z kolei do gatunków, których rozpowszechnienie było mniejsze przy wyższym udziale łąk i pastwisk na powierzchni należały przede wszystkim: ortolan, potrzescz, kuropatwa i pliszka żółta. Jeśli spojrzeć uważnie na rozmieszczenie większości wymienionych wyżej gatunków na obszarze badań (por. Ryc. 11–15), można zauważyć, że gatunki, których rozpowszechnienie rosło przy wyższym udziale łąk i pastwisk stosunkowo często notowane były w krainie KARPATY. Z kolei ortolan w ogóle nie był notowany w Karpatach, a rozpowszechnienie kuropatwy, potrzescza i pliszki żółtej było tam wyraźnie niższe niż w krainach WYŻYNY i PODKARPACIE. Tymczasem udział łąk i pastwisk na obszarze zaliczanym do Karpat jest wyższy niż w krainach położonych bardziej na północ. To pokazuje, że jeśli w obszarze badań prowadzonym w większej skali (np. w regionie

kraju) występują różnice klimatyczne lub jakiegokolwiek inne, które mogą determinować typ wykorzystania rolniczego gruntu (np. różnice w gradiencie: grunty orne – użytki zielone), czy nawet typ uprawy (zboża jare – zboża ozime), wówczas badania czynników wpływających na występowanie ptaków lepiej prowadzić w mniejszej skali, np. krainy geograficznej, czy nawet mezoregionu. Problem ten jest wciąż niewystarczająco rozpoznany w literaturze, chociaż został już zauważony także przez innych autorów (Flade i in. 2006, Wretenberg i in. 2007, Whittingham i in. 2007).

W zależności od typu zbiorowisk łąkowych występują znaczne różnice w awifaunie. Na przesuszonych łąkach i pastwiskach jest ona najuboższa, ze zdecydowaną dominacją skowronka i świergotka łąkowego (Jermaczek i Jermaczek 1987, Bednorz i Kupczyk 1995). Znacznie więcej gatunków notowanych jest na łąkach świeżych. Dominacja skowronka i świergotka łąkowego jest tu mniejsza, a w zgrupowaniu ptaków zwiększa się udział pokląskwy, potrzosa, rokitniczki, derkacza, świerszczaka, pliszki żółtej, czajki, a nawet rycyka (Bednorz 1983, Witkowski i in. 1995, Lewartowski i Piotrowska 1987, Wieczorek i Linkowski 2004). Podobne bogactwo gatunkowe z równoczesnym wyższym zagęszczeniem ptaków spotykamy na łąkach okresowo wilgotnych, podmokłych i zalewowych (Głowaciński 1975, Krogulec 1998). W przypadku takich siedlisk, udział skowronka w zgrupowaniu jest często znacznie niższy niż na polach uprawnych (Jermaczek i Jermaczek 1987, Kawa 1998, Hordowski 1998), a do gatunków dominujących należą zwykle potrzos, rokitniczka, świergotek łąkowy, świerszczak, łożówka, pliszka żółta, trzcinniczek (Wysocki i in. 1998, Czapulak 1998, Jermaczek i in. 1998), a niekiedy nawet czajka, rycyk i krwawodziób (Chmielewski i in. 1998, Dombrowski i in. 1998, Górski i Nowakowski 1998). Zwiększanie się bogactwa gatunkowego ptaków wraz ze wzrostem udziału łąk w badanym obszarze wykazywano w Polsce (Kosiński i Tryjanowski 2000, Sanderson i in. 2009), natomiast w Wielkiej Brytanii zaobserwowano tendencję odwrotną (Robinson i in. 2001, Atkinson i in. 2002). Ta rozbieżność wynika prawdopodobnie z tego, że łąki w Polsce to często zbiorowiska półnaturalne, użytkowane ekstensywnie. W tej formie stanowią ważne miejsce życia dla ptaków i innych organizmów (Bignal i McCracken 1996, Virkkala i in. 2004), natomiast w Europie Zachodniej w takiej postaci zanikają i stanowią obecnie siedlisko zagrożone (Pärt i Söderström 1999). Dodatkowo, podobnie jak w przypadku gruntów ornych, oprócz cech siedliska, duży wpływ na awifaunę użytków zielonych oraz na inne organizmy, które stanowią bazę pokarmową ptaków ma sposób gospodarowania (Pons i in. 2003, Báldi i in. 2005, Humbert i in. 2009).

W niniejszej pracy, do zmiennej ŁĄKI zaliczałem na obszarze badań przede wszystkim łąki świeże, natomiast wilgotne łąki szuwarowe, razem z innymi podmokłymi siedliskami (trzciniowiskami, turzycowiskami, zarastającymi oczkami wodnymi) zaliczyłem do osobnej kategorii SZUWARY. Do gatunków o wysokim wskaźniku rozpowszechnienia, przy wyższym udziale szuwarów na powierzchni badawczej, należały przede wszystkim: potrzos, łożówka, świergotek łąkowy, derkacz, pokląskwa, cierniówka i czajka. Natomiast gatunkami, których rozpowszechnienie było niskie, przy wysokim udziale szuwarów w siedlisku, były: ortolan, skowronek i pliszka żółta. Prawdopodobnie czynnikami decydującymi o takiej wybiórczości siedliskowej gatunków są w tym przypadku wysokość i zwarcie roślinności. Bardziej wilgotne, niekiedy nawet podmokłe miejsca zajmowane przez szuwary charakteryzuje zwykle wysoka roślinność zielna o dużym zwarciu już od wczesnej wiosny. Pod względem strukturalnym upodobia to szuwary do nowoczesnych



odmian zbóż, które siane są gęsto, bardzo szybko rosną, mają twarde łodygi i duże kłosa. Mechanizmy powodujące, że oba te typy siedlisk nie są preferowane przez typowe gatunki polne, takie jak skowronek, są prawdopodobnie takie same (Wilson i in. 1997, Chamberlain i in. 1999a, Schifferli 2001). Tak więc, można wskazać wyraźne podobieństwa funkcjonalne pomiędzy intensywnymi uprawami oraz szuwarami i odłogami widoczne w składzie gatunkowym zgrupowań ptaków.

#### 5.2.4. Roślinność

Badania nad wpływem roślinności na organizację zespołów ptaków prowadzone są już od kilku dekad. Pod kątem znaczenia dla ptaków oceniano w tym czasie m.in. strukturę roślinności (np. McGarigal i McComb 1995), aspekt sukcesji (np. Głowaciński 1981, Baguette i in. 1994), zwarcie roślinności w poszczególnych warstwach (Opdam i in. 1985, Hinsley i in. 1995), a nawet skład gatunkowy roślin (James i Warner 1982, Bersier i Mayer 1994). Jest obecnie oczywiste, że wpływ roślinności na występowanie ptaków lęgowych jest ogromny i wieloaspektowy. Chociaż krajobrazy rolnicze są mozaiką upraw, łąk, pastwisk, ugorów, zadrzewień i innych elementów, to jednak biorąc pod uwagę względy funkcjonalne, roślinność w krajobrazie rolniczym daje ptakom znacznie mniejsze możliwości wykorzystania niż w lasach (np. ze względu na brak odpowiednika warstwy koron i podszytu, lub ich występowanie tylko w ograniczonym obszarze zadrzewień śródpolnych). W rezultacie, zgrupowania ptaków w lasach są znacznie bogatsze niż na terenach rolniczych (Fuller i in. 2001, Tworek 2004). Niemniej, również w krajobrazie rolniczym roślinność pozostaje jednym z czynników o kluczowym znaczeniu dla awifauny (Kujawa i Tryjanowski 2000, Tworek 2007b). Do uproszczenia struktury roślinnej na terenach rolniczych prowadzi m.in. intensyfikacja produkcji. Wielkoobszarowe uprawy są często całkowicie pozbawione drzew i krzewów. Tylko nieliczne gatunki zwierząt są w stanie egzystować w takich warunkach. Również ptaki, ze względu na ubogą bazę pokarmową i ograniczone możliwości znalezienia miejsca do założenia gniazda, tylko w niewielkim stopniu korzystają z takich terenów.

Pomiary struktury roślinnej są zwykle czasochłonne, dlatego w swoich badaniach przeprowadzałem pomiary zmiennych, które ze względu na specyfikę terenów rolniczych powinny mieć największe znaczenie dla awifauny. Jedną z takich zmiennych była obecność drzew i krzewów na powierzchni badawczej. W jaki sposób drzewa i krzewy mogą być wykorzystywane przez ptaki? Na przykład dla makolągwy, gąsiora, srokosza i mazurka, jest to warunek konieczny do założenia gniazda. Łozówka i cierniówka były notowane co prawda w uprawach, np. rzepaku, wilgotnych szuwarach (np. w łąkach pokrzyw), czy ugorach bez drzew i krzewów w ich sąsiedztwie, ale zdecydowanie liczniej występowały na powierzchniach, gdzie dodatkowo znajdowały się skupiska drzew i krzewów. Trznadel i ortolan zakładają co prawda gniazda na ziemi, ale chętnie pod krzakiem, który zapewnia dodatkową osłonę. Gąsior, srokosz, pokląskwa czy kłaskawka polują z zasiadki wypatrując swoje ofiary z drzew i krzewów. Cierniówka i łozówka przebywają najchętniej pod osłoną gęstej roślinności, w tym również drzew i krzewów. Samce trznadli, ortolanów, potrzęsaczy, pliszek żółtych czy potrzosów wykorzystują eksponowane miejsca na drzewach i krzewach do śpiewu (Ryc. 41).





Ryc. 41. Samiec trznadla wykorzystuje do śpiewu eksponowane miejsce na drzewie (fot. Stanisław Tworek)

Fig. 41. A male Yellowhammer singing on an exposed part of a tree (photo by Stanisław Tworek)

Porównanie zgrupowań ptaków w lasach i zadrzewieniach śródpolnych wykonane przez Fullera i in. (2001) wskazuje jednak szereg dodatkowych zależności. Przykładowo w cytowanych badaniach cierniówka unikała zadrzewień z wysokimi drzewami, makołagwa preferowała niskie zadrzewienia bez starych drzew, a dla trznadla ważna była szerokość pasa zadrzewień. Dlatego w niniejszych badaniach skupiłem się na reakcjach gatunków na różnice w udziale powierzchniowym zadrzewień i zakrzaczeń na powierzchni badawczej. Natomiast w przypadku, gdy drzewa lub krzewy były obecne na powierzchni badawczej, oceniałem strukturę ich rozmieszczenia, jako kolejny czynnik o potencjalnym znaczeniu dla ptaków w krajobrazie rolniczym, sygnalizowany w literaturze (Cunningham i in. 2008, Wilson i in. 2009). Lasy i tereny rolnicze są dominującymi kategoriami pokrycia terenu w Polsce, można zatem założyć, że od ich wzajemnej proporcji w siedlisku i układu w przestrzeni, nawet w skali lokalnej, zależec będzie skład gatunkowy awifauny i liczebność wielu gatunków. Powierzchnia i struktura zadrzewień mają więc olbrzymie konsekwencje dla ochrony różnorodności biologicznej w krajobrazach rolniczych.

W badaniach składu gatunkowego ptaków na szybko rosnących plantacjach łozy wykorzystywanej w Szwecji na opał zauważono, że taka uprawa wzbogaca strukturę krajobrazu rolniczego i powoduje znaczny wzrost bogactwa gatunkowego ptaków (Berg 2002). Równocześnie jednak autor podkreślił, że liczebność kilku gatunków charakterystycznych dla otwartych pól spadała. Dlatego wszelkie elementy przestrzenne wzbogacające strukturę roślinną w krajobrazie rolniczym będą również zwiększać bogactwo awifauny, jeśli znajdują się wśród wielkoobszarowych monokultur (Benton i in. 2003), natomiast należy zachować dużą ostrożność przy wprowadzaniu takich elementów np. na wilgotne łąki, wzdłuż strumieni, czy nawet w mozaikę pól (Kujawa i Kujawa 2007). Zakrzaczenia zajmujące łącznie do 10% powierzchni rozmieszczone na rozległych pastwiskach w Szwecji miały korzystny

wpływ na różnorodność awifauny, a równocześnie nie miały negatywnego wpływu na występowanie typowych gatunków łąk i pastwisk (Pärt i Söderström 1999). Zawsze jednak w praktyce zarządzania terenami rolniczymi należy brać pod uwagę takie niebezpieczeństwo, że „ulepszanie” obszarów rolniczych poprzez wprowadzanie zadrzewień/zakrzaceń, zalesianie i inne działania mające zwykle na celu tzw. zwiększanie bioróżnorodności, mogą pójść zbyt daleko, co odbije się niekorzystnie na awifanie siedlisk otwartych. W ostatnich latach można było obserwować taki proces w Polsce, kiedy to dopłaty do zalesiania gruntów porolnych spowodowały duże zmiany w strukturze terenów rolniczych (Jermaczek 2007, 2008, Rewucki 2007). Zalesianie niewielkich działek rolnych, czy wprowadzanie jakichkolwiek dodatkowych zadrzewień lub zakrzaceń na obszarach rolniczych z dominacją lasów przyczynia się do zaniku gatunków polnych, a stanowiąc właściwie w całości siedlisko ekotonowe nie zwiększa równocześnie w sposób istotny powierzchni dostępnej dla gatunków typowo leśnych (Berg 2002). Na unikanie wszelkich zadrzewień i zakrzaceń przez niektóre gatunki, szczególnie skowronka i czajkę, zwracali również uwagę inni autorzy (Kujawa 1999, Vickery i in. 2002).

Znanymi w literaturze czynnikami, które mają wpływ na występowanie ptaków na terenach rolniczych są wysokość i zwarcie roślinności, przy czym zmienne te mają nawet większe znaczenie dla występowania ptaków niż skład gatunkowy roślin (Buckingham i in. 2006). Często wysokość i zwarcie roślinności są ze sobą skorelowane (Wilson i in. 1999), choć jak się wydaje, na terenach rolniczych, które są w zdecydowanej większości antropogeniczne, zależności między tymi zmiennymi mogą być o wiele bardziej skomplikowane (Atkinson i in. 2004). W lasach i zadrzewieniach istotne znaczenie dla ptaków może mieć stopień zwarcia roślinności w poszczególnych warstwach roślinnych (Hinsley i in. 1995, 2009, Bellamy i in. 1996, Tworek 2002, 2003a, Moning i Müller 2008). Tereny rolnicze są zasadniczo terenami otwartymi. Oprócz obecności lub braku zadrzewień, mierzylem więc w swoich badaniach zwarcie oraz zmienność wysokości roślinności zielnej. Okazało się, że stopień zwarcia roślinności zielnej miał istotne znaczenie dla 6 gatunków w analizie jednoczynnikowej i dla 3 gatunków w modelach GLZ, natomiast zmienność wysokości roślinności była statystycznie istotna dla 9 gatunków w analizie jednoczynnikowej i dla 5 gatunków w modelach GLZ.

Preferowanie przez wiele gatunków ptaków upraw o małym zwarciu z raczej niską roślinnością o niewielkim zróżnicowaniu wysokości znane jest z literatury (np. Wakeham-Dawson i Aebischer 1998, Donald i in. 2001b, Schifferli 2001). To właśnie te dwie cechy powodują, że zboża jare są znacznie bardziej niż ozime dostępne dla ptaków w okresie lęgowym. Skowronki budują gniazda zwykle w roślinności o wysokości 10–40 cm i zwarciu 20–40% (Griesser i Hegelbach 1999, Suárez i in. 2003), chociaż w gospodarstwach ekologicznych (tzw. farmach organicznych) w Holandii ich preferowany zakres wysokości upraw do założenia gniazda określono na 20–50 cm (Kragten i in. 2008). Dzięki temu, w zbożach jarych mogą wyprowadzić więcej lęgów. Wilson i in. (1997) zauważyli, że w wysokich, rozległych łąkach zbóż skowronki mają trudności z lokalizacją gniazda (Ryc. 42). Z tego powodu mogą nawet zmieniać terytoria pomiędzy łąkami, jeśli roślinność nadmiernie wyrośnie. Odderskaer i in. (1997) tworzyli w gęstych uprawach mikrosiedliska dla skowronka, gdzie utrzymywali niską roślinność. Autorzy wykazali, że ptaki preferowały takie miejsca nie ze względu na obfitość pokarmu, która była tu mniejsza, lecz ze względu na możliwość szybkiego przemieszczania się w roślin-



Ryc. 42. Skowronek preferuje mozaikowe tereny rolnicze z niższą roślinnością zielną. W rozległych uprawach o dużym zwarceniu ma trudności ze znalezieniem gniazda i żerowaniem (fot. Stanisław Tworek)

Fig. 42. Skylark prefers the mosaic of cultivated lands with low herbaceous vegetation. In vast cultivated fields with very dense crops this species has problems with nesting and feeding (photo by Stanisław Tworek)

ności o mniejszym zwarceniu, co pozwalało na szybsze zdobycie pożywienia dla piskląt niż w bogatszej w potencjalne ofiary wysokiej uprawie o dużym zwarceniu. W ostatnim czasie w ramach programów rolnośrodowiskowych w Anglii podejmowane są próby praktycznego wprowadzania wniosków z tego rodzaju badań nad skowronkiem (Smith i in. 2009). Z badań prowadzonych przeze mnie wynika natomiast, że terenów rolniczych zarastających zwartą roślinnością zielną, w tym upraw zbóż ozimych, najbardziej unika czajka.

Z kolei trznadłe budują zwykle gniazda w gęstej roślinności, natomiast żerują w uprawach i ugorach o mniejszym zwarceniu (Lille 1996, Tryjanowski i in. 2001), przy czym wykazano, że letnie koszenie odłogowanych pól, jakie miało miejsce lokalnie w Anglii w ramach programów rolnośrodowiskowych, przyczyniało się do redukcji bazy pokarmowej tego gatunku (Perkins i in. 2002). Gatunki ptaków, które poruszają się po ziemi biegając lub skacząc (np. krukowate, skowronki, drozdy), unikają zwykle gęstej roślinności w trakcie żerowania. Małe wróblowe, które zdobywają pokarm na ziemi, rzadko robią to w uprawach przekraczających 20 cm wysokości. Wyjątkiem są ugory i odłogi, na których ptaki żerują także w roślinności, która może przekraczać 50 cm, odznacza się ona jednak zwykle zróżnicowanym zwarcieniem, a miejsca o mniejszym zwarceniu są łatwiej dostępne i zwykle preferowane (Schifferli 2001). Wiele zależy od tego, w jaki sposób gatunki polują. Gatunki owadożerne polujące z zasiadki (dzierzby, pokląskwa, kłaskawka, białorzzytka) mogą też chwycić pokarm w locie, co prawdopodobnie pozwala im zasiedlać tereny z wyższą i gęstszą roślinnością. Gatunki te potrzebują ponadto odpowiedniego miejsca na zasiadkę. Może to być kępa wyższej roślinności, np. gałązka młodego drzewa,

krzew, czy nawet jakiś element antropogeniczny. Im więcej takich elementów, tym mniejsze terytorium, dzięki czemu rosnać może zagęszczenie gatunków polujących z zasiadki (Schifferli 2001). Do analogicznych wyników związanych z preferencjami wysokości i zwarcia roślinności w badaniach czynników wpływających na zwyczaje żerowiskowe ptaków suchych łąk w Anglii doszedł Atkinson i in. (2004).

Wysokość i zwarcie roślinności wpływa też na techniki polowania. Schifferli i in. (1999) wykazali, że przy małym zwarcu roślinności gąsiorek preferuje chwytanie zdobyczy z ziemi, im natomiast większe zwarcie, tym wyższa częstotliwość polowań w locie u tego gatunku. Preferowanie przez gąsiorka odłogów o mniejszym zwarcu roślinności i dużej różnorodności florystycznej wykazał także Berger i in. (2003). Gęstsza, mniej zróżnicowana pokrywa roślinna charakterystyczna dla intensywnej gospodarki rolnej zwiększa ryzyko drapieżnictwa lęgowego, zmniejsza różnorodność i dostępność pokarmu, a nawet podwyższa ryzyko utraty lęgu z powodu anomalii pogodowych (Evans 2004, Wilson i in. 2005). W konsekwencji, im większe zwarcie i jednorodność roślinności, tym mniej ptaków (zarówno pod względem liczby gatunków, jak i liczebności osobników), które mogą utrzymać się w takim środowisku (Ryc. 43). Jednym z nielicznych gatunków, który wykazuje zależność odwrotną, jest derkacz, który preferuje łąki o wysokiej roślinności i dużym zwarcu, a zbyt częste koszenie czy wypas powodują spadek atrakcyjności siedliska dla gatunku (Berg i Gustafson 2007). Takiej zależności dla derkacza nie



Ryc. 43. Gąsiorek, dzięki sposobowi polowania z tzw. zasiadki jest jednym z nielicznych gatunków, który chętnie występował również na terenach z wysoką i gęstą roślinnością (fot. Stanisław Tworek)

Fig. 43. Because of its pattern of hunting from a vantage point, the Red-backed Shrike was one of the few species which occurred rather commonly, also in areas with high and dense vegetation (photo by Stanisław Tworek)



potwierdziłem jednak w Małopolsce, prawdopodobnie dlatego, że w warunkach dużego rozdrobnienia łąk i pól ptakom o wiele łatwiej znaleźć w granicach terytorium lęgowego odpowiedni płat siedliska. Natomiast gatunkami, które były stwierdzane częściej na powierzchniach z dużym zwarcie roślinności, były: łożówka, świergotek łąkowy, potrzos i pokląska. Z kolei gatunkami częściej występującymi na powierzchniach o małej zmienności wysokości pokrywy roślinnej były: skowronek, ortolan, pliszka żółta i czajka. Taki wynik sugeruje, że na badanych terenach niskie wskaźniki zmienności wysokości roślin dotyczyły powierzchni o stosunkowo niewielkim zwarcie roślinności. Jednak korelacja między obu zmiennymi, choć dodatnia, była niska (Tab. 6).

W Portugalii przeprowadzono badania mające na celu ustalenie, czy uprawy pszenicy, jęczmienia i owsa stanowią dla ptaków podobne siedlisko i dostarczają zbliżonych zasobów pokarmowych. Autorzy zwrócili uwagę, że im zboże jest niższe i mniejsze jest jego zwarcie, tym większa dostępność pokarmu i mniejsze ryzyko drapieżnictwa, a tym samym stanowi ono korzystniejsze siedlisko zarówno w okresie lęgowym, jak i na wędrowkach i zimą, o ile jesienią pole nie jest zaorywane (Delgado i Moreira 2002). W badaniach wpływu struktury roślinności na zagęszczenie ptaków lęgowych na odłogach wykazano, że gatunki wykorzystujące odłogi jako miejsce gniazdowania lub żerowania można podzielić na dwie grupy: jedna preferuje wysoką roślinnością o dużym zwarcie, podczas gdy druga grupa gatunków woli tereny z niską roślinnością o mniejszym zwarcie (Moreira 1999). Podobne wyniki uzyskałem dla obszarów rolniczych Małopolski: gatunki, które preferowały powierzchnie o małym zwarcie roślinności na ogół częściej występowały również na powierzchniach o niewielkim zróżnicowaniu wysokości roślinności zielnej. I odwrotnie, te, które chętniej występowały na powierzchniach o dużym zwarcie roślinności, preferowały również większe zróżnicowanie jej wysokości.

Potencjalnego wyjaśnienia powodów takich preferencji dostarczyły inne badania, w których wykazano, że gatunki ptaków żerujące na bezkręgowcach żyjących w glebie wybierają siedliska z niską roślinnością i małą zmiennością wysokości, podczas gdy gatunki żerujące na nasionach i bezkręgowcach zbieranych z roślinności wybierają wyższą pokrywą roślinną i większą jej zmienność (Buckingham i in. 2006). Do tej drugiej grupy zaliczyć można wszystkie gatunki, dla których otrzymałem dodatnią zależność występowania od wskaźników zwarcia i zmienności wysokości roślinności (potrzosa, gąsiorka, pokląskwę, cierniówkę i łożówkę) z wyjątkiem świergotka łąkowego. Tylko ten ostatni gatunek preferuje jako siedlisko lęgowe rozległe, często wilgotne łąki, które charakteryzuje na ogół większe zwarcie i zróżnicowanie roślinności niż uprawy.

#### 5.2.5. Znaczenie struktury siedlisk i roślinności

Warto podkreślić, że zarówno intensywne uprawy, jak i starsze stadia zarastania odłogów i nieużytki charakteryzuje podobieństwo struktury roślinności przejawiające się jej dużym zwarcie. Dla gatunków żerujących i budujących gniazda na ziemi zmniejsza to możliwość wykorzystania siedliska. Wiele terenów zajętych pod uprawy może być wykorzystywanych przez ptaki tylko we wczesnych stadiach rozwoju roślin. Z czasem stają się niedostępne lub wymagają od ptaków zmiany sposobu polowania na techniki wymagające większego zużycia energii lub pokonywania dłuższych odległości w poszukiwaniu sprzyjających warunków. Wszystko to może mieć wpływ na sukces lęgowy lub kondycję



piskląt i rodziców. Różnorodność użytkowania, większy udział upraw z relatywnie niską roślinnością i małym zwarciem przez cały okres wegetacyjny, a także koszenie w odpowiednich terminach i prowadzenie kontrolowanego wypasu na łąkach i pastwiskach mogą znacznie zwiększyć dostępność terenu dla wielu typowych przedstawicieli awifauny terenów otwartych.

Z moich badań wynika, że zwiększanie udziału zadrzewień lub zakrzaczeń może powodować spadek atrakcyjności siedliska dla gatunków typowo polnych: skowronka, pliszki żółtej, przepiórki czy czajki. Ptaki mogą mieć także odmienne preferencje, co do wielkości i szerokości zadrzewień, ich struktury pionowej i rozmieszczenia w krajobrazie, obecności starych drzew itd. W praktyce, zachowanie różnorodności gatunkowej wymaga utrzymywania w krajobrazie rolniczym zadrzewień o różnej strukturze i wieku. Przyszłe wysiłki w hodowli zbóż i innych upraw rolniczych powinny natomiast pójść w kierunku selekcji odmian o niskiej pokrywie roślinnej, nie wymagających gęstego wysiewania, a także upraw o zmiennej wysokości roślin, które są korzystniejsze dla większości lęgowych gatunków ptaków. Prawdziwym wyzwaniem staje się wypracowanie takich zaleceń dla ochrony ptaków w krajobrazie rolniczym, które z jednej strony sprzyjałyby różnorodności awifauny, a z drugiej nie ograniczały przestrzeni życiowej gatunków typowych dla otwartych terenów rolniczych. Warunkiem koniecznym do spełnienia jest kontynuowanie gospodarowania rolniczego. Ekstensywne, zróżnicowane rolnictwo ukształtowało przez tysiąclecia charakterystyczny typ zgrupowań awifauny i wyniki badań (Sutherland 2004, Tworek 2007b) wskazują, że tam, gdzie zachował się jeszcze taki sposób gospodarowania, nie jest wymagane ulepszanie krajobrazu.

Podstawowym wnioskiem z dyskusji wyników odnoszących się do kontekstu siedliskowego jest więc zalecenie utrzymywania dużej zmienności upraw oraz mozaiki pól, łąk, pastwisk, ugorów i zadrzewień śródpolnych w krajobrazie rolniczym. Dzięki temu w obszarze obejmującym terytorium lęgowe utrzymuje się zróżnicowanie wysokości roślinności i jej zwarcia, co zwiększa pojemność siedliska i sprzyja różnorodności awifauny. Większość gatunków charakterystycznych dla krajobrazu rolniczego preferuje niską roślinność o niepełnym zwarciu, stąd istotne znaczenie dla występowania ptaków może mieć również zmienność wysokości roślinności. Wpływa ona na różnorodność samych siedlisk, a także bazy pokarmowej, która jest zależna od cech siedliska. Każdemu gatunkowi można przypisać pewne preferencje odnośnie do udziału każdego z badanych czynników składających się na jakość siedliska, jednak w praktyce zarządzania terenami rolniczymi podstawowym celem powinno być utrzymanie mozaiki użytków rolnych i, o ile to możliwe, naturalnych elementów je wzbogacających. Podobne konkluzje można znaleźć w pracach innych autorów (Petersen 1998, Schifferli 2001, Wilson i in. 2005, Brambilla i in. 2008, Haslem i Bennett 2008b).

### 5.3. Kontekst krajobrazowy występowania gatunków

#### 5.3.1. Odległość od terenów zabudowanych

Do szczególnych cech Małopolski należy także duża gęstość zaludnienia. Jest ona wyższa od średniej krajowej, w związku z tym znacznie większa niż w innych regionach jest też liczba ludności przypadająca na jednostkę powierzchni użytków rolnych (Uliszak



Ryc. 44. Rozproszona zabudowa jest charakterystyczną cechą krajobrazu rolniczego Małopolski (fot. Stanisław Tworek)

Fig. 44. Scattered rural housing – one of the characteristic features in the agricultural landscape of the Małopolska region (photo by Stanisław Tworek)

2001). Drugim bardzo ważnym czynnikiem, który ma wpływ na strukturę krajobrazu rolniczego w Małopolsce jest niezwykle silna, historycznie uwarunkowana tendencja do rozproszonej zabudowy (Ryc. 44). Podczas prowadzenia prac terenowych oznaczało to, że powierzchnie badawcze rzadko mogły być zlokalizowane z dala od zabudowań, tym bardziej, że po to, by uniknąć problemów interpretacyjnych, co jest, a co nie jest terenem zabudowanym, przyjąłem, że pod tym terminem mieści się każde, nawet pojedyncze gospodarstwo obejmujące dom mieszkalny lub budynki gospodarcze. W badaniach przyjąłem założenie, że zabudowa nie może znajdować się bezpośrednio na powierzchni badawczej, ale w trzech przypadkach, ze względu na duże rozproszenie zabudowy w rejonie badań, powierzchnia badawcza musiała graniczyć z zabudową. Maksymalna odległość powierzchni od zabudowy wyniosła co prawda 2,5 km (Tab. 1), jednak powierzchni położonych w odległości co najmniej 1 km od terenów zabudowanych było tylko 11%, a powierzchni położonych najwyżej 200 m od zabudowań – około 1/3.

Rozpatrując hipotezy, w jaki sposób występowanie gatunków może być zależne od odległości od zabudowań zakładałem, że wraz ze zwiększaniem się odległości od terenów zabudowanych może rosnąć rozpowszechnienie gatunków wymagających rozległych terenów otwartych, gniazdujących na ziemi. Równocześnie przypuszczałem, że odwrotna sytuacja może dotyczyć gatunków wymagających obecności drzew lub krzewów, w których budują gniazda. Założenia te mają uzasadnienie w literaturze. Gatunki gniazdujące na drzewach znacznie częściej wkraczają do miast niż gniazdujące na ziemi, a stopień urbanizacji środowiska ma kluczowe znaczenie w kształtowaniu składu gatunkowego zgrupowań ptaków (Titeux i in. 2004).

Teoretyczne przewidywania zostały potwierdzone w prowadzonych przeze mnie badaniach. Wśród dziewięciu gatunków, dla których odległość od zabudowań była statystycznie istotna dla występowania w analizie jednoczynnikowej lub modelu wieloczynnikowym, sześć buduje gniazda na ziemi, a tylko trzy – na drzewach i krzewach. Wśród gatunków gniazdujących na ziemi, rozpowszechnienie pięciu (skowronka, przepiórki, ortolana, potrzuszcza, pliszki żółtej) było wyższe przy większej odległości od zabudowań, a tylko dla trznadla zależność była odwrotna. Natomiast wśród gatunków budujących gniazda na drzewach i krzewach tylko jeden był częściej spotykany w miejscach bardziej oddalonych od zabudowań (srokosz), podczas gdy makolągwa i mazurek preferowały tereny położone bliżej zabudowań. Dodatkowo, wynik bliski statystycznej istotności ( $p = 0,077$ ) – zwiększanie częstości występowania przy większym oddaleniu powierzchni od zabudowań – uzyskałem również w modelu jednoczynnikowym dla gniazdującej na ziemi czajki.

W badaniach prowadzonych w Anglii szukano czynników mających wpływ na wykorzystanie łąk jako miejsc żerowiskowych dla ptaków w okresie lęgowym. Jedną ze zmiennych, którą uwzględniono w badaniach, była odległość od zabudowań. Wykazano, że na łąkach położonych w sąsiedztwie zabudowań częstość żerowania kosa, szpaka, kawki, grzywacza, siniaka, pliszki siwej, dymówki, a nawet pokrzywnicy i rudzika była wyższa, niż w dalszej odległości od zabudowań (Buckingham i in. 2006). Dla żadnego gatunku nie wykazano natomiast istotnej zależności odwrotnej, co może jednak wynikać z wysokiego poziomu zsynantropizowania awifauny w tym kraju.

Filippi-Codaccioni i in. (2008) badali, w jaki sposób udział terenów zurbanizowanych w krajobrazie rolniczym i czas pojawienia się zabudowań wpływają na awifaunę. Rozpowszechnienie gatunków charakterystycznych dla terenów otwartych zmniejszało się wraz ze zwiększaniem się powierzchni pod zabudowę. Gatunki określane jako „farmland specialist”, czyli najbardziej związane z krajobrazem rolniczym, występowały tym rzadziej, im wyższa była na powierzchni badawczej proporcja terenów zabudowanych. Rozpowszechnienie gatunków polno-łąkowych było mniejsze na starszych osiedlach, a największe różnice w składzie gatunkowym zgrupowań ptaków występowały na powierzchniach, gdzie tereny zabudowane stanowiły od 0 do 25% całości użytków. Oznacza to, że zmiana warunków siedliskowych na terenach zajmowanych pod zabudowę następuje stopniowo, a pojawianie się z czasem nowych zabudowań powoduje coraz większe podobieństwo zgrupowań między terenami rolniczymi i otaczającymi je (Devictor i in. 2007). Takie wyniki mają bezpośrednie znaczenie praktyczne do uwzględnienia w studiach uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gmin: nowe osiedla powinny być planowane w otoczeniu terenów już zabudowanych, a nie w oddaleniu od nich. Ten bardzo ważny postulat powinien być koniecznie brany pod uwagę przy tworzeniu miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego, szczególnie w takich regionach jak Małopolska, którą ze względu na zaszczości historyczne cechuje niezwykle rozproszona zabudowa.

### 5.3.2. Odległość od obszarów leśnych

Lasy i tereny rolnicze to dwie najbardziej rozpowszechnione kategorie użytkowania ziemi w Polsce (Baranowski i Ciołkosz 1997). Lasy na tyle różnią się od terenów

rolniczych, że w skrajnej postaci te dwa środowiska mają zupełnie odmienną awifaunę. W praktyce mamy jednak obecnie najczęściej do czynienia z mozaiką lasów i terenów rolniczych, które wzajemnie się przenikają, dając przeróżne kombinacje układów przestrzennych. Dzięki mozaice siedlisk otwartych i lasów utrzymuje się większa różnorodność awifauny, są jednak gatunki, które ze względu na swoje przystosowania, jedną czy drugą kategorię użytkowania zdecydowanie preferują.

Zmienne określające odległość od lasów uwzględniłem w badaniach między innymi po to, by uzyskać informacje, jak w krajobrazie rolniczym zmienia się skład gatunkowy awifauny w różnych konfiguracjach przestrzennych lasów i terenów rolniczych. Przyпускаłem, że pewne gatunki będą unikać sąsiedztwa lasów, inne zaś będą preferować tereny rolnicze położone w sąsiedztwie lasów. Dla oceny tych zależności wybrałem dwie miary konfiguracji przestrzennej:

- odległość od najbliższego lasu mniejszego niż 10 ha, który w praktyce oznaczał jednolity teren porośnięty drzewami, o wielkości co najmniej 10 arów;
- odległość od najbliższego lasu większego niż 10 ha, czyli lasu, którego awifauna obejmuje nie tylko gatunki strefy brzeżnej, ale również tzw. gatunki wnętrza lasu (Tworek 2001a).

Dodatkową zmienną, która miała związek z wymienionymi powyżej, a która została już omówiona w rozdziale „Roślinność”, była zmienna określająca procentowy udział zadrzewień bezpośrednio w powierzchni badawczej.

W analizie jednoczynnikowej zmiennych LASMAŁY i LASDUŻY, zależność występowania od odległości do najbliższego lasu jakiegokolwiek wielkości była istotna dla 8 gatunków. Z kolei w modelach GLZ jedna bądź druga zmienna była statystycznie istotna w przypadku 6 gatunków. Zgodnie z oczekiwaniami, gatunki, dla których wykazałem statystyczną istotność omawianych zmiennych można podzielić na dwie grupy. Do tych, których prawdopodobieństwo występowania zwiększało się wraz ze wzrostem odległości od lasu zaliczyć można skowronka, przepiórkę, pliszkę żółtą, czajkę i potrzeszca. Z kolei dla trznadła i gąsiora zanotowałem zależność odwrotną, tj. wzrost częstości występowania przy zmniejszaniu się odległości od lasu. Charakterystyczne było to, że jeśli w analizie obie zmienne miały dla jakiegoś gatunku istotne znaczenie, wówczas zależność w obu przypadkach była taka sama – albo dodatnia, albo ujemna. Wyjątkiem okazał się wynik modelu GLZ dla derkacza, w którym znalazły się obie wyżej wspomniane zmienne. Wynika z niego, że liczba stwierdzeń derkacza rośnie przy wzroście odległości od lasu mniejszego niż 10 ha, spada natomiast przy zwiększaniu się odległości od lasu większego niż 10 ha. O takim wyniku zdecydowała prawdopodobnie stosunkowo duża liczba stwierdzeń derkacza na łąkach w Karpatach rozciągających się często wzdłuż dolnej granicy rozległych kompleksów leśnych.

Wpływ udziału lasów w mozaice polno-leśnej na występowanie gatunków badali van Dorp i Opdam (1987). Wykazali oni szereg zależności o istotnym znaczeniu dla występowania kilku gatunków ptaków, m.in. dodatni wpływ liczby płątów leśnych w otoczeniu badanej powierzchni, dodatni wpływ procentowego udziału lasów w otoczeniu, dodatni wpływ zadrzewionych brzegów rzek w otoczeniu, dodatni wpływ istnienia alei drzew w sąsiedztwie czy ujemny wpływ odległości między lasami. Cytowane badania dotyczyły jednak terenów leśnych, zatem statystycznie istotne zależności były wykazywane dla gatunków leśnych. Wydaje się, że jedna i ta sama cecha nie może mieć identycznego

znaczenia dla gatunków tak różnych środowisk, jak lasy i tereny rolnicze. Zatem dla większości gatunków polno-łąkowych można by spodziewać się zależności odwrotnych, w tym zwiększania częstości występowania przy zwiększaniu się odległości od terenów leśnych. W analizie występowania gatunków przeprowadzonej na danych z lat 2002 i 2003 zebranych w monitoringu pospolitych gatunków lęgowych w Polsce, jako jednej ze zmiennych używano całkowitej długości brzegu lasu w kwadracie o powierzchni 1 km<sup>2</sup> (Sanderson i in. 2009). Zmienna ta była statystycznie istotna w modelach dla 8 spośród 14 analizowanych pod tym kątem gatunków. Występowanie bociana białego, grzywacza, gąsiorka i trznadla było dodatnio związane z całkowitą długością brzegu lasu w kwadracie, natomiast występowanie przepiórki, czajki, skowronka i pliszki żółtej – ujemnie. O unikaniu sąsiedztwa lasów przez skowronka donosił także Wilson i in. (1997). Taką samą zależność w badaniach dotyczących innych gatunków terenów otwartych wykazał Titeux i in. (2004).

Šálek i in. (2004) wykryli, że nawet w odległości większej niż 750 m od miejsca badań wyższy udział lasów w środowisku zmniejsza prawdopodobieństwo wystąpienia kuropatwy. Hinsley i in. (1995) wykazali, że mazurek unika lasów w otoczeniu rewiru lęgowego, trznadel jako siedlisko lęgowe wybiera obrzeża leśne i zadrzewienia śródpolne unikając gęstych lasów, a cierniówka preferuje gęste krzewy i zakrzewione obrzeża lasów. Siriwardena i in. (2000) na podstawie swoich badań prowadzonych w Wielkiej Brytanii zaliczyli potrzyszca, skowronka, mazurka, makolągwę i potrzosa do gatunków unikających sąsiedztwa lasów, natomiast trznadel i w mniejszym stopniu kuropatwa preferowały obecność lasów w otoczeniu. Z kolei w prowadzonych w Anglii badaniach wykorzystania terenów łąkowych jako żerowisk ptaków w okresie lęgowym, sąsiedztwo lasu miało ujemny wpływ na częstość żerowania szczygła, trznadla, pokrzywnicy i grzywacza (Buckingham i in. 2006). W badaniach przeprowadzonych na pastwiskach w Szwecji wykazano, że gatunków lęgowych było w zgrupowaniu więcej, jeśli badany teren znajdował się w otoczeniu terenów rolniczych lub mozaiki pól i lasów, natomiast w otoczeniu samych lasów, gatunków było wyraźnie mniej (Söderström i Pärt 2000).

Piha i in. (2003) wykazali, że dla skowronka nie tylko mała odległość od lasu, ale również przedzielenie pól uprawnych zadrzewieniami czy zakrzaczeniami powoduje zmniejszenie częstości występowania. W prowadzonych w Anglii i Walii badaniach nastawionych na ocenę różnic między zgrupowaniami ptaków w lasach i zadrzewieniach liniowych wykazano, że istnieją dwie grupy gatunków o odmiennych preferencjach (Fuller i in. 2001). Jedna z nich wyraźnie preferowała lasy, druga zadrzewienia liniowe. Spośród gatunków analizowanych w moich badaniach żaden nie znalazł się w pierwszej grupie w cytowanych wyżej badaniach, a cierniówka, makolągwa i trznadel, dla których wykazałem dodatni wpływ obecności zadrzewień na występowanie, znalazły się w grupie drugiej. W praktyce oznacza to, że o ile wprowadzanie liniowych zadrzewień, zakrzewionych miedz i tym podobnych siedlisk wzbogaca awifaunę agroekosystemów, to zalesianie większych powierzchni na terenach rolniczych prowadzi na ogół do zupełnej zmiany składu gatunkowego zespołu. Uzyskane wyniki i dane z dostępnej literatury pokazują wyraźnie, że niekontrolowane zalesianie oraz zarastanie odłogów i nieużytków krzewami i drzewami może spowodować dalszy spadek liczebności kilku charakterystycznych gatunków ptaków polno-łąkowych.



### 5.3.3. Odległość od wody

Woda jest ptakom niezbędna do życia, tak samo jak innym organizmom żywym. Udział wody i terenów podmokłych ma istotny wpływ na kształtowanie się zgrupowań ptaków (Kirk i in. 2001). Pomijając jednak typowe gatunki wodno-błotne, które budują gniazda bezpośrednio na wodzie lub na brzegach zbiorników wodnych i w takich siedliskach żerują, ciekawym zagadnieniem badawczym jest pytanie, czy między gatunkami gniazdującymi na terenach rolniczych, nie związanymi bezpośrednio ze środowiskiem wodnym, istnieją jakieś istotne różnice w wyborze siedliska w zależności od odległości od źródła wody. W krajobrazach rolniczych źródłem wody są najczęściej drobne zbiorniki i ciekły wodne, które są elementami istotnie wpływającymi na zróżnicowanie liczby gatunków i zagęszczenia awifauny również samych tylko upraw (Wilson i in. 2009).

W moich badaniach zmienna WODA okazała się istotna dla 9 gatunków w analizie jednoczynnikowej i 6 gatunków w analizie wieloczynnikowej. Gatunkami, które według obydwu analiz preferowały położenie terytoriów lęgowych w sąsiedztwie zbiorników i cieków wodnych były: świergotek łąkowy, cierniówka, potrzos i czajka. Podobną zależność wykazałem dla łożówki, derkacza, mazurka i pokląskwy w analizie jednoczynnikowej oraz dla kuropatwy w modelu GLZ. Odwrotną zależność, czyli zwiększanie częstości występowania wraz ze zwiększaniem się oddalenia powierzchni badawczej od źródła wody uzyskałem jedynie dla skowronka w analizie jednoczynnikowej i ortolana w modelu GLZ. Prawdopodobnie więc sama obecność zbiornika lub ciekły wodnego wystarcza, by wokół wytworzyła się specyficzna, gęsta roślinność, której wymienione gatunki unikają. Równocześnie zaskakiwać może zależność uzyskana dla cierniówki (por. Tab. 37), znanej w krajobrazie rolniczym raczej z preferencji do suchych zakrzaczeń (Stoate i in. 2001). Jednak warto zaznaczyć, że sama obecność źródła wody nie oznacza automatycznie wilgotnego siedliska, a ciekły wodne przepływają również przez tereny suche.

Berg i Gustafson (2007) w badaniach prowadzonych w Szwecji wyliczyli, że średnia odległość terytorium derkacza od źródła wody wynosiła 235 metrów. Na obszarze objętym badaniami w niniejszej pracy odległość ta była bardzo zbliżona (205 metrów). W sąsiedztwie zbiorników i cieków wodnych pojawia się z reguły specyficzna roślinność, która stanowi zwykle urozmaicenie w krajobrazie rolniczym i zwiększa jego heterogeniczność. Dzięki obecności drobnych zbiorników i cieków wodnych tereny rolnicze mogą być skutecznie kolonizowane przez wodno-błotne gatunki ptaków, dla których takie enklawy są jedynymi miejscami występowania w krajobrazie rolniczym. Jednak, jak wykazał Pasinelli i in. (2008), nawet niewielkie obszary podmokłe i oczka wodne są tak samo ważne, jak rozległe tereny podmokłe jako miejsca lęgowe dla wróblowych gniazdujących na ziemi i nisko w roślinności. W krajobrazie rolniczym są warunkiem występowania niektórych gatunków, np. potrzosa (Surmacki 2004). Jednak inni badacze zauważyli, że potrzos jest największym oportunistą, jeśli chodzi o wybór siedliska lęgowego spośród wszystkich gatunków ptaków wróblowych gniazdujących w trzcinowiskach i może gniazdować nawet przy braku zbiorników wodnych w bezpośrednim otoczeniu rewiru lęgowego (Báldi 2005, Gruijbarova i in. 2005). Z tego zapewne powodu jest również najczęstszym gatunkiem trzcinowisk spotykanym w krajobrazach rolniczych: w uprawach, na łąkach i odłogach (Tryjanowski i in. 2009).

Wysoki poziom wód gruntowych lub obecność wśród pól lustra wody wskazywano jako czynniki stymulujące zajmowanie terytorium lęgowego lub zwiększające efektywność żerowania u siewkowych (Ausden i in. 2001, Milsom i in. 2002, Kleijn i van Zuijlen 2004, Smart i in. 2006). Przykładowo, dla czajki i krwawodzioba korzystna może być obecność zbiorników i cieków wodnych zajmujących 5–50% ich terytorium lęgowego (Durant i in. 2008). Zachowanie takich elementów ma także olbrzymie znaczenie dla ochrony płazów – grupy kręgowców o jeszcze większym stopniu zagrożenia niż ptaki i dużej wrażliwości na wykonywanie wszelkich zabiegów rolniczych (Berger i in. 2003). Sąsiedztwo zbiorników i cieków wodnych było brane pod uwagę w Anglii jako potencjalny czynnik wpływający na jakość łąk jako miejsc żerowiskowych dla ptaków w okresie lęgowym (Buckingham i in. 2006). Jednak zmienna była statystycznie istotna tylko dla dwóch gatunków: sąsiedztwo wody powodowało spadek częstości żerowania na łąkach w przypadku dymówki i makolągwy.

Zabiegi agrotechniczne wykonywane w ramach zwykłych praktyk rolniczych (np. orka, bronowanie, koszenie) często przyspieszają szybki odpływ wody z pól, łąk i pastwisk, co niekiedy skutkuje nawet zagrożeniem powodziowym (Sutherland 2004). Wydaje się, że w Polsce istnieje potrzeba wypracowania systemowych działań nakierowanych na poprawę retencji wody w krajobrazie rolniczym i zapewnienie większej powierzchni siedlisk, które będą spełniać wymagania siedliskowe dla ptaków wodno-błotnych gniazdujących na terenach rolniczych w okresie lęgowym (np. czajka, krwawodziób, rycyk, kszyc). W Danii, pakiety rolnośrodowiskowe, których celem była poprawa retencji wody spełniły swoją rolę. W konsekwencji wzrosła też liczebność niektórych lęgowych siewkowych, ponieważ poprawiła się jakość siedlisk i warunki do osiągnięcia sukcesu lęgowego przez ptaki wodno-błotne (Kahlert i in. 2007). Wypracowanie podobnych zasad w Polsce jest możliwe, szczególnie obecnie, kiedy mamy do dyspozycji potężne narzędzie wynikające z konieczności realizacji celów Ramowej Dyrektywy Wodnej UE (por. <http://www.kzgw.gov.pl/Ramowa-Dyrektywa-Wodna-Plany-gospodarowania-wodami.html>).

#### 5.3.4. Linie elektroenergetyczne

Duża gęstość zaludnienia i niezwykle rozproszona zabudowa stwarzają w Małopolsce również inny problem. Obszary rolnicze są gęsto poprzecinane liniami elektroenergetycznymi wszystkich rodzajów. Ich zagęszczenie jest tak duże, że znajdowały się bezpośrednio w obrębie lub w sąsiedztwie dużej części powierzchni badawczych (Ryc. 45). Tę sytuację wykorzystałem do sprawdzenia, czy obecność słupów i linii elektroenergetycznych na terenach rolniczych wpływa na występowanie ptaków lęgowych. Poza znanymi z literatury zagrożeniami, jakie elementy te mogą stanowić w środowisku, np. zranienia lub śmierć ptaków wskutek kolizji z liniami przesyłowymi, słupami i transformatorami (Jakubiec 1991, Bevanger 1994, 1998, Kania 1994, Mañosa 2001, Chrzan i in. 2008), a także bezpośrednim przekształcaniem siedliska, które jednak w okresie badań nie miało znaczenia (linie na badanych terenach nie były w trakcie budowy, lecz istniały już od dłuższego czasu), nasuwały się też inne przypuszczenia. Z jednej strony pewne gatunki mogłyby unikać gniazdowania w pobliżu słupów i linii elektroenergetycznych, ponieważ takie miejsca są np. wykorzystywane przez drapieżniki do wypatrywania ofiar. Mogą także omijać takie tereny ze względu na ujemny wpływ silnego pola elektromagnetycznego,



Ryc. 45. Linie elektroenergetyczne to bardzo często występujący element krajobrazu rolniczego w Małopolsce, który jest skutkiem dużej gęstości zaludnienia i rozproszonej zabudowy (fot. Stanisław Tworek)

Fig. 45. Power lines are very frequent elements in the agricultural landscape in the Małopolska resulting from high human population density and scattered housing (photo by Stanisław Tworek)

co jednak wciąż nie jest udokumentowane i pozostaje hipotezą sformułowaną poprzez analogie do wpływu tego czynnika na inne organizmy żywe.

Z drugiej strony, wiele gatunków chętnie wykorzystuje tego rodzaju antropogeniczne elementy środowiska przy zdobywaniu pokarmu, do wypatrywania ofiar, jako wyeksponowane stanowisko służące samcowi do śpiewu, jako miejsce zalotów, a nawet do założenia gniazda lub oceny jego bezpieczeństwa, gdy ptak znajduje się w pobliżu (Chrzan i in. 2008). Z tego względu, informacji o obecności lub braku linii elektroenergetycznych zdecydowałem się ostatecznie użyć jako zmiennej w analizach statystycznych. Udział powierzchni bez linii był wyższy, ale proporcja powierzchni z liniami (40% wszystkich powierzchni badawczych) stwarzała możliwość wykrycia istotnych zależności w przypadku ich występowania.

Jednak wpływ linii elektroenergetycznych na występowanie ptaków w okresie lęgowym był nieistotny statystycznie w przypadku większości gatunków ptaków (por. Tab. 19). Zmienna LINIE była istotna w analizie jednoczynnikowej tylko dla dwóch gatunków: srokosza i pliszki żółtej. Przy tym wynik był dla tych gatunków przeciwny: srokosz preferował powierzchnie z liniami, natomiast pliszka żółta unikała ich (Tab. 19). Potwierdzeniem tych zależności był identyczny wynik w modelach GLZ (Tab. 30 i 32).

Uzasadnienie wyniku uzyskanego dla srokosza nasuwa się praktycznie samo. Linie elektroenergetyczne to miejsce, w którym najczęściej widuje się ten gatunek (Ryc. 46). Z analizy kart obserwacji srokosza w regionie, zgromadzonych w Małopolskim Towarzystwie Ornitologicznym i z własnych obserwacji prowadzonych w trakcie badań wynika, że ptaki siedzące na liniach elektroenergetycznych stanowią znacznie ponad



Ryc. 46. Linie elektroenergetyczne to miejsce gdzie najczęściej widywany był srokosz (fot. Stanisław Tworek)  
 Fig. 46. The Great Grey Shrike was the species most often observed on power lines (photo by Stanisław Tworek)

połowę wszystkich obserwacji gatunku. Wiąże się to prawdopodobnie z biologią gatunku: ze względu na specyfikę polowania – długotrwałe wypatrywanie ofiary z wyższego punktu – srokosze wymagają eksponowanego stanowiska z dobrą widocznością na okolicę. Ponieważ srokosz nie występował na powierzchniach bez drzew i krzewów, choćby w szczątkowej postaci, bo to na nich właśnie zakłada gniazda, oznacza to prawdopodobnie, że z linii elektroenergetycznych jest lepszy widok na okolicę, niż z ulistnionego drzewa. Linie te nie mogą być osłonięte roślinnością ze względu na możliwość powodowania spięć i uszkodzeń w czasie silnych wiatrów. Dlatego są miejscem, skąd rozlega się doskonały widok, ptak może uważnie obserwować otoczenie i polować na różnorodne ofiary, którymi są większe owady i mniejsze kręgowce. Dodatkowo, będąc drapieżnikiem, srokosz nie musi się obawiać tak wielu skrzydlatych wrogów, jak mniejsze ptaki wróblowe, dlatego chętniej od nich korzysta z nieosłoniętych miejsc. Być może również na liniach elektroenergetycznych łatwiej po prostu zauważyć srokosza (szczególnie, że gatunek ten bardzo rzadko śpiewa, zwykle bardzo wczesną wiosną, czyli poza okresem moich badań), stąd jego rejestracja była oparta niemal wyłącznie na spostrzeżeniach wizualnych.

Trudniej wyjaśnić, dlaczego pliszka żółta unikała linii elektroenergetycznych. Mogą one pełnić podobną rolę jak inne antropogeniczne struktury w krajobrazie rolniczym, umożliwiając przebywanie i polowanie większej liczbie drapieżników (szczególnie ptaków) i zwiększając ryzyko drapieżnictwa dla gatunków gniazdujących na ziemi (Berg i in. 1992, Bergin i in. 2000, Vickery i in. 2002). Prawdopodobnie ma to związek z tym, że z czasem, w pobliżu słupów i konstrukcji elektroenergetycznych, w kępach trudnej do wykoszenia roślinności, wyrastają krzewy. Jeśli jednak pliszka żółta unikając takich miejsc zmniejszałaby ryzyko drapieżnictwa, można by spodziewać się podobnej zależ-



ności u innych drobnych wróblowych gniazdujących w krajobrazie rolniczym na ziemi, a nie tylko u jednego gatunku. Drapieżnik skrzydlaty, któremu najłatwiej byłoby złowić pliszkę żółtą, czyli krogulec, z zasiadki nie poluje, ewentualnie wchodzi zatem w grę unikanie drapieżników czworonożnych, zwłaszcza kotów domowych, które są w stanie penetrować tereny rolnicze znacznie oddalone od zabudowań (Chylarecki i Jawińska 2007). Jest to szczególnie nasilone w Małopolsce, przy bardzo rozproszonej zabudowie w regionie. Potencjalnym wyjaśnieniem mogłoby być także unikanie negatywnego wpływu pola elektromagnetycznego. W tym wypadku pojawia się jednak ponownie pytanie, dlaczego efekt ten miałby dotyczyć tylko jednego gatunku.

Niestety, w literaturze bardzo niewiele jest opracowań określających wpływ linii elektroenergetycznych na awifaunę. W Polsce dotąd praktycznie nie podejmowano badań na ten temat, pomimo tego, że problem był dostrzegany (Chrzan i in. 2008). Najbardziej kompletne dane uwzględniające wpływ linii elektroenergetycznych i telefonicznych na występowanie ptaków w trzech typach krajobrazu (otwarty, półotwarty, zamknięty) Litwy, Łotwy i Estonii znajdujemy w pracy Herzon i O'Hary (2007). Autorzy wykazali dodatni wpływ linii przede wszystkim na występowanie kukułki, szpaka, grzywacza i łozówki, a w mniejszym stopniu kwiczoła, makolągwy, skowronka, szczygła i śpiewaka, natomiast ujemny wpływ linii znalazł się jedynie w modelu dla zaganiacza. Analizując grupy siedliskowe, autorzy zauważają, że linie mają największe znaczenie dla gatunków leśnych. Jako stosunkowo nowe zjawisko, określane jest w literaturze gniazdowanie różnych gatunków ptaków, głównie kruków, na masztach linii przesyłowych (Tryjanowski i in. 2009). Ponadto, w badaniach prowadzonych w Anglii (Buckingham i in. 2006), obecność linii elektroenergetycznych na łąkach sprzyjała ich wykorzystywaniu jako żerowisk w okresie lęgowym w przypadku kawki, natomiast odwrotną zależność uzyskano dla pokrzywnicy. Obydwa gatunki nie należą jednak do typowych mieszkańców terenów rolniczych. Tak więc, znaczenie linii elektroenergetycznych dla występowania ptaków, a szczególnie wpływ pola elektromagnetycznego na ich rozmieszczenie i stan populacji pozostają wciąż tematem wymagającym dalszej eksploracji.

### 5.3.5. Znaczenie struktury krajobrazu

Zależności między strukturą krajobrazu a występowaniem ptaków można analizować na dwóch poziomach. Pierwszy, który związany jest z udziałem powierzchniowym siedlisk, ze względu do złożoność zagadnienia omówiłem osobno jako tzw. kontekst siedliskowy. Drugi wiąże się z przestrzennym układem siedlisk względem siebie i względem innych elementów, które mogą wykraczać poza ścisły krajobraz rolniczy, np. lasów, terenów zabudowanych i zbiorników lub cieków wodnych. To właśnie ten aspekt zawarłem w dyskusji tzw. kontekstu krajobrazowego, zdając sobie sprawę, że jest on nieodłącznym elementem wielkości i rozmieszczenia siedlisk w mozaice, jaką tworzy krajobraz rolniczy. Ze względu na wspomnianą już wcześniej skomplikowaną strukturę własnościową i obszarową terenów rolniczych południowej Polski, również w strukturze krajobrazu mamy tu do czynienia z pewnymi odrębnymi cechami w stosunku do pozostałych części kraju. Rolnictwo jest w tym regionie Polski wielokierunkowe, zwykle co najwyżej umiarkowanie intensywne. Dzięki temu istnieje tu duża różnorodność upraw. Niewielkie działki rolne są oddzielane miedzami, na których często pojawiają się drzewa i krze-



wy. Wiele pól w okresie badań było pozostawianych ugorom i wciąż jest odłogowanych (GUS 2009b). Na ugorach szybko następuje sukcesja roślin. Jeśli do tego dodać jeszcze wysoką gęstość zaludnienia połączoną z rozproszoną zabudową, poprzecinanie terenów rolniczych lasami i elementami pochodzenia antropogenicznego, wyłania się podstawowa cecha charakterystyczna terenów rolniczych tej części kraju: niezwykła różnorodność widoczna w skali krajobrazu (Ryc. 47).



Ryc. 47. Cechą charakterystyczną krajobrazu rolniczego południowej Polski jest niezwykła różnorodność (fot. Stanisław Tworek)

Fig. 47. The extraordinary diversity is a characteristic feature of the agricultural landscape in southern Poland (photo by Stanisław Tworek)

Próbując podsumować znaczenie zmiennych krajobrazowych, warto wspomnieć o opracowaniu Kujawy (2006) opartym na dokładnej i wszechstronnej analizie struktury krajobrazu rolniczego w Wielkopolsce. Autor wykazał wpływ różnego rodzaju zmiennych związanych ze strukturą krajobrazu dla ok. 40% stwierdzonych gatunków. Jednocześnie wpływ ten był słabiej zaznaczony w odniesieniu do grup środowiskowych, a w odniesieniu do całych zgrupowań jeszcze słabszy. Tak więc, im niższy był poziom prowadzonych analiz, tym większe znaczenie struktury krajobrazu. Podstawową rolę w kształtowaniu się zgrupowań ptaków w badanych zadrzewieniach śródpolnych odgrywały, zdaniem autora, zależne od gatunku relacje ze środowiskiem, zarówno w skali danego zadrzewienia, jak i szerzej – krajobrazu. Jest to więc kolejny argument za tym, by badań tego typu relacji, ze względu na ich złożoność i różnorodność, dokonywać na poziomie gatunku.

Głównym czynnikiem wpływającym na występowanie poszczególnych gatunków ptaków w krajobrazie rolniczym jest, jak się wydaje, udział pól uprawnych i ich usytuowanie względem innych elementów krajobrazu. Im wyższy jest udział pól, mniejsza ich różnorodność i większa odległość od innych składowych krajobrazu, tym mniejsza jest liczba gatunków lęgowych i ich rozpowszechnienie. Jest to jednak tylko zasada ogólna, która

nie jest uniwersalna. Jak wykazałem w poprzednim rozdziale, bardzo ważny dla występowania ptaków jest udział i rozmieszczenie siedlisk nieużytkowanych rolniczo, przede wszystkim powierzchni porośniętych drzewami i krzewami. Jednak nie tylko zwiększanie udziału zadrzewień czy zakrzaceń w siedlisku, ale nawet sąsiedztwo lasu (albo zabudowań), może powodować spadek atrakcyjności siedliska dla gatunków polnych.

Jeśli dodamy do tego zróżnicowanie przestrzenne układu siedlisk i innych elementów krajobrazu (np. linii elektroenergetycznych), otrzymamy zarys trudności, jakie sprawia ustalenie zależności między udziałem powierzchniowym siedlisk i awifauną lęgową. Struktura krajobrazu jest więc jednym z podstawowych czynników wpływających na skład gatunkowy awifauny i strukturę zgrupowań na terenach rolniczych, które nie mogą być pominięte, jeśli próbujemy zrozumieć i wyjaśnić zmienność awifauny w krajobrazie rolniczym (Tworek 2002, Tryjanowski i in. 2009).

#### 5.4. Kontekst biogeograficzny występowania gatunków

Zmiennymi o kontekście biogeograficznym, które brałem pod uwagę w analizie danych, były: wysokość bezwzględna (WYSOKOŚĆ) i kraina geograficzna (KRAINA). Wysokość jest zmienną często braną pod uwagę w badaniach zasięgów i rozmieszczenia gatunków. Góry pokrywają ok. 1/4 lądowej powierzchni Ziemi, ale stanowią siedlisko dla ok. 1/3 gatunków roślin lądowych (Körner 2007). Wiele badań różnorodności biologicznej w górach ma związek z tzw. regułą Rapoporta, która dotyczy nie tylko gradientu szerokości geograficznej (Rapoport 1982), ale także gradientu wysokości (Stevens 1992). W tym ostatnim przypadku mówi ona o tym, że zasięg pionowy gatunków występujących w wyższym położeniu górskim jest przeciętnie szerszy niż tych, których centrum zasięgu położone jest niżej.

W literaturze ornitologicznej powszechnie wyróżnia się specyficzną i odrębną awifaunę górską. W awifaunie Polski tym terminem określa się zarówno typowe gatunki związane z siedliskami wysokogórkimi, zwykle nie występujące na niżej położonych terenach, jak i gatunki o rozmieszczeniu borealnym, występujące zarówno w naszych górach, jak również na północy kontynentu. Z awifauny europejskiej przykładowymi przedstawicielami pierwszej grupy są: pomurnik *Tichodroma muraria*, płochacz halny *Prunella collaris*, czy nagórnik *Monticola saxatilis* – gniazdujące licznie w górach południowej Europy, a znacznie rzadziej w Polsce. Natomiast do drugiej grupy, z gatunków występujących w Polsce, można zaliczyć dzięcioła trójpalczastego *Picoides tridactylus*, orzechówkę *Nucifraga caryocatactes*, czy drozda obroźnego *Turdus torquatus*. Można jeszcze wyróżnić trzecią grupę, czyli gatunki związane z pewnymi cechami siedliska charakterystycznymi dla gór, np. wartkim nurtem potoków (pluszcz *Cinclus cinclus*, pliszka górską *Motacilla cinerea*) czy halami (siwerniak *Anthus spinoletta*). Cechą wspólną wszystkich tych gatunków jest występowanie w górach, przy jednoczesnym braku występowania lub ograniczonym występowaniu na terenach nizinnych.

W badaniach związanych z ekologią i występowaniem awifauny w górach, oprócz badań nastawionych na testowanie przewidywań wynikających bezpośrednio z reguły Rapoporta (np. Ruggiero i Lawton 1998), próbuje się zazwyczaj określić pionowy zasięg gatunków, w tym przykładowo wysokość minimalną czy maksymalną, albo preferowany jej zakres (Moreira 2004, Carrascal i Palomino 2006, Sim i in. 2007). Badano również

związki podstawowych parametrów zgrupowań ptaków: liczby gatunków i liczebności z gradientem wysokości (Farina 1997, Wuczyński 1997). W badaniach czynników odpowiedzialnych za zmiany w występowaniu ptaków w leśnym parku narodowym w Bawarii wykazano, że największe różnice w składzie gatunkowym zgrupowań były związane z wysokością (Moning i Müller 2008). Niestety, autorzy cytowanej pracy nie brali pod uwagę samej wysokości, jako zmiennej objaśniającej. Generalnie, wysokość jest w literaturze rzadko brana pod uwagę jako czynnik o potencjalnym wpływie na występowanie gatunków, szczególnie w tak umiarkowanym gradiencie, jak w badaniach przeprowadzonych przeze mnie, tj. 152–709 m n.p.m. Tymczasem w modelach jednoczynnikowych zmienna ta okazała się statystycznie istotna dla 14 z 19 najczęściej występujących gatunków. W analizie wieloczynnikowej zmienna znalazła się w modelu w przypadku 9 gatunków, co stanowi niemal połowę wszystkich analizowanych gatunków. W tym wypadku trzeba jednak pamiętać o interakcjach ze zmienną KRAINA, ponieważ są to zmienne nadmiarowe w stosunku do siebie, innymi słowy niosące podobny zakres informacji. Patrząc na wszystkie analizy łącznie, statystyczna istotność zmiennych WYSOKOŚĆ lub KRAINA nie została wykazana w żadnej z analiz jedynie w przypadku dwóch gatunków spośród 19 badanych: gąsiora i cierniówki.

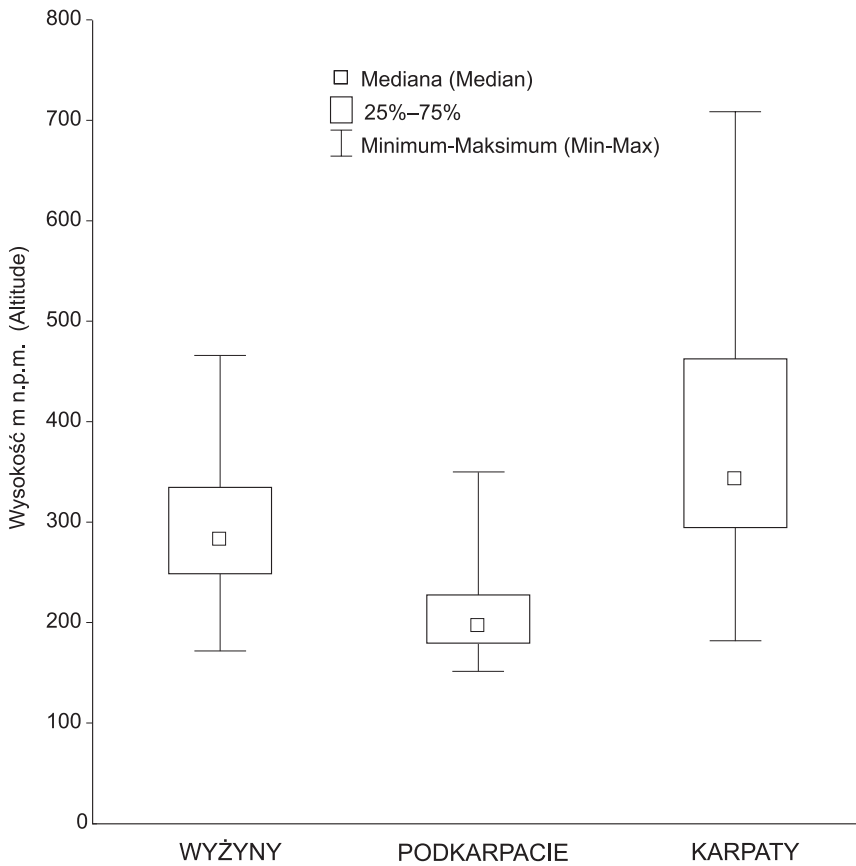
Skąd aż takie duże znaczenie tych czynników, raczej rzadko sygnalizowane dotychczas w literaturze? Z pewnością Małopolska stwarza bardzo dobre warunki do badania wpływu zmiennych o charakterze biogeograficznym. Gradient zmienności warunków naturalnych jest w regionie szeroki, a dodatkowo kraina wyżyn (WYŻYNY) znajdująca się najbardziej na północ, jest oddzielona od położonej najbardziej na południe krainy gór (KARPATY) pasmem nizin (PODKARPACIE), przez co różnice składające się na odrębność każdej z krain są wyraźne. Jest to również widoczne, jeśli porównać wysokość położenia powierzchni badawczych w poszczególnych krainach geograficznych (Ryc. 48).

Uzyskane wyniki pozwalają podzielić gatunki na:

- 1) wykazujące preferencje do występowania na terenach nizinnych,
- 2) preferujące wyższe położenia,
- 3) nie wykazujące preferencji związanej z wysokością.

Na podstawie wyników analizy różnic przeciętnych wartości zmiennej WYSOKOŚĆ na powierzchniach z występowaniem gatunku i powierzchniach, na których go nie stwierdzono, do pierwszej grupy można zakwalifikować: czajkę, przepiórkę, kuropatwę, pliszkę żółtą, potrzescza, srokosza, potrzosa, ortolana, skowronka i łożówkę. Najmniej licznie występowały one w Karpatach (ortolan w ogóle nie był stwierdzony na powierzchniach położonych w krainie geograficznej KARPATY), a najliczniej – zwykle w krainie PODKARPACIE. Jedynie skowronek, potrzescz i kuropatwa liczniej występowały w krainie WYŻYNY, przy czym na Podkarpaciu stwierdzane były również znacznie częściej niż w Karpatach. Znaczenie wysokości potwierdzają wyniki uogólnionych modeli liniowych – dla wszystkich wymienionych wyżej gatunków, z wyjątkiem skowronka, w modelu znalazła się jedna ze zmiennych: WYSOKOŚĆ lub KRAINA.

Do grupy gatunków preferujących tereny wyżej położone można zaliczyć na podstawie uzyskanych wyników: makolągwę, derkacza, trznadla i pokląskwę. Wszystkie występowały najczęściej w Karpatach. Zmienna WYSOKOŚĆ była natomiast statystycznie nieistotna dla świergotka łąkowego, gąsiora, mazurka, kłaskawki i cierniówki. Jednak jeśli spojrzeć na wartości średnie i mediany uzyskane dla tej zmiennej, z podziałem na po-



Ryc. 48. Porównanie wysokości położenia powierzchni badawczych (m n.p.m.) w trzech wyróżnionych krainach geograficznych

Fig. 48. The comparison of the absolute elevation of the study plots (m a.s.l.) in the three geographical regions distinguished in this study

wierzchnie, na których gatunki występowały i nie występowały (Tab. 7), widać niekiedy spore różnice, zwłaszcza w przypadku świergotka łąkowego. Gatunek ten najliczniej występował w Karpatach, ale równocześnie najmniej licznie w krainie WYŻYNY. Różnice te odnajdujemy w pozostałych analizach. Wpływ zmiennej WYSOKOŚĆ wykazany został dla świergotka łąkowego w modelu GLZ (Tab. 22). Można domyślać się, że prawdopodobieństwo występowania gatunku będzie rosło wraz ze wzrostem wysokości, przede wszystkim na terenach bardziej wilgotnych. Na suchych powierzchniach w krainie WYŻYNY gatunek ten najczęściej nie występował. Z kolei dla kłaskawki wykazany został wpływ krainy geograficznej (Tab. 15), a uogólniony model liniowy uściślił, że gatunek liczniej występuje w Karpatach w stosunku do Wyżyn, mimo że liczba stwierdzeń gatunku zmniejszała się wraz ze zwiększaniem się wysokości położenia powierzchni (Tab. 36). Zmniejszenie częstości występowania wraz ze wzrostem wysokości zostało również wykazane dla mazurka (Tab. 33).

Badania wpływu wysokości na parametry występowania bądź liczebności gatunków na terenach rolniczych nie były do tej pory częste. Farina (1997) wykazał ujemną zależ-



ność liczby gatunków i liczebności ptaków wraz ze wzrostem wysokości nad poziom morza w agroekosystemach Toskanii. Tymczasem Moreno-Rueda i Pizarro (2007) zauważyli, że im większe było zróżnicowanie wysokości w kwadratach 10×10 km, w których prowadzili badania w Hiszpanii, tym większe było bogactwo gatunkowe ptaków. Buckingham i in. (2006), szukając czynników mających wpływ na przydatność łąk jako miejsc żerowiskowych dla ptaków, uwzględnili w badaniach także wysokość. Zmiana ta nie miała istotnego znaczenia dla żadnego gatunku, jednak badania wykonywano w bardzo niewielkim zakresie wysokości: od 21 do 260 m n.p.m. (średnia 103). Stosunkowo obszernych danych do porównań dostarczają prace prowadzone w Szwajcarii przez Schifferliego i in. (1999), gdzie większość badanych terenów znajdowała się na wysokości 400–800 m n.p.m., a niektóre dochodziły nawet do 1800 m n.p.m. Podobnie jak w badaniach prowadzonych przeze mnie, do gatunków preferujących tereny wyżej położone należała m.in. pokląskwa. Wysokość była zmienną o największym wpływie na zagęszczenie tego gatunku. Odwrotny wynik niż w badaniach prowadzonych przeze mnie, autorzy uzyskali natomiast dla skowronka, który nieoczekiwanie zwiększał zagęszczenie wraz wysokością. Autorzy ci tłumaczą to efektem pośrednim (wysokość rozpatrywana była łącznie z innymi zmiennymi w analizie czynnikowej), ponieważ – jak sami zauważają – proporcja pól uprawnych w siedlisku (dobry predyktor występowania skowronka), zmniejszała się wraz z wysokością na korzyść łąk i nieużytków. Należałoby więc oczekiwać raczej zależności odwrotnej. Taką właśnie zależność, czyli preferowanie niżej położonych łąk przez skowronka w Alpach włoskich wykazała Laiolo i in. (2004). Uzyskany wynik autorzy ci łączą z prowadzeniem wypasu w niższych położeniach górskich, dzięki czemu pokrywa roślinna była tam niska, podczas gdy w wyższych położeniach siedlisko było mniej korzystne. Analogiczną zależność wykazano w cytowanej pracy dla makolągwy. Z kolei Chamberlain i Fuller (2000), szukając czynników odpowiedzialnych za lokalne zanikanie gatunków w okresie 20 lat badań w Anglii i Walii, zauważyli, że pomimo dużych zmian użytkowania, wysokość nad poziom morza jest dobrym predyktorem lokalnych ekstynkcji u potrzosa.

Badania empiryczne, w których jakaś zmienna mająca kontekst biogeograficzny miała istotny wpływ na awifaunę, jednoznacznie wskazują, że zmienność w gradiencie wysokości nad poziom morza można rutynowo uznać za obecną (Böhning-Gaese 1997, Fuller i in. 1997, Boulinier i in. 2001, Radford i in. 2005, Bennett i in. 2006). Upraszczając całe zagadnienie można powiedzieć, że im większy areał obejmują dane badania, tym większe jest na ogół zróżnicowanie badanych zmiennych, a przez to prawdopodobieństwo wykrycia istotnych zależności może być łatwiejsze. I tak wszelkie dane zebrane wzdłuż gradientu wysokości odzwierciedlają złożony wpływ zmiennych o znaczeniu regionalnym oraz zjawisk zależnych od wysokości, szczególnie związanych z klimatem (Körner 2007). Należy o tym pamiętać, gdy porównujemy wyniki badań wyciągając wnioski o podobieństwach lub różnicach w gradiencie wysokości. Wykazywany dla części gatunków w niniejszych badaniach wpływ krainy geograficznej może np. świadczyć o tym, że jakiś czynnik, którego nie brałem w analizie pod uwagę, jest z wysokością skorelowany. W ten sposób statystycznie istotna może okazać się w badaniach zmienna, która w rzeczywistości nie ma wpływu na objaśniany parametr. Jeśli przykładowo, w Małopolsce występowałyby duże różnice w typie gospodarki rolnej na terenach położonych na różnych wysokościach, np. brak pewnych upraw na terenach wyżej położonych, albo pojawienie



się na dużą skalę określonego typu wypasu (np. owiec), istniałyby wyraźne przesłanki, że wpływ wysokości na występowanie ptaków może być pochodną innych czynników. Oznacza to, że analizy przeprowadzone w dużej skali, dla gatunków, dla których mają istotne znaczenie cechy współzależne związane z wysokością, lecz nie brane pod uwagę bezpośrednio mogą niekiedy prowadzić do błędnych wniosków.

Dlatego, by dysponować mocniejszymi argumentami uzasadniającymi występowanie ptaków, wyniki badań lepiej analizować w mniejszej skali np. regionalnie, a jeśli region jest zróżnicowany pod względem cech fizycznogeograficznych (jak w przypadku południowej Polski), nawet w obrębie mniejszych jednostek (Flade i in. 2006). Wydaje się, że takie różnice mogą być obserwowane już na poziomie mezoregionów w klasyfikacji fizycznogeograficznej Kondrackiego (2000). Powyższe spostrzeżenia dotyczą prawdopodobnie w większym stopniu gatunków o nierównomiernym rozmieszczeniu, np. takich, których naturalny zasięg nie obejmuje jednej z analizowanych jednostek podziału fizycznogeograficznego. Problem dotyczy w większym stopniu zróżnicowanych pod względem fizjografii regionów, o większym gradiencie wysokości – w Polsce są nimi np. Małopolska czy Śląsk, a w znacznie mniejszym – regionów o niewielkim gradiencie wysokości, takich jak np. Mazowsze czy Wielkopolska.

## 5.5. Występowanie gatunków a kontekst zarządzania

### 5.5.1. Rozdrobnienie pól

Specyfika rolnictwa w południowej Polsce przejawia się, jak już wspominałem, m.in. dużym rozdrobnieniem gospodarstw i samych użytków rolnych. Uzmysławiają to niezwykle wysokie wartości statystyk dla zmiennej określającej stopień rozdrobnienia pól na powierzchni badawczej (MOZAIKA). Średnio 11 odrębnych użytków rolnych/pól (mediana = 10) w granicach powierzchni badawczej o wielkości 3,14 ha, to prawdopodobnie wynik adekwatny do stanu struktury obszarowej rolnictwa Małopolski w okresie badań. Powierzchni badawczych z maksymalnie trzema użytkami było łącznie tylko 37 (9,7%), a najwyższa liczba odrębnych użytków na jednej powierzchni badawczej wyniosła aż 45, przy czym były to rzeczywiście odrębne działki, a nie ogródki przydomowe, w pobliżu których powierzchni badawczych nie wyznaczano.

Jak się okazuje, taka struktura rolnictwa i związane z nią sposoby gospodarowania sprzyjają występowaniu ptaków. Rozdrobnienie pól okazało się zmienną statystycznie istotną dla występowania 8 gatunków w analizie jednoczynnikowej. Dla kolejnych dwóch gatunków: srokosza i pliszki żółtej, wyniki były bliskie istotności ( $p = 0,07$ ). Co ciekawe, spośród wszystkich gatunków, tylko w przypadku pokląskwy liczba stwierdzeń była niska, gdy wskaźnik mozaikowości był na powierzchni badawczej wysoki. Rozpowszechnienie pozostałych gatunków było tym większe, im większe było rozdrobnienie pól. Wynik został potwierdzony w analizie wieloczynnikowej w modelach uzyskanych dla przepiórki, trznadla, gąsiora i kuropatwy. Dodatkowo, modele GLZ wykazały statystyczną istotność rozdrobnienia pól dla srokosza, potrzęsca i pliszki żółtej, zaś zmienna ta nie znalazła się w modelach dla skowronka, derkacza, pokląskwy i ciemiówki.

Wynik uzyskany dla pokląskwy wiąże się prawdopodobnie z tym, że gatunek ten zdecydowanie preferuje łąki i nieużytki, a w czystych uprawach osiedla się znacznie rzadziej.

Tymczasem rozdrobnienie działek rolnych w Małopolsce dotyczy upraw w znacznie większym stopniu niż użytków zielonych. Brak zmiennej MOZAIKA w modelach GLZ dla pozostałych trzech gatunków, dla których zmienna była statystycznie istotna w analizie jednoczynnikowej sugeruje, że w zestawieniu z innymi czynnikami rozdrobnienie pól ma mniejsze znaczenie dla tych gatunków. I rzeczywiście, zarówno skowronek, jak i derkacz czy cierniówka notowane były również na powierzchniach o niewielkim rozdrobnieniu działek. Prawdopodobnie zatem inne zmienne, powiązane z rozdrobnieniem pól, mają większy wpływ na ich występowanie, np. zwarcie roślinności zielonej (skowronek, derkacz), czy obecność zakrzewionych miedz lub innych nieużytków (cierniówka).

Herzog i in. (2006) na podstawie danych z kilku krajów europejskich testowali m.in. hipotezę, czy mała różnorodność użytków rolnych wiąże się z wyższą intensywnością gospodarowania. W większości krajów zaobserwowali jednak zależność odwrotną, tzn. wzrost intensywności przy wzroście różnorodności upraw, przy czym z jednym wyjątkiem (Belgia) wyniki nie były statystycznie istotne. Chociaż podobną tendencję w Małopolsce obserwowałem w okresie badań np. w okolicach Krakowa, gdzie rolnicy wykorzystują nawet niewielkie działki na intensywne uprawy warzywne, często pod folią, to jednak w skali całego regionu można zaryzykować tezę, że rozdrobnienie działek rolnych jest czynnikiem o dodatnim wpływie na występowanie ptaków na terenach rolniczych. To spostrzeżenie prawdopodobnie nie dotyczy siedlisk wilgotnych wykorzystywanych przez siewkowce, np. kulika wielkiego, krwawodzioba czy rycyka. Jednak na powierzchniach badanych przeze mnie gatunki te były stwierdzane na tyle rzadko, że nie można dla nich przedstawić wiarygodnej analizy.

Podobny mechanizm wyboru siedliska do wymienionych wyżej gatunków siewkowych jest charakterystyczny dla innego gatunku z tego rzędu – czajki, znacznie bardziej rozpowszechnionej na terenach rolniczych. Średnia i mediana dla zmiennej MOZAIKA były wyższe na powierzchniach, na których czajka nie występowała, niż na powierzchniach na których występowała (por. Tab. 13). Niezależnie od wyników analiz statystycznych, łatwo zauważyć w Małopolsce tendencję do osiedlania się czajki w uprawach. Można przypuszczać, że warunkiem, który musi być koniecznie spełniony, by gatunek ten osiedlił się w uprawie, jest zapewnienie ptakom możliwości swobodnego wygrzebania dołka w ziemi na zrobienie gniazda i złożenie jaj, a także zachowanie odpowiedniego zwarcia roślinności. Uprawa powinna być na tyle luźna, by umożliwiać żerowanie, a w okresie wychowu piskląt wyrastać już na tyle, by ukryć szybko rosnące pisklęta. Są to właściwie uniwersalne warunki, które muszą być spełnione u zagniazdowników budujących gniazda na ziemi, by lęg miał pomyślny przebieg (Pärt i Söderström 1999). Nie spełnia ich np. nieużytek z grubym wołokiem martwych szczątków roślinnych lub zwarta ozimina.

Wszystkie wymienione wyżej cechy spełnia natomiast uprawa kukurydzy w początkowych etapach wzrostu. Ponieważ czajka gniazduje stosunkowo wcześnie, okres zakładania gniazd w Małopolsce pokrywa się z przygotowaniem pól pod uprawy kukurydzy i ich początkowym wzrostem. Pisklęta są zagniazdownikami, mają się zatem gdzie schronić, gdy uprawa już trochę podrośnie, a równocześnie pokrywa roślin wcięż jest na tyle niska i luźna, by umożliwiać żerowanie i uważną obserwację otoczenia (Ryc. 49). Tak jest prawdopodobnie aż do czasu, gdy młode zaczynają latać, a wówczas ptaki mogą przenieść się w bardziej sprzyjające miejsca. Zbieżność fenologii rozrodu czajki i wzrostu kukurydzy zdecydowała prawdopodobnie o popularności tej uprawy jako miejsca lego-



Ryc. 49. Intensywne uprawy kukurydzy były w okresie badań ważnym siedliskiem lęgowym czajek w południowej Polsce (fot. Stanisław Tworek)

Fig. 49. During the study period, intensively cultivated maize fields were important breeding habitats for lapwings in southern Poland (photo by Stanisław Tworek)

wego gatunku. Inną prawidłowością obserwowaną podczas badań, było przemieszczanie się piskląt z miejsca gniazdowania w kukurydzy w sąsiednie uprawy o wyższej roślinności, stanowiącej lepsze ukrycie dla ptaka w przypadku, gdy uprawa kukurydzy była zbyt niska, np. wskutek późnego wysiewu, zalania itp. Można się spodziewać, że w przypadku gatunków o zbliżonej do czajki strategii życiowej, jako siedlisko lęgowe preferowana będzie mozaika pól dająca jednocześnie możliwość gniazdowania, zdobywania pokarmu i ukrywania się piskląt (Tworek 2002, 2007a). Podobny efekt różnorodności wysokości roślinności, a dzięki temu istnienia odpowiednich miejsc do żerowania i do ukrycia się, można uzyskać dzięki prowadzeniu wypasu na łąkach i pastwiskach. Utrzymywana jest wówczas niska roślinność, którą czajka preferuje, a niewielkie kępy tzw. niedojadów służą ptakom jako miejsca ukrycia dla gniazd i piskląt (Durant i in. 2008).

Na znaczenie różnorodności elementów tworzących mozaikę w krajobrazach rolniczych dla ptaków i innych organizmów zwracano uwagę wielokrotnie (Ryszkowski i Bałazy 1994, Tworek 1998, Kosiński i Tryjanowski 2000, Tworek 2001c, Bennett i in. 2006). Preferowanie rozdrobnienia siedlisk przez gatunki ptaków gniazdujące w krajobrazach rolniczych wykazywano z Anglii (Vickery i in. 2004). Brambilla i in. (2008) opisali dodatnią zależność między mozaikowością terenów rolniczych a występowaniem cierlika *Emberiza cirulus* we Włoszech. Korzystny wpływ rozdrobnienia siedlisk na różnorodność i zagęszczenie awifauny w krajobrazie rolniczym wschodniej Polski podkreślali również Goławski i Dombrowski (2004). Znaczenie mozaikowości upraw i krajobrazu, określanej jako heterogeniczność, dla awifauny lęgowej podkreślała Laiolo (2005). Spośród gatunków nieleśnych autorka wykazała dodatni związek heterogeniczności z gniazdowaniem

skowronka, cierniówki, sroki, szpaka i ortolana na poziomie krajobrazu oraz skowronka, pliszki żółtej, szpaka, mazurka i ortolana na poziomie siedliska. Również Siriwardena i in. (2001) potraktowali mozaikowość krajobrazu rolniczego jako heterogeniczność, przy czym kategorie gospodarowania rolniczego podstawili do wzoru na wskaźnik różnorodności gatunkowej Shannona, uzyskując wskaźnik heterogeniczności w siatce kwadratów o boku 10 km w Wielkiej Brytanii. Wyliczony w ten sposób wskaźnik miał istotne znaczenie dla co najmniej jednego z parametrów opisujących sukces lęgowy (5 różnych miar) w przypadku czterech z sześciu analizowanych w tej pracy gatunków: gila, makolągwy, skowronka i mazurka. Z jednym wyjątkiem (wzrost heterogeniczności zwiększał prawdopodobieństwo utraty gniazda z jajami u makolągwy), były to zależności dodatnie. Autorzy nie wykazali natomiast statystycznej istotności dla wpływu heterogeniczności na sukces lęgowy u potrzosa i trznadla. Dla występowania tego ostatniego gatunku statystycznie istotny, dodatni wpływ mozaikowości i heterogeniczności siedliska wykazał natomiast Kujawa (2006). Chamberlain i in. (2000a), porównując zmiany gospodarowania w różnych okresach w Anglii i Walii, zauważyli, że różnorodność upraw ma na tyle istotne znaczenie dla skowronka, że może nawet maskować niekorzystny wpływ innych czynników, np. zwiększanie udziału ozimin kosztem zbóż jarych.

Jak ważne jest rozdrobnienie pól, podkreślał Henderson i in. (2009), wykazując, że zwiększanie powierzchni monokultur rolniczych powodowało u wielu gatunków rozszerzenie wielkości terytorium zerowiskowego. Prace nad biologią lęgową i ekologią kilku gatunków ptaków polnych w Wielkiej Brytanii (kuropatwa, góropatwa czerwona *Alectoris rufa*, trznadel, mazurek, potrzos) wykazały, że gatunki te żerują w promieniu 500 m od gniazda (Green 1984, Stoate i in. 1998, Brickle i Peach 2004, Field i Anderson 2004). Zwiększanie powierzchni monokultur rolniczych powyżej 1 km<sup>2</sup> zmusza dorosłe ptaki do odbywania dłuższych przelotów, zwiększając koszty reprodukcji i obniżając wskaźnik przeżywalności w dłuższym okresie czasu (Henderson i in. 2009). Zwiększenie wielkości terytorium lęgowego zmniejsza również pojemność siedliska, co w praktyce odbija się na zmniejszeniu zagęszczenia ptaków.

Bardzo ciekawego wyliczenia dokonali ostatnio Rodriguez i Wiegand (2009). Określili oni próg wielkości działki rolnej, powyżej którego efektywność mechanizacji wzrasta już tylko w sposób nieznaczny. Wynosi on 1–2 ha, zatem wielohektarowe monokultury nie mają prawdopodobnie tak dużego ekonomicznego uzasadnienia, jak do tej pory przypuszczano. Jest to ważna wskazówka praktyczna do uwzględnienia w programach rolnośrodowiskowych i w zarządzaniu, szczególnie na poziomie gminy, np. w kwestiach dotyczących scalania gruntów. Komasaacja gruntów rolniczych w warunkach bardzo rozdrobnionych działek rolnych w Małopolsce nie powinna przekraczać wyliczonego progu, a rozległe, intensywnie uprawiane pola powinny być przegradzane szerokimi miedzami, na których mogą wyrosnąć krzewy. Pełnią one dodatkowo funkcję ochronną zapobiegając erozji gleby (Rodriguez i Wiegand 2009).

### 5.5.2. Intensywność gospodarowania

Intensywne rolnictwo krajów UE już od dawna postrzegane było jako zagrożenie dla różnorodności ptaków, a ekstensyfikacja produkcji rolnej – jako najprostsza droga do odwrócenia niekorzystnych trendów (Pain i in. 1997, Chamberlain i in. 2000a, Siriwar-



dena i in. 2001, Kuitunen i in. 2003). I choć mechanizmy spadku liczebności ptaków w poszczególnych krajach bywają różne (Atkinson i in. 2005, Wretenberg i in. 2006), panuje przekonanie, że nie da się zatrzymać tego procesu bez zmiany sposobów gospodarowania (Bracken i Bolger 2006). Wyniki badań prowadzonych przez mnie potwierdzają tę tezę w przypadku większości gatunków. Jak jednak interpretować wyniki wskazujące na preferowanie przez skowronka i pliszkę żółtą powierzchni o intensywnym typie gospodarowania rolniczego (por. Tab. 17, 21)? A może sposób gospodarowania określany w Małopolsce jako intensywny nie jest tożsamy z tym, co pod tym terminem kryje się w tzw. starych krajach UE?

Publikowano wprawdzie prace, w których podkreślano, że intensyfikacja rolnictwa nie jest jednakowo szkodliwa dla wszystkich ptaków i pewne gatunki mogą nawet na niej korzystać (Gregory i Marchant 1996, Allen i O'Connor 2000, Barnett i in. 2004), ale autorzy sugerujący taką możliwość na ogół nie wskazywali jako beneficjentów typowych gatunków polnych. W ostatnim czasie w badaniach prowadzonych w Argentynie wykazano, że na terenach rolniczych prawdopodobieństwo występowania pięciu gatunków rosło przy zwiększaniu się intensywności gospodarowania (Filloy i Bellocq 2007). Jako wskaźnika intensywności rolnictwa autorzy pracy używali jednak procentowego udziału terenów przeznaczonych pod uprawy w powierzchni badawczej (im większa proporcja upraw, tym większa intensywność), co czyni wyniki podobnymi do uzyskanych przez mnie (wyższe prawdopodobieństwo występowania kilku gatunków przy zwiększaniu się powierzchni wybranych upraw).

Wyjaśnienia nieoczekiwanych wyników uzyskanych w niniejszej pracy dla skowronka i pliszki żółtej należy szukać najpierw w metodyce badań. Częstym wskaźnikiem ekstensywnego rolnictwa w prowadzonych przez mnie badaniach była obecność na powierzchni łąk i pastwisk, które – przede wszystkim wskutek załamania się hodowli krów – przeszły w wybitnie ekstensywną formę użytkowania. Warto jednak zauważyć, że wyższy udział trwałych użytków zielonych charakteryzuje raczej ekstensywny typ użytkowania również w innych krajach europejskich (Herzog i in. 2006). Użytkom zielonym często towarzyszyły w Małopolsce ugory i odłogi, które w okresie przed wejściem Polski do UE stanowiły u nas ok. 11% wszystkich terenów rolniczych (Marks i Nowicki 2002). Wysoki odsetek odłogów i ugorów wśród gruntów rolnych utrzymuje się wciąż w większości województw, w których zlokalizowane były powierzchnie badawcze. W 2005 roku najwyższy był w województwie podkarpackim (18,1%) i śląskim (16,4%), a niższy w województwach małopolskim (11,0%) i świętokrzyskim (8,0%) (GUS 2006). Na niekoszone łąki i na odłogi szybko wkraczają szuwary, krzewy itp., które nie stanowią optymalnego siedliska dla ptaków preferujących roślinność niską, luźno rosnącą, w tym dla skowronka i pliszki żółtej (Scozzafava i de Sanctis 2006). Równocześnie, skowronek i pliszka żółta były zazwyczaj jedynymi gatunkami, które występowały na bardziej mozaikowych, ale intensywnie użytkowanych powierzchniach badawczych wyznaczonych w uprawach. Tak więc, uzyskany dla tych gatunków wynik dla zmiennej GOSPODARKA bardziej podkreśla znaczenie użytkowania rolniczego jako takiego, niż preferowanie intensywnej formy gospodarowania.

Z danych GUS wynika ponadto, że województwa, w obrębie których zlokalizowane były powierzchnie badawcze, mają wciąż najniższy w Polsce wskaźnik zużycia nawozów sztucznych na 1 ha użytków rolnych. Przykładowo, średnie roczne zużycie



nawozów azotowych waha się od 32,3 kg/ha użytków rolnych w woj. małopolskim do 62,4 kg/ha użytków rolnych w woj. śląskim (GUS 2009b). Tymczasem w badaniach prowadzonych w Wielkiej Brytanii, gospodarstwa ze zużyciem nawozów azotowych poniżej 50 kg na hektar kwalifikowano już jako ekstensywne (Tallowin i in. 2005). Ten przykład pokazuje, że może istnieć spora rozbieżność co do znaczenia niektórych pojęć, którymi się powszechnie operuje.

Wyniki niniejszych badań znajdują potwierdzenie w literaturze. Kuitunen i in. (2003) porównywali występowanie ptaków w Karelii składającej się z intensywnie użytkowanej części fińskiej, z przewagą upraw i ekstensywnie użytkowanej części rosyjskiej, z przewagą pastwisk i zarastających nieużytków. Podczas gdy takie gatunki, jak derkacz czy świergotek łąkowy częściej występowały po stronie rosyjskiej, to trznadel i ortolan były liczniejsze w Finlandii. Chamberlain i in. (1999b) wykazali niższe zagęszczenie skowronka w Anglii na farmach o większej różnorodności upraw, co raczej wskazuje na to, że rodzaj uprawy ma dla tego gatunku większe znaczenie niż sposób gospodarowania. Natomiast w badaniach fińskich skowronek był stwierdzany zawsze, gdy płat terenów rolniczych przekraczał 11,5 ha (Piha i in. 2003). Może to oznaczać, że niezależnie od typu gospodarowania, gatunek ten wymaga obecności odpowiednio dużego płatu siedliska rolniczego.

Ekstensywne rolnictwo często uznawane było w literaturze za czynnik sprzyjający występowaniu ptaków w krajobrazie rolniczym. Podkreślano np. wyższy sukces lęgowy gatunków polnych uzyskiwany dzięki większemu zniesieniu czy trwałości gniazda (Eybert i in. 1995, Wilson i in. 1997, Eraud i Boutin 2002, Vickery i in. 2002). Woodhouse i in. (2005) wskazują ekstensywnie użytkowane pastwiska jako ważne siedlisko wielu gatunków, które w warunkach zrównoważonego gospodarowania osiągają wyższe zagęszczenia par lęgowych w porównaniu z podobnymi siedliskami użytkowymi intensywnie (np. kłaskawka, świergotek łąkowy, trznadel czy makolągwa). Nawożenie łąk istotnie zmniejszało prawdopodobieństwo występowania czajki i krwawodzioba we Francji (Durant i in. 2008). Stoate i in. (2000) wykazali w Anglii wyższe zagęszczenia potrzęsacza zarówno zimą, jak i w okresie lęgowym na terenach rolniczych użytkowanych ekstensywnie. Báldi i Faragó (2007) uzyskali silną zależność ujemną pomiędzy liczebnością kuropatwy na Węgrzech, a intensyfikacją rolnictwa mierzoną poprzez wielkość plonów i stopień zmechanizowania gospodarki rolnej. Ekstensyfikację praktyk rolniczych dla zahamowania spadku liczebności kuropatwy we Francji proponował też Pépin i in. (2008). Berg i Gustafson (2007) zauważyli, że im bardziej intensywne jest gospodarowanie na łąkach w Szwecji (koszenie, wypas, nawożenie), tym siedlisko jest mniej przyjazne dla derkacza i rzadziej przez niego wykorzystywane. W tym świetle trochę zaskakujące wyniki uzyskano analizując związki między gospodarowaniem rolniczym a trendami liczebności ptaków w Czechach (Reif i in. 2008). Okazało się, że w okresie największej intensyfikacji rolnictwa w tym kraju, liczebność większości gatunków była najwyższa. Szukając wyjaśnienia autorzy dochodzą do wniosku, że w różnych okresach czasu na obserwowane trendy liczebności gatunków mogą mieć wpływ odmienne czynniki, a niektóre podobieństwa między krajami w obserwowanych trendach liczebności nie muszą być wynikiem działania tych samych czynników na lęgowiskach, ale np. mogą wynikać ze wspólnego miejsca zimowania.

Revaz i in. (2008) badali liczebność ofiar, skład pokarmu, diety piskląt, wielkość terytorium i sukces lęgowy u kłaskawki na dwóch różnych typach powierzchni badawczych w Szwajcarii. Porównywali wymienione parametry na powierzchniach o tradycyjnej, eks-

tensywnej gospodarce oraz na powierzchniach o intensywnym gospodarowaniu, ale objętych programami rolnośrodowiskowymi (odłogowanie, utrzymywanie zakrzaczeń itp.). Okazało się, że dla większości badanych parametrów brak było istotnych statystycznie różnic między powierzchniami z tradycyjną gospodarką, a intensywnie użytkowanymi powierzchniami objętymi programem, a te, które stwierdzono, były zwykle na granicy istotności. Ten przykład pokazuje, jak skuteczne mogą być działania wspomagające, wprowadzane na terenach rolniczych z intensywną gospodarką.

Z kolei w badaniach nad pokarmem pokląskwy wykazano znacznie niższą liczebność i różnorodność owadów na łąkach użytkowanych intensywnie w porównaniu z łąkami użytkowanymi tradycyjnie. Owady na intensywnie użytkowanych łąkach były mniejsze, a jednocześnie poniżej przeciętnego rozmiaru owadów, jakie łowią pokląskwy karmiące pisklętą (Britschgi i in. 2006). Duże znaczenie dla pokląskwy miał również termin koszenia. Zbyt wczesny powodował zniszczenie gniazd i utratę lęgów, a także zmniejszenie bazy pokarmowej osobników lęgowych (Müller i in. 2005). Może to spowodować, że – nawiązując do teorii „źródło-ujęcie” (Pulliam i Danielson 1991) – populacja ze źródłowej staje się ujściowa i utrzymuje się tylko dzięki zasilaniu przez osobniki napływające z innych terenów. Autorzy obu prac na pokląskwie sugerują, że sposoby gospodarowania, które nie uwzględniają wykrytych przez nich zależności, to jedna z przyczyn spadku liczebności tego gatunku w Szwajcarii. W celu zahamowania dalszego spadku liczebności pokląskwy proponują zmiany terminów koszenia dla całego regionu alpejskich łąk w Szwajcarii i rotacyjne odłogowanie ok. 20% łąk, co powinno odbić się korzystnie również na liczebności innych gatunków ptaków (świergotka drzewnego i derkacza).

Genghini i in. (2006) wykazali, że z wyższym zużyciem pestycydów wiąże się mniejsza różnorodność gatunków w zgrupowaniach ptaków, głównie ze względu na mniejszy udział gatunków owadożernych. Boutin i in. (1999) dowiedli, że gatunki gniazdujące na terenach rolniczych wykazują różną wrażliwość na pestycydy. Najbardziej podatne są gatunki o małej plastyczności siedliskowej, przywiązane do konkretnego miejsca lub uprawy, ponieważ nie są w stanie uniknąć dużej dawki pestycydów, która jest stosowana w danym miejscu. Ten przykład pokazuje, że nawet jedna zmienna wzięta pod uwagę przy rozważaniu wpływu intensyfikacji rolnictwa na ptaki może zróżnicować gatunki pod względem ich wrażliwości na badany czynnik. Pośredni, ujemny wpływ pestycydów na sukces lęgowy lub kondycję i śmiertelność piskląt, poprzez redukcję bazy pokarmowej w postaci bezkręgowców, które są głównym pokarmem młodych, wykazywano u kuropatwy (Potts 1986, Panek 2005), potrzescza (Boatman i in. 2004), a szczególnie trznadla (Boatman i in. 2004, Morris i in. 2005, Hart i in. 2006). Mniej jednoznaczne wyniki uzyskano m.in. dla skowronka, mazurka, czajki, potrzosa, makolągwy, pliszki żółtej, gąsiorka i kilku innych gatunków, które nie są typowymi przedstawicielami awifauny terenów rolniczych (Campbell i in. 1997). Jednak inni autorzy zwracają uwagę, że wynik wpływu pestycydów na badany gatunek jest modyfikowany przez szereg czynników związanych ze strukturą przestrzenną siedliska i krajobrazu (Topping i Odderskaer 2004).

Kolejnym czynnikiem związanym z intensyfikacją rolnictwa, który dopiero w ostatnim czasie stał się obiektem badań, jeśli chodzi o odkrywanie zależności przyczynowo-skutkowych związanych ze spadkiem liczebności ptaków, jest degradacja gleb. Gilroy i in. (2008) wykazali silną zależność dodatnią między występowaniem pliszki żółtej

a przepuszczalnością gleby, co ma związek zarówno z dostępnością ofiar żyjących w glebie, jak i rodzajem uprawy, która może rosnąć na danym typie gleby. Temat jest wciąż w fazie tworzenia hipotez i z pewnością wart dalszych badań.

Bardzo ciekawego materiału, ze względu na podobieństwo wyników z uzyskanymi przeze mnie, dostarczył Schifferli i in. (1999). Autorzy porównali zagęszczenia ptaków na terenach użytkowanych intensywnie, ekstensywnie i pośrednio. Liczba gatunków na powierzchniach użytkowanych intensywnie była istotnie niższa niż na powierzchniach użytkowanych ekstensywnie i pośrednio. Biorąc pod uwagę dwa skrajne typy użytkowania, spośród 5 gatunków, dla których wyniki autorzy przedstawili w pracy, zagęszczenia pokląskwy, świergotka drzewnego, gąsiora i trznadla były istotnie wyższe na powierzchniach użytkowanych ekstensywnie, natomiast zagęszczenie skowronka było istotnie wyższe na powierzchniach użytkowanych intensywnie. Powierzchnie użytkowane ekstensywnie różniły się w tych badaniach od intensywnie gospodarowanych dużo wyższym udziałem terenów łąkowych – przede wszystkim suchych łąk, a także zakrzaczeń oraz proporcjonalnie niskim udziałem upraw. Autorzy konkludują, że w nowoczesnym rolnictwie pola uprawne oraz łąki i pastwiska są bardzo ważnym siedliskiem lęgowym i miejscem żerowania dla gatunków polnych, szczególnie dla skowronka (Schifferli i in. 1999). Najwyższe zagęszczenia skowronka na łąkach użytkowanych najbardziej intensywnie spośród czterech powierzchni badanych, wykazano także z Brandenburgii (Kujawa i Kujawa 2007).

### 5.5.3. Zaprzestanie prowadzenia gospodarki rolnej

W literaturze wykazywano, że w zależności od gatunku, odłogowanie terenów rolniczych może mieć zarówno dodatni, jak i ujemny wpływ na ptaki. Z jednej strony, ugory i odłogi mogą stanowić miejsca, gdzie częściej niż na terenach użytkowanych pojawiają się rzadkie gatunki ptaków (Suárez-Seoane i in. 2002), albo występują one w większych zagęszczeniach (Berg i Pärt 1994, Henderson i in. 2000a, Firbank i in. 2003). Z drugiej strony, podawane są przypadki negatywnego wpływu odłogowania na skład gatunkowy i liczebność ptaków (Farina 1997, Suárez-Seoane i in. 2002). Ze względu na przyczynę powstania, odrębną kategorię stanowią odłogi znane w krajach UE jako tzw. *set-asides*. Początkowo wprowadzone zostały w celu zahamowania nadmiernej produkcji i nadwyżek żywności wyprodukowanej dzięki Wspólnej Polityce Rolnej, z czasem stały się częścią programów rolnośrodowiskowych (Sotherton i in. 1994). W krajach tzw. starej Unii w latach 2003–2004 zajmowały one 12,4% użytków rolnych (Berger i in. 2006). Wyróżnia się przede wszystkim dwa typy takich odłogów:

- rotacyjne – ze zmianą działki rolnej, która podlega ugorowaniu każdego roku;
- nierotacyjne – odłogowane przez kilka lat w jednym miejscu.

Obydwa typy, ale odłogi rotacyjne w większym stopniu, wskazywane są jako bardzo skuteczne narzędzie zwiększania liczebności i bogactwa gatunkowego ptaków w krajozbrazie rolniczym (Henderson i in. 2000a,b, Firbank i in. 2003). Jednak van Buskirk i Willi (2004), analizując dużą liczbę badań wykonywanych na tego rodzaju odłogach, wykazali jednoznacznie, że im starszy odłóg, tym mniejsze bogactwo gatunkowe, co związane jest ze zmianami struktury roślinnej i w konsekwencji – bazy pokarmowej. Co ciekawe, nawet w krajach o podobnej awifaunie mogą występować różnice w preferowaniu

typów odłogowania przez ptaki, co wymaga indywidualnego podejścia w każdym kraju i wypracowania własnych, najbardziej efektywnych w danym kraju pakietów rolnośro-dowiskowych (Bracken i Bolger 2006). Potwierdzają to również badania prowadzone w Szwajcarii, która, nie będąc członkiem UE, wypracowała odrębne programy rolnośro-dowiskowe (Herzog i in. 2005).

Badania składu gatunkowego i liczebności ptaków na odłogowanych polach w woj. dolnośląskim również wykazały, że pewne gatunki wyraźnie preferują takie tere-ny, natomiast inne występują na nich stosunkowo rzadko (Orłowski 2005c). Wyniki oma-wiane w cytowanej pracy stanowią cenny materiał do porównań z wynikami uzyskanymi w badaniach prowadzonych przeze mnie, ponieważ pochodzą z bliskiego geograficz-nie regionu i z podobnego okresu. Zasadnicze różnice dotyczą tylko dwóch gatunków: występowanie trznadla i gąsiorka na powierzchniach z odłogami było w moich ba-daniach częstsze niż na powierzchniach bez odłogów, podczas gdy na Dolnym Ślą-sku trznadel był stwierdzony zaledwie na jednym odłogu, a gąsiorok na pięciu spośród 67 badanych. Ta rozbieżność wynika prawdopodobnie z faktu, że wymienione gatunki są na Dolnym Śląsku rzadsze niż w Małopolsce. Autor wskazuje ponadto, że głów-nym składnikiem roślinności odłogowanych pól były wysokie trwałe byliny, nic nie wspomina natomiast o obecności drzew i krzewów, a brak zadrzewień i zakrzaczeń tłumaczyłby sporadyczne występowanie trznadla i gąsiorka. W innym miejscu autor tłumaczy powszechne występowanie cierniówki na nieużytkach pozbawionych krze-wów nową adaptacją tego gatunku. Prawdopodobnie mogła ona wytworzyć się przy braku zarośli krzewiastych na badanym terenie. Na zarastających bylinami odłogach pozbawionych krzewów, cierniówki były również stosunkowo często obserwowane w badaniach prowadzonych przeze mnie.

Badania liczebności i składu gatunkowego zgrupowań ptaków winnic oraz łąk i pa-stwisk na Węgrzech wykonali Verhulst i in. (2004). Autorzy porównali wyniki uzyskane w trzech typach winnic o odrębnym sposobie użytkowania: opuszczone, ekstensywnie użytkowane i intensywnie użytkowane. Spośród 19 gatunków, dla których wyniki zamieszczono w cytowanej pracy, większość osiągała najwyższą liczebność w winnicach nieużytkowanych lub użytkowanych ekstensywnie. Zgrupowania ptaków winnic użytko-wanych intensywnie charakteryzowały najniższe wartości takich parametrów, jak: liczba gatunków, liczebność, różnorodność gatunkowa i równomierność struktury dominacji. Pomimo tego, w intensywnie użytkowanych winnicach liczebność makolągwy i szczy-gła była najwyższa ze wszystkich grup, liczebność skowronka w winnicach użytkow-nych intensywnie była wyższa niż w winnicach użytkowanych ekstensywnie, a liczeb-ność kłaskawki była w obu typach winnic taka sama. Podobne wyniki autorzy uzyskali dla łąk, z tym, że wyróżnili tutaj dodatkowo czwartą grupę – prywatne łąki intensywnie użytkowane i silnie nawożone. Zgrupowania takich łąk charakteryzowały zdecydowanie najniższe wartości liczby gatunków, liczebności oraz wskaźników różnorodności gatun-kowej i równomierności struktury dominacji. Jednak, co ciekawe, liczebność skowronka na intensywnie użytkowanych łąkach była niewiele niższa, niż na położonych w parku narodowym łąkach użytkowanych ekstensywnie, natomiast była blisko dziesięciokrotnie wyższa niż na łąkach nieużytkowanych. Podobną zależność dla tego gatunku wykazano w Niemczech (Kujawa i Kujawa 2007). Również liczebność przepiórki na łąkach inten-sywnie nawożonych była wyższa niż na łąkach ekstensywnie użytkowanych (Verhulst

i in. 2004). Wyniki uzmysławiają, jak ważne dla niektórych gatunków jest użytkowanie rolnicze, nawet jeśli jest ono intensywne.

#### 5.5.4. Jak gospodarować nie szkodząc awifaunie?

Chociaż nie wykazano klarownej zależności pomiędzy wielkością działki rolnej a intensywnością gospodarowania (Herzog i in. 2006), powszechnie przyjmuje się, że cechą intensywnego rolnictwa jest m.in. wielkoobszarowość, natomiast rozdrobnienie i mozaikowość to wyznaczniki ekstensywnego rolnictwa. Dlatego wpływ zmiennych określających typ gospodarowania i stopień rozdrobnienia rolnictwa, ze względu na wzajemne powiązania, omówiłem razem.

Uzyskane przeze mnie wyniki jednoznacznie wskazują, że nie tylko intensyfikacja rolnictwa ma negatywny wpływ na awifaunę. Dla niektórych gatunków podobny skutek może mieć nadmierna ekstensyfikacja, której skrajnym przejawem jest zaprzestanie prowadzenia gospodarki rolnej na większych obszarach. W literaturze przeważało dotychczas przekonanie, że o ile w strefie śródziemnomorskiej odłogowanie dużych obszarów prowadzące do uproszczenia mozaiki terenów rolniczych ma negatywny wpływ na bioróżnorodność (Diaz i in. 1997, Farina 1997, Suárez i in. 1997, MacDonald i in. 2000), to w północnej Europie efekt zarzucania gospodarki rolnej raczej zwiększa różnorodność gatunkową (Suárez-Seoane i in. 2002, Verhulst i in. 2004). Z moich badań wynika, że zarówno intensyfikacja rolnictwa, jak i zaprzestanie prowadzenia gospodarki rolnej na dużych przestrzeniach mają negatywny wpływ na występowanie niektórych gatunków. Chociaż zjawisko zarzucania gospodarowania rolniczego niekoniecznie musi znaleźć bezpośrednie odzwierciedlenie w spadku bogactwa gatunkowego ptaków czy nawet różnorodności biologicznej, to w przypadku ochrony konkretnych, rzadkich lub zagrożonych gatunków ptaków może dawać efekt podobny do intensyfikacji rolnictwa. Verhulst i in. (2004) stwierdzili w porzucanych winnicach zbliżoną liczbę gatunków i liczebność ptaków, jak w ekstensywnie użytkowanych, a na porzuconych pastwiskach liczba gatunków i liczebność były nawet najwyższe. Jednak autorzy ci zwracają uwagę na zmianę składu gatunkowego awifauny z typowego zgrupowania gatunków polnych w ekstensywnie użytkowanych winnicach, na łąkach i pastwiskach, w kierunku zgrupowania z awifauną leśno-zaroślową w siedliskach nieużytkowanych. To przesunięcie składu gatunkowego pogłębia się wraz z postępującą sukcesją roślinności na porzuconym użytku rolnym w kierunku zgrupowania coraz bardziej typowego dla lasu.

Praktycznym wskazaniem z tej części dyskusji dla sposobów gospodarowania na terenach rolniczych jest więc ekstensyfikacja produkcji rolnej na obszarach obecnie intensywnie użytkowanych (Ryc. 50). Powinna ona odbywać się z zachowaniem dużej mozaikowości gruntów rolnych (jest to ważne, ponieważ w niektórych gminach przeprowadzana jest komasacja gruntów). Niemniej ważne jest zachowanie, albo – tam gdzie jest taka potrzeba – wprowadzanie zadrzewień liniowych (np. na miedzach) lub niewielkich skupisk drzew i krzewów, szczególnie w przypadku wielkoobszarowych monokultur. Jednak zalesianie większych działek rolnych bez uzasadnienia powinno być zabronione. Gospodarowanie rolnicze jako takie jest kluczowe, by zachować otwarty charakter siedliska i nie doprowadzić do zarośnięcia pola, łąki czy pastwiska drzewami i krzewami, ponieważ osiągnięcie takiego stanu jest równoznaczne z utratą siedliska dla gatunków charakterystycznych dla pól i łąk.





Ryc. 50. Charakterystyczne dla ekstensywnego gospodarowania było również bardzo już rzadkie w Małopolsce wykorzystywanie koni do prac polowych (fot. Stanisław Tworek)

Fig. 50. Using workhorses in the fields, although increasingly rare in the Małopolska region, was also typical of extensive farm management (photo by Stanisław Tworek)

## 5.6. Zastosowanie metody punktowej liczeń ptaków w krajobrazie rolniczym

Liczenia ptaków metodą punktową są zwykle prowadzone wówczas, gdy metoda transektowa lub kartograficzna okazuje się mało praktyczna, np. teren badań jest zbyt obszerny, lub przeciwnie – stosunkowo niewielki albo krajobraz na obszarze badań na tyle zróżnicowany, że spenetrowanie całości może sprawiać trudności lub jest wręcz niemożliwe. Stosowanie metody punktowej na terenach otwartych nie jest tak częste jak w lasach, jednak w ostatnich latach również w takich środowiskach staje się coraz bardziej rozpowszechnione. W krajobrazach rolniczych metoda punktowa była stosowana zarówno w mozaice siedliskowej (np. Coreau i Martin 2007, Haslem i Bennett 2008b), na łąkach (np. Savard i Hooper 1995, Kati i in. 2009), ugorach i odłogach (np. Bracken i Bolger 2006, Scozzafava i De Sanctis 2006), jak i w uprawach (np. Kujawa 2000b, Laube i in. 2008). Podstawową zaletą metody punktowej jest wysoka efektywność: pozwala w krótkim czasie zebrać dane z rozległego obszaru. Praktycznie jedynym jej ograniczeniem jest możliwość szybkiego przemieszczania się w terenie, ponieważ ze względu na niebezpieczeństwo wielokrotnych rejestracji tych samych osobników, miejsca liczeń powinny być oddalone od siebie o co najmniej 200–300 metrów (Bibby i in. 1992), a w krajobrazie rolniczym nawet 500 metrów (Freemark i Rogers 1995).

Badaniami, w których metoda punktowa jest najczęściej wykorzystywana do rejestracji ptaków, są inwentaryzacje i monitoring (Ralph i in. 1995b, Fox 2004, Atkinson i in. 2005, Wretenberg i in. 2006, Nagy i in. 2009). Popularnym parametrem stanu populacji

uzyskiwanym w tych badaniach jest, oprócz liczebności i zagęszczenia, również rozpowszechnienie (ang. *occupancy*), tj. frekwencja powierzchni zasiedlonych przez dany gatunek (MacKenzie i in. 2002, Tyre i in. 2003, Gu i Swihart 2004). Ponieważ informacja taka jest łatwa do uzyskania, rozpowszechnienie jest parametrem bardzo wygodnym, szczególnie gdy zachodzi konieczność oceny stanu populacji na rozległym obszarze. Rozpowszechnienie jest jednym z podstawowych wyników uzyskiwanych w badaniach metodą punktową. Co więcej, gdy wielkość powierzchni badawczej jest w przybliżeniu równa wielkości terytorium gatunku (a ten warunek można w liczeniach metodą punktową w krajobrazie rolniczym spełnić dla większości gatunków, szczególnie przy zastosowaniu różnych przedziałów liczeń), wówczas ocena rozpowszechnienia jest zbliżona do oceny liczebności (Chylarecki 2009). Chociaż gatunki ptaków wykazują w swych zasięgach występowania wyraźną zmienność zagęszczeń (a w konsekwencji – liczebności), to jednak w skali geograficznej są one zwykle skorelowane z rozpowszechnieniem (Gaston 2003). W ten sposób zmiany w populacji są widoczne zarówno poprzez zmniejszenie lub zwiększenie liczebności w obrębie powierzchni zasiedlonych przez populację, jak i zwiększenie lub zmniejszenie liczby zasiedlonych powierzchni. Oznacza to, że rozpowszechnienie jest dla większości gatunków dobrym parametrem zastępczym dla ocen liczebności, a metody pozwalające na efektywne jego uzyskiwanie, w tym metoda punktowa, powinny znaleźć szersze niż dotychczas zastosowanie, szczególnie w badaniach rozległych obszarów.

Porównanie wyników rozpowszechnienia uzyskanych w badaniach prowadzonych przeze mnie, z wynikami zainicjowanego w Polsce w 2000 roku monitoringu pospolitych ptaków lęgowych (MPPL) pokazuje zarówno podobieństwa, jak i różnice. Mimo wykorzystania w tych porównaniach wyników liczeń uzyskanych bez limitu granic, wskaźnik rozpowszechnienia był dla 8 z 19 analizowanych gatunków wyraźnie niższy w moich badaniach niż w MPPL dla woj. małopolskiego, czterech województw Polski południowej (małopolskiego, podkarpackiego, śląskiego i świętokrzyskiego) oraz dla całej Polski (Tab. 39).

Jest to prawdopodobnie związane z tym, że przy wykonywaniu liczeń metodą punktową, nawet bez limitu granic, można efektywnie kontrolować znacznie mniejszy areal niż 1 km<sup>2</sup>, jak ma to miejsce w przypadku MPPL. Z drugiej strony, jeśli porównać rozpowszechnienie uzyskane dla województwa małopolskiego lub regionu obejmującego cztery województwa, na obszarze których położone były powierzchnie badawcze, z wartościami tego parametru w badaniach prowadzonych przeze mnie, wyniki dla kilku gatunków są bardzo zbliżone (Tab. 39). Podobieństwo wyników dotyczy w znacznie większym stopniu gatunków związanych z łąkami i uprawami oraz budujących gniazda na ziemi (skowronka, świergotka łąkowego, przepiórki, derkacza, ortolana, potrzęsca, pliszki żółtej, kuropatwy, pokląskwy), niż gatunków gniazdujących w śródpolnych zadrzewieniach i zakrzaczeniach (np. trznadla, gąsiorka, mazurka, łozówki, cierniówki, makolągwy), wśród których występują niekiedy znaczne różnice wyników rozpowszechnienia. Można je tłumaczyć tym, że moje badania były ograniczone wyłącznie do krajobrazu rolniczego, podczas gdy MPPL obejmuje wszystkie typy siedlisk, które znajdują się w losowo wybranych kwadratach o boku 1 km.

Jednym z celów pracy było znalezienie takiego przedziału odległości dla liczeń ptaków wykonywanych metodą punktową, który byłby optymalny dla badań prowadzonych na

Tabela 39. Porównanie wyników rozpowszechnienia uzyskanych dla wybranych gatunków w niniejszych badaniach w południowej Polsce w latach 2003–2004 (A) z badaniami monitoringu pospolitych ptaków lęgowych dla województwa małopolskiego (B), czterech województw Polski Południowej: małopolskiego, podkarpackiego, śląskiego i świętokrzyskiego (C) oraz dla całego kraju (D)

Table 39. The comparison between the data on occupancy of selected species obtained in this study in southern Poland in 2003–2004 (A), with the studies concerning the monitoring of common breeding birds for the Małopolska voievodship (B), four voievodships in southern Poland: the Małopolskie, Podkarpackie, Świętokrzyskie and Śląskie voievodships (C), and for the whole of Poland (D)

Gatunek <i>Species</i>	Rozpowszechnienie <i>Occupancy (%)</i>			
	A	B	C	D
Łozówka <i>Marsh Warbler</i>	26	46	35	33
Skowronek <i>Eurasian Skylark</i>	82	83	85	84
Świergotek łąkowy <i>Meadow Pipit</i>	14	14	13	22
Makolągwa <i>Eurasian Linnet</i>	24	31	48	42
Przepiórka <i>Common Quail</i>	29	40	37	29
Derkacz <i>Corncrake</i>	11	20	10	10
Potrzeszcz <i>Corn Bunting</i>	34	20	38	50
Trznadel <i>Yellowhammer</i>	41	83	82	85
Ortolan <i>Ortolan Bunting</i>	12	9	19	22
Potrzos <i>Reed Bunting</i>	15	23	23	27
Gąsiorek <i>Red-backed Shrike</i>	39	63	66	57
Srokosz <i>Great Grey Shrike</i>	13	14	15	14
Pliszka żółta <i>Yellow Wagtail</i>	50	34	41	49
Mazurek <i>Tree Sparrow</i>	13	40	41	39
Kuropatwa <i>Grey Partridge</i>	20	17	23	18
Pokląska <i>Whinchat</i>	34	46	52	55
Kląskawka <i>Common Stonechat</i>	18	40	30	12
Cierniówka <i>Common Whitethroat</i>	49	91	82	72
Czajka <i>Northern Lapwing</i>	21	31	27	33

terenach rolniczych. Przypuszczałem, że akcentowane w pracy uwarunkowania rolnictwa Małopolski mogą spowodować, że przedział ten będzie się nieco różnił od stosowanego w większości tego typu badań, zwłaszcza prowadzonych w warunkach bardziej intensywnego rolnictwa. Punktem wyjścia do testowania różnych przedziałów odległości liczeń było założenie, że liczba osobników i gatunków rośnie wraz z wielkością powierzchni (Rosenzweig 1995), stąd im większa odległość będzie kontrolowana, tym więcej osobników i gatunków będzie można zarejestrować. Najwyższe wartości mierzonych parametrów winniśmy, w związku z tym, otrzymać wykonując liczenia bez limitu odległości (Ralph i in. 1995a). Jednak prawdopodobieństwo, że obserwatorowi uda się wykryć wszystkie osobniki, nigdy nie jest stuprocentowe. Wykrywalność jest zależna od wielu czynników, w tym związanych z warunkami obserwacji, zachowaniem ptaków i cechami obserwatora. Doświadczenie nabyte w trakcie badań wskazuje, że już w przedziale odległości liczeń do 100 metrów od obserwatora, gatunki o skrytym trybie życia (np. kuropatwa), albo cicho (lub rzadko) śpiewające (np. mazurek, świergotek łąkowy), nie zawsze

są wykrywane. Podczas prowadzenia badań, o obecności tych gatunków na powierzchni można było niekiedy przekonać się dopiero wówczas, gdy przypadkiem zostały spłoszone podczas dojścia do punktu liczeń lub z powrotem (Ryc. 51). Zatem należy zdawać sobie sprawę, że przy zwiększaniu odległości liczeń znacznie wzrasta udział osobników (także gatunków) nie wykrywanych, co potwierdzają dane literaturowe (Keller i Fuller 1995, Bibby i in. 2000).

Kolejną niedogodnością liczeń bez limitu granic, która jest związana ze specyficznymi uwarunkowaniami rolnictwa południowej Polski (rozproszona zabudowa, rozdrobnienie gospodarstw i pól), jest znaczny wzrost udziału gatunków, które nie są charakterystyczne dla użytków rolnych, a nawet dla krajobrazu rolniczego. Wynika to z faktu, że tereny rolnicze są w Małopolsce niezwykle mozaikowe, często wciśnięte pomiędzy obszary użytkowane w inny sposób (głównie zabudowę i lasy), a równocześnie stosunkowo niewiele jest tu rozległych upraw przypominających wielkoobszarowe monokultury charakterystyczne dla przemysłowego rolnictwa. W takim przypadku w zgrupowaniach ptaków znacznie rośnie nie tylko liczba gatunków charakterystycznych dla ekotonu polno-leśnego, ale również udział typowych gatunków leśnych, czy też synantropijnych, związanych z terenami zabudowanymi. Jak wynika z moich badań, wszystkie te grupy mogą stanowić łącznie około połowę całkowitej liczby stwierdzonych gatunków (por. Tab. 4).

Z kolei przedział odległości do 50 metrów, najczęściej rekomendowany do liczeń ptaków metodą punktową w lasach strefy umiarkowanej (Ralph i in. 1995b), na terenach rolniczych nie zdaje egzaminu. Gdybym ograniczył liczenia do przedziału 0–50 metrów spowodowałoby to ponad 50% spadek wartości wskaźnika rozpowszechnienia w przypadku 14 spośród 25 najliczniej stwierdzanych gatunków (por. Tab. 4). Tylko dla dwóch najliczniejszych gatunków – skowronka i pliszki żółtej, granice do 50 m można uznać za zadowalające, ponieważ rejestrowałem w tym przedziale około 75% stwierdzeń tych gatunków z przedziału do 100 m. Dodatkowego argumentu za zwiększeniem przedziału odległości liczeń w krajobrazie rolniczym dostarczały w trakcie badań obserwacje ptaków prawdopodobnie lęgowych spłoszonych przez obserwatora z dużej odległości jeszcze przed dojściem do powierzchni badawczej. Osobniki takie często odlatywały poza granice o promieniu 50 metrów i nie pojawiały się w pobliżu przez cały czas trwania liczenia lub pojawiały się, ale poza granicą 50 metrów od miejsca liczeń. Były to zazwyczaj gatunki charakteryzujące się dużym dystansem ucieczki, np. szponiaste, krukowate, srokosz, dudka. Takie zachowania ptaków były notowane również w innych badaniach (Bibby i in. 1992, Gibbons i Gregory 2006). Zjawisko to jest na terenach otwartych znacznie bardziej nasilone niż w lasach, ze względu na to, że ptakom znacznie łatwiej zauważyć tu obserwatora. Dla zminimalizowania tego efektu stosuje się niekiedy wydłużenie czasu trwania obserwacji (był to również jeden z powodów wydłużenia do 15 minut liczeń w badaniach prowadzonych przeze mnie), albo odczekanie kilku minut przed rozpoczęciem liczenia już po dotarciu do punktu liczeń.

Wskazane powyżej konsekwencje stosowania granic o promieniu do 50 m w liczeniach ptaków metodą punktową w krajobrazie rolniczym oznaczają, że odległość ta jest zbyt mała. Zostało to zauważone także przez innych autorów (Cyr i in. 1995, Freemark i Rogers 1995, Nagy i in. 2009). Przedział odległości liczeń ptaków do 100 metrów, jako najbardziej efektywny, był preferowany w badaniach awifauny krajobrazu rolniczego





Ryc. 51. Kuropatwa, gatunek o skrytym trybie życia, osiągnęła w Małopolsce zbliżony wynik rozpowszechnienia w niniejszych badaniach, co w Monitoringu Pospolitych Ptaków Łęgowych (fot. Zbigniew Maćko)

Fig. 51. In the Małopolska region, the Grey Partridge, a species with skulking living habits showed a similarly wide distribution pattern in this study to that recorded in the Monitoring of Common Breeding Birds (photo by Zbigniew Maćko)

(Savard i Hooper 1995, Surmacki i Tryjanowski 1999, Kati i in. 2009), choć przedział do 150 metrów również był rekomendowany do liczeń w uprawach (Cyr i in. 1995). Wydaje się, że wybór granic liczeń metodą punktową w krajobrazie rolniczym powinien wynikać z kompromisu pomiędzy dążeniem do maksymalizacji odległości granic z jednej strony, a ograniczeniami wynikającymi z możliwości rejestracji ptaków przez obserwatora – z drugiej. Sprawą kluczową jest przeprowadzenie liczeń w warunkach maksymalnie zwiększających szanse wykrywalności ptaków, ponieważ to przede wszystkim zmienność prawdopodobieństwa wykrycia gatunku może istotnie wpływać na uzyskane wyniki (Pendleton 1995). Badania powinny więc być zaplanowane z zachowaniem takich warunków, by gatunki w ogóle były możliwe do wykrycia przy zastosowaniu standardowych metod kontroli. Czynniki, które potencjalnie należy wziąć tutaj pod uwagę to pora sezonu, stadium cyklu reprodukcyjnego w jakim znajdują się ptaki i pora doby. W całym sezonie łęgowym trudno znaleźć jeden okres, który byłby optymalny do prowadzenia



liczeń wszystkich gatunków ptaków. W strefie umiarkowanej Ameryki Północnej, gdzie metoda punktowa jest znacznie częściej niż w Europie stosowana, rekomendowany okres liczeń ptaków zaczyna się od połowy maja i trwa do pierwszego tygodnia lipca (Ralph i in. 1995a). Podobny okres wybrałem do swoich badań, lecz pomimo tego można przypuszczać, że modele uzyskane dla niektórych gatunków obarczone są błędem wynikającym z nieoptymalnej pory obserwacji. Szczególnie dotyczyć to mogło kuropatwy, której maksymalna tzw. dostępność do wykrycia wykraczała poza okres badań (por. Panek 2005). Znacznie mniejszą rolę na terenach otwartych odgrywa natomiast pora doby. Powody są co najmniej dwa: po pierwsze w sprzyjających warunkach atmosferycznych aktywność głosowa ptaków w krajobrazie rolniczym nie zmniejsza się w sposób tak samo drastyczny jak w lasach, nawet w godzinach południowych (Freemark i Rogers 1995); po drugie na terenach otwartych, ze względu na bardzo dobrą widoczność, wzrasta w znacznym stopniu liczba obserwacji wzrokowych (Chylarecki 2009). W praktyce, podczas prowadzenia obserwacji rejestrowane osobniki były zazwyczaj nie tylko słyszane, ale i widziane. Intensywność śpiewu ptaków jest według danych literaturowych większa, gdy terytorialne samce słyszą intensywnie śpiewających sąsiadów (Brumm i Todt 2004). Ta hipoteza może służyć do wyjaśnienia mniejszej intensywności śpiewu ptaków na obszarach rolniczych, gdzie terytoria osobnicze są większe, a zagęszczenie par mniejsze niż w siedliskach leśnych (Tworek 2001a,b), a w związku z tym trudniej usłyszeć śpiewającego rywala.

Podsumowując: metoda punktowa liczeń ptaków może być z powodzeniem stosowana w badaniach prowadzonych w krajobrazie rolniczym. W prosty sposób pozwala określić różnice między badanymi powierzchniami, może więc służyć do śledzenia sezonowych fluktuacji liczebności ptaków, monitorowania zmian populacji i ustalania trendów w warunkach zmieniającego się środowiska, określania preferencji siedliskowych gatunków, a nawet szacowania lokalnych zagęszczeń ptaków. Zdecydowana większość gatunków jest w krajobrazie rolniczym łatwo wykrywana, pod warunkiem prowadzenia liczeń w odpowiednim czasie, ze względu na zachowanie ptaka i warunki obserwacji. Stosowanie metody punktowej w takim środowisku może natomiast wymagać modyfikacji granic prowadzenia liczeń, w zależności od lokalnych uwarunkowań. Podczas gdy w lasach liczenia często prowadzone są w granicach do 50 metrów od obserwatora, w zróżnicowanych krajobrazach rolniczych z przewagą ekstensywnego gospodarowania optymalnym przedziałem są granice do 100 metrów, a w warunkach intensywnego rolnictwa prawdopodobnie przedział ten może być nawet większy.

## 5.7. Ochrona awifauny terenów rolniczych

### 5.7.1. Potrzeba ochrony

Przełom w traktowaniu awifauny i innych walorów przyrodniczych terenów rolniczych dokonał się po podpisaniu w 1992 roku Konwencji o Różnorodności Biologicznej, która wiele zmieniła w podejściu do ochrony zasobów przyrody i ich cenneści. Przede wszystkim uznała, że cenne są wszystkie gatunki i zgrupowania gatunków występujące na Ziemi, a nie tylko te rzadkie czy zagrożone wyginięciem i wszystkie powinny być zachowane i nieużytkowane ponad konieczność. Odnosi się to także, a może przede

wszystkim, do terenów rolniczych, które stanowią jedną z głównych form użytkowania ziemi na świecie. Konwencja zweryfikowała pojęcie naturalności, które przestało być używane jako termin odnoszący się wyłącznie do tego, co pierwotne, niezmienione przez człowieka. Systemy półnaturalne i antropogeniczne, w tym rolnicze, dzięki konwencji zaczęły być traktowane na równi z systemami naturalnymi, jako stanowiące o całokształcie różnorodności biologicznej. W konsekwencji sygnatariusze konwencji zostali zobowiązani do ochrony złożoności przyrody w różnych jej strukturach i procesach, zarówno w ekosystemach naturalnych, jak i antropogenicznych, dojrzałych i znajdujących się w różnych stadiach sukcesyjnych. Zaczęto także dostrzegać, że ochrony wymagają także różnorodność kulturowa i tradycyjne sposoby gospodarowania, z którymi są nierozdzielnie związane zagrożone i lokalne wartości przyrodnicze (Tworek 2007c). Intensywne badania ptaków krajobrazu rolniczego w ostatnich dwóch dekadach to w znacznej mierze pochodna tego nowego podejścia zapoczątkowanego dzięki konwencji.

Konsekwencją intensyfikacji rolnictwa jest utrata ekologicznej różnorodności terenów rolniczych i stopniowe jej zastępowanie jednorodnością, widoczną zarówno w czasie, jak i przestrzeni (Krebs i in. 1999, Benton i in. 2003). Jest to również jedno z podstawowych spostrzeżeń wynikających z moich badań. Sugeruje ono, że prostym do sformułowania, a jednocześnie możliwym w realizacji celem ogólnym, który powinien znaleźć szerokie zastosowanie w zarządzaniu terenami rolniczymi, powinna być promocja różnorodności rozumiana jako ochrona tych elementów krajobrazu rolniczego, które zwiększają jego heterogeniczność. Konieczność zachowania takich elementów sygnalizowano już w przeszłości (np. Berg i Pärt 1994, Gillings i Fuller 1998, Tryjanowski 1999). Nowsze badania coraz bardziej precyzowały wzajemne relacje nieprodukcyjnych elementów środowiska rolniczego i jego otoczenia oraz ich wpływ na ptaki i inne organizmy (Marshall i Mononen 2002, Vickery i in. 2002, Tworek 2003b, Fuller i in. 2004, Haslem i Bennett 2008a, Sanderson i in. 2009). Jednocześnie wyniki wdrożonych w krajach UE programów, np. czasowego odłogowania gruntów (Berger i in. 2003, Bracken i Bolger 2006), czy zwiększania różnorodności upraw i heterogeniczności siedlisk, przy równoczesnym ograniczeniu stosowania pestycydów pokazały, że w krótkim okresie czasu można odwrócić trendy liczebności większości gatunków gniazdujących w krajobrazie rolniczym (Henderson i in. 2009).

Zwykle jednak wnioski naukowców, nawet jeśli nie pozostawały w sferze „pobożnych życzeń”, nie znajdowały sprzyjającego gruntu do ich praktycznej realizacji. Tymczasem potrzebę zachowania różnorodności krajobrazów rolniczych należałoby brać pod uwagę planując i wykonując jakiegokolwiek praktyki rolnicze, łącznie z planowaniem płodozmianu, stosowaniem nawozów sztucznych, zarządzaniem siedliskami nieużytkowanymi rolniczo, czy określaniem zasad odłogowania gruntów. Również debaty dotyczące nowych technologii (np. żywności modyfikowanej genetycznie) i możliwości zarządzania w rolnictwie powinny brać pod uwagę to, czy diskutowane opcje będą zwiększać heterogeniczność siedlisk w krajobrazach rolniczych, czy raczej będą ją uszczuplały. Wysiłki ochroniarskie należy skierować na zapewnienie finansowego wsparcia dla takich systemów gospodarowania, które sprzyjają ochronie lokalnej różnorodności. W tym celu wsparcie dla rolnictwa musi być niezależne od wyników produkcji.

Działaniem wymagającym szerszego wdrożenia, które łączy praktyczną ochronę ptaków krajobrazu rolniczego z naukowymi przewidywaniami, jest szerokie testowanie teo-

retycznych przewidywań pochodzących z podobnych do zaprezentowanych w niniejszej pracy modeli. Dzięki temu działaniu powinniśmy w przyszłości umieć przewidywać, że przykładowo – zwiększenie na danym obszarze powierzchni pod uprawę „A” kosztem uprawy „B” spowoduje wzrost liczebności (rozpowszechnienia/zagęszczenia) gatunku *X* o 30%, a równocześnie spadek liczebności gatunku *Y* o 20%. Takie funkcjonalne reakcje nie są trudne do testowania (Smart i in. 2008), ale zdecydowanie zbyt rzadko wykorzystywane praktycznie.

Ochrona ptaków terenów rolniczych to problem ogólnoeuropejski, który ze względu na mobilność ptaków i inne uwarunkowania biologiczne i ekologiczne w tej grupie zwierząt (np. te same miejsca zimowania) musi być rozpatrywany ponad granicami państw (Wrettenberg i in. 2006, Reif i in. 2008). Na podstawie dotychczasowej wiedzy i wyników niniejszej pracy, dla skutecznej ochrony heterogeniczności i różnorodności biologicznej terenów rolniczych w Europie wyłania się potrzeba przeprowadzenia szeregu działań, które zostaną omówione w dalszej części.

### 5.7.2. Propozycje działań zwiększających skuteczność ochrony

Chociaż różnorodność reakcji gatunków na kontrolowane działanie tego samego czynnika jest w badaniach awifauny krajobrazu rolniczego sygnalizowana od niedawna (Kragten i de Snoo 2008, Filippi-Codaccioni i in. 2009), to jednak korzyści wynikające z ekstensywnego (w tym ekologicznego) gospodarowania są na ogół powszechnie znane (np. Christensen i in. 1996, Chamberlain i in. 1999b, Bengtsson i in. 2005, Hole i in. 2005, Kragten i in. 2008). Nie ma też wątpliwości, że gospodarstwa ekologiczne dają właścicielom zyski, ponieważ oferują wysoką jakość produktów, znacznie mniej natomiast wiadomo o tym, że mogą również dawać wysokie plony (Hald 1999, Reganald i in. 2001). Niestety, w społeczeństwach krajów europejskich wciąż zakorzeniony jest schemat myślenia: wyższe plony – większe zyski, co w prosty sposób stymuluje intensyfikację rolnictwa. Zapomina się przy tym, że uzyskanie wyższych plonów wymaga również wyższych nakładów (maszyny, paliwo, nawozy sztuczne i środki ochrony roślin, zasoby ludzkie itd.). Reforma Wspólnej Polityki Rolnej (WPR) zapoczątkowana w 1992 r. umożliwiła rozpoczęcie procesu stopniowego zastępowania dopłat za wielkość produkcji dopłatami za wielkość powierzchni użytkowanej. Potrzebna jest kontynuacja tego procesu np. poprzez bezpośrednie dopłaty za utrzymywanie elementów krajobrazowych ograniczających produkcję (zadrzewień śródpolnych, oczek wodnych, szuwarów itp.), zmniejszenie zużycia nawozów sztucznych itp. Takie możliwości w programach rolnośrodowiskowych będą zmniejszać nacisk na uzyskiwanie jak najwyższych plonów i propagować mniej intensywne, a przy tym zdrowsze rolnictwo. Odkrywanie związków między polityką i praktyką w rolnictwie, a także ich wpływem na różnorodność biologiczną będzie służyć tworzeniu coraz bardziej skutecznych programów rolnośrodowiskowych i wzmacniać pojawiające się już głosy, by przekształcić WPR z instrumentu, który niszczy środowisko, w narzędzie służące zachowaniu jego najcenniejszych walorów (Donald i in. 2006).

Choć na odłogach następuje początkowo zwiększenie różnorodności gatunkowej ptaków, spowodowane pojawieniem się w siedlisku nowych elementów, np. młodych drzew i krzewów, które tworzą nowe nisze ekologiczne dla ptaków, z czasem stary odłóg zamie-

nia się w zagajnik leśny, a następnie w las, stając się siedliskiem straconym dla gatunków terenów otwartych. To dlatego konsekwencje zaprzestania gospodarowania rolniczego na dużych obszarach porównuje się do następstw intensyfikacji rolnictwa. A przecież ekosystemy rolnicze, które rozwijały się przez wieki, wykształciły własną różnorodność, wartość ochrony. Ważnym zadaniem jest wypracowanie mechanizmów zachęcających rolników do utrzymywania terenów niezwiązanych z funkcjami produkcyjnymi, których głównym zadaniem będzie utrzymywanie różnorodności. Nieodzownym elementem są w tym przypadku dopłaty za ich utrzymywanie we właściwym stanie ochrony, również przez określone zabiegi. W 1992 roku w Wielkiej Brytanii, jako część reformy WPR, wdrożono program odłogowania gruntów (w połowie lat 90. ubiegłego wieku program obejmował ok. 11% terenów rolniczych, na odłogowanych polach stosowano określone działania, np. wypas lub wykaszanie, wykonywane w ściśle wyznaczonych terminach). Doświadczenie zdobyte od tego czasu uczy, że poprzez przemyślane rozwiązania zastosowane na dużą skalę, wsparte dotacjami UE, w krótkim czasie można zahamować szereg niekorzystnych zmian (Firbank i in. 2003).

Rozwój rolnictwa w krajach UE, jako jednego z podstawowych działów gospodarki, jest zależny od ustawodawstwa krajowego i unijnego. Dlatego ochrona ptaków i innych organizmów na terenach rolniczych jest w praktyce uzależniona od odpowiednich zapisów prawnych. Programy rolnośrodowiskowe powstają na szczeblu państwowym, dzięki czemu mogą – przynajmniej teoretycznie – w najbardziej efektywny sposób wychodzić naprzeciw potrzebom ochrony różnorodności ekosystemów rolniczych. Choć, co zrozumiałe, nie zawsze spełniają one cele, do jakich zostały wdrożone (Kleijn i in. 2001, Kleijn i Sutherland 2003, Kleijn i in. 2004, Sutherland 2004, Birrer i in. 2007, Kahlert i in. 2007), dzięki nastawionym na konkretne wyniki pakietom udało się np. w Anglii doprowadzić do zwiększenia stanu populacji cierlika (Peach i in. 2001), kulona *Burhinus oediconemus* i skowronka (Evans i Green 2007) i odwrócić spadkowe trendy liczebności kilku innych gatunków w Wielkiej Brytanii (Vickery i in. 2004), czy Szwajcarii (Roth i in. 2008). Chociaż już dzięki Agendzie 2000 powstały regulacje umożliwiające krajom członkowskim UE przesunięcia środków z płatności bezpośrednich na rozwój obszarów wiejskich i programy rolnośrodowiskowe, do niedawna zaledwie niecałe 5% budżetu WPR przeznaczano na programy rolnośrodowiskowe (Pinto-Correia 2000, EEA 2009). Należy mieć nadzieję, że ostatnie reformy WPR, w tym rozszerzenie zasady wzajemnej zgodności (ang. *cross-compliance*)<sup>1</sup> na środowisko, jeszcze ściślej połączą płatności z dbaniem o przyrodę i umożliwią manewrowanie dostępnymi środkami, łącznie z ich przesuwaniem z płatności bezpośrednich na ukierunkowane na konkretne wyniki pakiety rolnośrodowiskowe i utrzymywanie obszarów rolniczych o wysokiej wartości przyrodniczej (ang. *high nature value farmland*). Zwiększenie dotacji na ochronę krajobrazu rolniczego, w tym na obszary rolnicze o wysokiej wartości przyrodniczej i na pakiety rolnośrodowiskowe, powinno zaowocować zwiększeniem liczby gospodarstw objętych programem.

<sup>1</sup> *Cross-compliance* oznacza wymogi, które powinni spełniać beneficjenci płatności bezpośrednich. Mają one przyczynić się do ochrony środowiska, poprawy bezpieczeństwa żywności, zdrowotności zwierząt i roślin oraz dobrostanu. W ten sposób mają służyć legitymizowaniu płatności dla rolników warunkując je spełnianiem oczekiwań społeczeństwa UE co do – upraszczając nieco – warunków, w jakich produkowana jest żywność. W przypadku nie przestrzegania wymagań, płatności bezpośrednie są redukowane, proporcjonalnie do powodowanych zagrożeń.

Tereny rolnicze są, jak wielokrotnie w pracy podkreślałem, niejednolite. W każdym kraju można znaleźć obszary rolnicze wyróżniające się z powodu obecności ciekawych gatunków flory, fauny czy ponadprzeciętnej bioróżnorodności. W każdym kraju można również wskazać tereny rolnicze, których intensyfikacja jeszcze nie dotknęła, albo przynajmniej nie znalazła jeszcze wyraźnego odzwierciedlenia w przyrodzie (Sutherland 2004). Przykładem mogą być przypominające stepy obszary rolnicze na Węgrzech, w Hiszpanii i Portugalii, które są miejscem życia dropia *Otis tarda* – gatunku ptaka w Polsce już wymarłego. Zachowanie konkretnych gatunków czy nawet całej bioróżnorodności takich obszarów zależy często od kontynuowania dotychczasowego, wykształconego przez wieki, tradycyjnego sposobu użytkowania (Delgado i Moreira 2000). Wiele takich terenów rolniczych zostało włączonych do Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000. Jest to nowy system ochrony różnorodności biologicznej w państwach UE tworzony w oparciu o tzw. twarde prawo (Makomaska-Juchiewicz i Tworek 2003). Znacznie zwiększa on dotychczasowe możliwości ochrony, w tym zdobywania na nią środków finansowych. W wielu krajach europejskich, w tym w Polsce, aktualne listy obszarów wyznaczonych do sieci oraz procent populacji poszczególnych gatunków i powierzchni siedlisk objętych programem, wciąż nie zadowolają Komisji Europejskiej. Najcenniejsze obszary zostały już jednak do sieci Natura 2000 zgłoszone, jest więc obecnie okazja do zaproponowania obszarów o szczególnym znaczeniu dla gatunków związanych z krajobrazem rolniczym. W Polsce są to np. jarzębatka, gąsiorek, świergotek polny, ortolan czy kraska *Coracias garrulus*. Nie jest to łatwe do przeprowadzenia ze względów metodycznych, ponieważ większość gatunków wymienionych w załączniku I Dyrektywy Ptasiej i związanych z krajobrazem rolniczym występuje na rozległych terenach nie tworząc wyraźnych skupisk, które łatwo wyodrębnić jako ich ostoje. Warto jednak wykorzystać nadarżającą się szansę. Na podstawie informacji o obszarach rolniczych objętych programem Natura 2000 i innymi ekologicznymi inicjatywami, wyróżniane są potencjalne obszary rolnicze o wysokiej wartości przyrodniczej w krajach UE. Ich ochrona stanie się w najbliższej przyszłości jednym z priorytetów unijnych (Paracchini i in. 2008).

Raport Komisji Europejskiej odnośnie do wdrażania Konwencji o Różnorodności Biologicznej (CBD) podkreśla, że ponad 70 dokumentów unijnych w postaci dyrektyw i regulacji jest związanych z Konwencją z Rio, jednak brakuje instrumentów do zapewnienia pełnej integracji różnorodności biologicznej z polityką UE dotyczącą rolnictwa (Donald i in. 2002). W raportach Organizacji Współpracy Gospodarczej i Rozwoju (OECD) znajdujemy informacje, że rolnicy chcą być społecznie postrzegani nie tylko jako producenci żywności, ale również jako grupa będąca czymś w rodzaju instytucji użyteczności publicznej, utrzymującej dziedzictwo kulturowe i różnorodność biologiczną (OECD 2001). Pod pojęciem tzw. wielofunkcyjnego rolnictwa, pomysł ten zyskał poparcie Komisji Europejskiej i Światowej Organizacji Handlu (WTO) i jest wielkim krokiem naprzód w kierunku ochrony różnorodności biologicznej terenów rolniczych. Dzięki temu nowe reformy WPR doprowadziły do zwiększenia budżetu przeznaczanego na rozwój obszarów wiejskich i program rolnośrodowiskowy. To z kolei umożliwia przystąpienie do programu większej liczbie rolników i zwiększanie ich świadomości, że chronią różnorodność biologiczną (Herzon i Mikk 2007).

Celem działań konserwatorskich w krajobrazach rolniczych jest ochrona biotopów, zachowanie siedlisk i łączności ekosystemów rolniczych poprzez utrzymywanie



tw. korytarzy ekologicznych (Berger i in. 2006), innymi słowy ochrona różnorodności biologicznej obszarów rolniczych. Jest to jednak wciąż cel ogólny, który wymaga sformułowania, zaplanowania i realizacji konkretnych zadań, które pomogą w jego osiągnięciu. Jednak uwzględnienie go jako jednego z bardzo ważnych działań w polityce tak wielkiego działu gospodarki, jakim jest rolnictwo i przełożenie na ustawodawstwo w postaci konkretnych aktów normatywnych spowoduje, że osiągnięcie zakładanego celu stanie się bardziej realne. Należy w tym procesie wykorzystać również Ramową Dyrektywę Wodną, która wymaga m.in. zahamowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń pochodzących z rolnictwa. Zapis ten można wykorzystać szczególnie przy opracowywaniu pakietów rolnośrodowiskowych nakierowanych na zachowanie terenów podmokłych (Bradbury i Kirby 2006).

Krok w nieco innym kierunku zaproponował Sutherland (2002). Skoro przychód wielu rolników jest relatywnie niski, a wyrastające na wsi młode pokolenie nie jest na ogół zainteresowane kontynuowaniem zawodu, autor zasugerował, że rolnicy będą skłonni do sprzedaży przynajmniej części swoich gruntów. Jeśli na jakimś rozległym obszarze udało się wykupić i zrenaturalizować łącznie 1% terenów w krajobrazie rolniczym, byłoby to, zdaniem autora, bardzo korzystne nie tylko dla ochrony różnorodności biologicznej, ale także dla rozwoju turystyki, a nawet jako zabezpieczenie przeciwpowodziowe. Jak wyliczyło Królewskie Towarzystwo Ochrony Ptaków (RSPB), odtworzenie w krajobrazach rolniczych naturalnych siedlisk o powierzchni 160 tys. ha (jest to mniej więcej połowa powierzchni, jaką zajmują obecnie wszystkie parki narodowe w Polsce) kosztowałoby budżet Wielkiej Brytanii 20 mln funtów więcej, co stanowiło wówczas mniej niż 1% rocznych dopłat w rolnictwie (Sutherland 2002). Oczywiście realizacja tego rodzaju pomysłów sama w sobie nie odwróci globalnych trendów populacyjnych, ale zastosowana razem ze zmianami systemowymi mogłaby dać bardzo dobre wyniki, szczególnie w krajach, gdzie dominuje rolnictwo przemysłowe, a tereny chronione są często znacznie przekształcone antropogenicznie. W Polsce, jak się wydaje, w pierwszej kolejności należy zadbać o aktualną różnorodność krajobrazu rolniczego chroniąc ją przed zanikiem heterogeniczności i nadmiernym uproszczeniem struktury.

### 5.7.3. Programy rolnośrodowiskowe

Obecnie, zarówno w krajach UE jak i niektórych krajach zachodnich spoza UE (np. w Szwajcarii), mamy bardzo dobre narzędzie w postaci programów rolnośrodowiskowych, by postulaty naukowców były realizowane. Pomimo, że w krajach „starej Unii” programy rolnośrodowiskowe pojawiały się już od 1992 roku, a po kolejnej reformie WPR są od 2003 roku obowiązkowe, nie były dotychczas wystarczająco ukierunkowane na zachowanie heterogeniczności terenów rolniczych w większości krajów (Berger i in. 2003, Whittingham 2007). Wiele z nich było na tyle słabo monitorowanych, że nawet jakiś potencjalny sukces mógł pozostać niezauważony. Jeszcze inne wdrażane były na terenach, które tak czy inaczej charakteryzuje stosunkowo wysoka bioróżnorodność (Kleijn i Sutherland 2003). W Polsce brakowało dotychczas w ramach programu rolnośrodowiskowego konkretnych pakietów ukierunkowanych na zachowanie siedlisk nieużytkowanych rolniczo i ich zarządzanie. Niebezpiecznym wymogiem związanym z gospodarowaniem było np. nie wliczanie do powierzchni łąk uznawanych za siedlisko jakiegoś gatunku,

zadrzewień śródpolnych tu i ówdzie w takim siedlisku się pojawiających. Częściej więc spotykaliśmy się z praktykami odwrotnymi, np. usuwaniem zadrzewień i zakrzaczeń po to, by zwiększyć powierzchnię na dopłaty za koszenie lub wypas, nie wspominając już o dopłatach bezpośrednich.

W pakietach rolnośrodowiskowych realizowanych w Polsce od 2009 r. znalazło się już szereg zapisów uwzględniających wymienione wcześniej postulaty. Sporządzenie planu działalności rolnośrodowiskowej obejmuje obecnie bardziej szczegółową charakterystykę gospodarstwa. Wśród elementów gospodarstwa wymagających obowiązkowego utrzymania w okresie realizacji programu rolnośrodowiskowego, obok wyszczególnienia trwałych użytków zielonych, należy oznaczyć i opisać elementy krajobrazu rolniczego tworzące ostoje dzikiej przyrody. Mogą one obejmować naturalne zbiorniki wodne, śródpolne i śródleśne oczka wodne, kępy drzew i krzewów, bagna, torfowiska, wydmy, płaty nieużytkowanej roślinności, starorzeczka, wychodnie skalne, skarpy i kamieńce. Jest również możliwość dopisania innych elementów krajobrazu rolniczego. Należy je obowiązkowo zaznaczyć na szkicu gospodarstwa, a od kolejnego roku od przystąpienia do programu również na mapie gospodarstwa. Jeżeli rolnik nie zachowa któregokolwiek z elementów nieużytkowanych rolniczo występujących w gospodarstwie rolnym i określonych w planie działalności rolnośrodowiskowej trwałych użytków zielonych, płatność rolnośrodowiskowa przysługuje mu w danym roku w wysokości zmniejszonej o 20%. Wydaje się, że w przyszłości należy ten zapis zmodyfikować, dopuszczając możliwość większych sankcji w zależności od rodzaju uchybienia, tak jak to zaplanowano dla poszczególnych pakietów, szczególnie jeśli rolnik nie zachowałby kilku cennych elementów przyrody.

Pojawiły się także w Polsce nowe pakiety, np. „ekstensywne, trwałe użytki zielone”, albo „ochrona zagrożonych gatunków ptaków, a także siedlisk przyrodniczych poza obszarami Natura 2000”. Pierwszy z wymienionych ma na celu ekstensyfikację użytkowania, która ma być osiągnięta przez ograniczenie nawożenia i liczby pokosów lub intensywności wypasu. Następne mają za zadanie dostosowanie użytkowania siedlisk łąkowych do wymogów bytowania ptaków lub ochronę szczególnie cennych przyrodniczo łąk, pastwisk oraz marginalnych gruntów rolniczych o wysokich walorach przyrodniczych. Ponadto, niektóre z pakietów istniejących już wcześniej zaczęły być wreszcie praktycznie realizowane, np. pakiet „strefy buforowe” pozwalający utrzymywać miedze śródpolne, czy „ochrona gleb i wód”. W tym ostatnim pakiecie przewidzianych jest szereg działań związanych z poplonami i międzyplonami, które powinny poprawić bazę pokarmową ptaków w okresie polęgowym, np. wsiewanie roślin jako wsiewki poplonowej w rosące oziminy i utrzymanie ich przez okres zimy lub razem z siewem roślin jarych, wykonanie po zbiorze plonu głównego siewu roślin ozimych jako międzyplonu ozimego czy wykonanie po zbiorze plonu głównego siewu roślin jarych jako międzyplonu ścierniskowego.

Zaproponowane działania mogą istotnie wzmocnić dotychczasowe możliwości ochrony heterogeniczności krajobrazu rolniczego i różnorodności biologicznej. Czy będą wystarczające? To zależy od kilku czynników, m.in. od liczby gospodarstw rolnych objętych pakietami i realizacji zadań przez samych rolników, na co potrzeba zarówno szeroko zakrojonych programów edukacyjnych zachęcających rolników do zrównoważonego gospodarowania, jak i wypracowania skutecznego systemu kontroli. Rolnicy powinni mieć wsparcie wykwalifikowanych doradców rolnośrodowiskowych i to przede wszystkim

doradca, wraz z ekspertem przyrodniczym, powinni zdawać sobie sprawę, że ochrona różnorodności krajobrazu rolniczego jest celem nadrzędnym. Powinni więc uczulać rolników na potrzebę zachowania elementów nieużytkowanych rolniczo, umieć je w terenie odnaleźć i odpowiednio zakwalifikować.

W przyszłości prawdopodobnie konieczne będzie jednak, by pojawił się w Polsce pakiet nastawiony na zachowanie ekstensywnego użytkowania gruntów ornych i tzw. użytków przyrodniczych. Taki pakiet powinien dawać możliwość zakładania i utrzymywania mozaiki gruntów ornych, a także zadrzewień śródpolnych i innych elementów krajobrazu, które co prawda powinny być zachowane w realizowanych już obecnie pakietach, ale dopiero wówczas, gdy znajdą się w charakterystyce gospodarstwa. To trochę osłabia optymizm odnośnie do skuteczności działania całego programu. Wydaje się, że lepszych efektów można będzie oczekiwać, jeśli rolnik będzie zobligowany do zachowania elementów nieużytkowanych rolniczo w bezpośredni sposób. Niestety, nowe pakiety mają szansę znaleźć się w programie prawdopodobnie dopiero po 2013 r., kiedy skończy się czas realizacji bieżących pakietów.

Kolejną modyfikacją, którą należy wziąć pod uwagę w przyszłości, jest zróżnicowanie geograficzne pakietów rolnośrodowiskowych. Moje badania wykazały, że kraina geograficzna wyróżniona w oparciu o podział fizycznogeograficzny może być zmienną o istotnym znaczeniu dla występowania wielu gatunków, nawet w obrębie jednego regionu Polski (rozumianego w sensie historycznym) czy nawet województwa. Oznacza to, że zadania programów rolnośrodowiskowych sformułowane w sposób ogólny i „uśrednione” dla całej Polski mogą nie spełniać swojej roli w specyficznych warunkach, np. Karpat. Należy zdać sobie sprawę z tego, że nie jesteśmy w stanie chronić poszczególnych gatunków wszędzie w taki sam sposób. Jeśli dany region Polski zasiedla silna w skali kraju populacja jakiegoś gatunku, czy grupy gatunków o podobnych wymaganiach siedliskowych, wówczas wymagania programów rolnośrodowiskowych powinny być nakierowane na te właśnie gatunki, z uwzględnieniem uwarunkowań regionalnych.

## 6. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Pojedyncze gatunki różnią się pod względem wymagań siedliskowych, zdolności dyspersyjnych i ogólnych cech występowania (Wiens 1994). Stąd ważne jest, aby identyfikacji czynników mających istotne znaczenie dla występowania ptaków dokonywać właśnie na poziomie gatunku, a nie wyższych jednostek taksonomicznych, czy całego zgrupowania. W niniejszej pracy postawiłem sobie za cel przeanalizowanie, w skali regionalnej, zależności między występowaniem ptaków w krajobrazie rolniczym a zmiennymi, które na to występowanie mogą oddziaływać dodatnio lub ujemnie. Zastosowane procedury statystyczne pozwoliły na wyodrębnienie czynników istotnych dla występowania poszczególnych gatunków ptaków i powiązanie ich z cechami siedliska, krajobrazu i gospodarki rolnej. Wnioski z interpretacji wyników uzyskanych w modelach wieloczynnikowych skonfrontowałem z wynikami uzyskanymi wcześniej w analizach pojedynczych zmiennych. Wyniki obu analiz razem dają pełniejszy obraz zależności występowania analizowanych gatunków od określonych cech siedliska, krajobrazu czy gospodarowania. Uzyskane w analizach wieloczynnikowych modele były silniejsze dla gatunków o częstym występowaniu. W przypadku gatunków o sporadycznym występowaniu, modele zmierzały do lepszego przewidywania przypadków braku danego gatunku na powierzchni.

Powszechność występowania wielu gatunków ptaków w krajobrazie rolniczym południowej Polski może sprawiać wrażenie, że nie są one wrażliwe na zmiany, z jakimi mamy do czynienia we współczesnym rolnictwie. Jednak wyniki analiz przeprowadzonych w niniejszej pracy na zmiennych o potencjalnym znaczeniu dla awifauny jednoznacznie wskazują, że nawet gatunki uważane za pospolite są wrażliwe na zmiany w strukturze siedliska, krajobrazu, bądź w samym sposobie gospodarowania. Czynniki odpowiedzialne za występowanie ptaków są przy tym specyficzne gatunkowo. Zdarza się, że dla dwóch różnych gatunków są one odmienne, a nawet przeciwstawne. Rodzi to określone konsekwencje dla gospodarowania w krajobrazie rolniczym, przede wszystkim świadomość, że podejmowane działania związane z zarządzaniem terenami rolniczymi mogą mieć równocześnie konsekwencje pozytywne, jak i negatywne. Przyszłe strategie gospodarowania na terenach rolniczych muszą godzić specyficzne zalecenia ochronne dla poszczególnych gatunków ptaków. To sugeruje potrzebę zachowania różnorodności siedlisk w celu utrzymania bogactwa gatunkowego. Prosty sposób zwiększania różnorodności gatunkowej ptaków w krajobrazach rolniczych jest wprowadzanie szpalerów drzew i krzewów, alei, pasów zieleni i zagajników. Ich znaczenie dla ptaków wielokrotnie w przeszłości podkreślano (np. Green i in. 1994, Parish i in. 1994, Macdonald i Johnson 1995, Parish i in. 1995, Sparks i in. 1996, Ryszkowski i Bałazy 1998, Jobin i in. 2001). Uzyskane w niniejszych badaniach wyniki pokazują w sposób jednoznaczny, że bliskie sąsiedztwo pasa zieleni, zadrzewienia śródpolnego czy lasu jest korzystne, np. dla trznadla czy gąsiora, natomiast równocześnie spada w takim przypadku atrakcyjność siedliska dla skowronka, pliszki żółtej czy przepiórki. Takie dylematy związane z ochroną i zarządzaniem krajobrazem rolniczym były dotychczas zdecydowanie zbyt słabo akcentowane w literaturze (Siriwardena i in. 2000, Sanderson i in. 2009).

Najważniejsze wnioski z przeprowadzonych badań są następujące:

1. Cechy rolnictwa południowej Polski: duże rozdrobnienie pól, różnorodność upraw

i środowisk marginalnych oraz zróżnicowanie typów gospodarowania – miały wpływ na utrzymywanie się w krajobrazie rolniczym bogatej i różnorodnej awifauny.

2. Skład gatunkowy zgrupowań ptaków na powierzchniach badawczych i rozpowszechnienie poszczególnych gatunków były charakterystyczne dla terenów o umiarkowanym stopniu intensyfikacji gospodarki rolnej.
3. Gatunkiem o zdecydowanie najwyższym rozpowszechnieniu był skowronek. Wysokie wartości rozpowszechnienia (występowanie w przedziale od 1/2 do 1/3 powierzchni badawczych) charakteryzowały ponadto w kolejności następujące gatunki: pliszkę żółtą, cierniówkę, trznadla, gąsiora, pokląskwę, potrzęsacza.
4. Gatunki ptaków miały odmienne preferencje odnośnie do udziału poszczególnych upraw, a także użytków zielonych, ugorów, odlogów i nieużytków w siedlisku lęgowym, przy czym czynnikiem, który w sposób najbardziej jednoznaczny dzielił gatunki na grupy o odmiennych preferencjach był udział drzew i krzewów w powierzchni badawczej:

– łozówka preferowała tereny z dużym udziałem szuwarów i obecnością zakrzaczeń w siedlisku lęgowym, z upraw najczęściej występowała w rzepaku, rzadziej w uprawach zbóż ozimych, natomiast raczej omijała tereny z wyższym udziałem upraw zbóż jarych i okopowych;

– skowronek preferował tereny z dużym udziałem upraw kukurydzy i zbóż jarych, unikał natomiast zwartych szuwarów i starszych, zarastających drzewami i krzewami odlogów i nieużytków;

– świergotek łąkowy wymagał obecności łąk, pastwisk lub szuwarów roślinności zielonej, natomiast rzadko występował na terenach z dużym udziałem upraw roślin okopowych, zbóż ozimych, a także ugorów i nieużytków;

– elementem krajobrazu niezbędnym do występowania makolągwy były zadrzewienia i zakrzaczenia, dlatego gatunek chętnie występował na zarastających odlogach i nieużytkach, natomiast na terenach z dużym udziałem zbóż jarych i kukurydzy makolągwa występowała rzadko;

– przepiórka chętnie występowała w mozaice upraw z wyjątkiem rzepaku, natomiast rzadko była stwierdzana na terenach z dużym udziałem zadrzewień, zwartych szuwarów, łąk, pastwisk, odlogów i nieużytków;

– derkacz preferował tereny z dużym udziałem łąk, pastwisk i roślinności szuwarowej, rzadko występował natomiast w uprawach, wśród których najczęściej pojawiał się w oziminach;

– potrzęsacz wybierał na siedlisko lęgowe tereny z dużym udziałem ugorów i zbóż jarych, natomiast rzadko zajmował miejsca z dużym udziałem ozimin;

– warunkiem występowania trznadla była obecność drzew lub krzewów w siedlisku, gatunek częściej występował również na terenach z dużym udziałem łąk, rzepaku i okopowych, natomiast na powierzchniach z wysokim odsetkiem upraw kukurydzy, zbóż jarych, a także zwartych szuwarów występował rzadko;

– ortolan preferował wysoki odsetek upraw w siedlisku, szczególnie zbóż jarych i okopowych przy umiarkowanym udziale zadrzewień, unikał natomiast terenów z dużym udziałem łąk, pastwisk i zwartych szuwarów;

– preferencje odwrotne w stosunku do ortolana wykazywał potrzos – bardzo rzadko występował w uprawach, chętnie natomiast zajmował rzadziej koszone łąki i zarastające



nieużytki, a elementem praktycznie niezbędnym dla jego występowania była roślinność szuwarowa;

- dla występowania gąsiora niezbędna była obecność ugorów, odłogów i zarastających krzewami nieużytków, gatunek rzadko występował na terenach z dużym udziałem upraw, szczególnie kukurydzy i rzepaku;

- srokosz wymagał obecności drzew i krzewów, szczególnie często zajmując zarastające odłogi i nieużytki, unikał natomiast upraw rzepaku i kukurydzy;

- pliszka żółta preferowała tereny z mozaiką upraw, w tym szczególnie z większym udziałem zbóż jarych, rzadko natomiast występowała na starszych odłogach i nieużytkach, szczególnie zarastających krzewami i drzewami, a także na zwartych łąkach i w szuwarach;

- dla mazurka nie wykryto wyraźnych tendencji do preferowania bądź unikania jakiegoś typu siedliska, prawdopodobnie u tego gatunku znacznie ważniejsza od struktury siedlisk jest obecność starych, dziuplastych drzew w siedlisku;

- kuropatwa najczęściej występowała w mozaice upraw zbóż i okopowych, rzadko natomiast występowała w otoczeniu łąk i pastwisk, zarastających nieużytków, a także upraw rzepaku i kukurydzy;

- dla występowania pokłaskwy niezbędna była obecność łąk, pastwisk, ugorów i nieużytków, natomiast im większy był udział upraw w siedlisku, tym częstość występowania gatunku była mniejsza;

- kłaskawka chętnie występowała na zarastających krzewami odłogach i nieużytkach, a spośród upraw preferowała kukurydzę, rzadko natomiast była stwierdzana na powierzchniach z dużym udziałem upraw zbóż jarych i okopowych, a także łąk i pastwisk;

- cierniówka najczęściej spotykana była na zakrzewionych łąkach, odłogach, nieużytkach i w szuwarach, natomiast na terenach z dużym udziałem upraw, szczególnie kukurydzy i zbóż jarych występowała rzadko, wyjątkiem były uprawy rzepaku, w których występowała stosunkowo często;

- czajka preferowała uprawy kukurydzy, chętnie występowała również w roślinności szuwarowej, rzadko z kolei spotykana była na terenach z dużym udziałem ozimin, okopowych i mocno zarośniętych odłogów i nieużytków.

5. Istotny wpływ na występowanie ptaków, oprócz znanych z literatury cech charakteryzujących roślinność: wysokości i zwarcia, miała także zmienność wysokości roślinności zielnej. Gatunkami, które preferowały siedliska o niewielkiej zmienności roślinności i małym zwarcu były: skowronek, ortolan, pliszka żółta, czajka i kuropatwa, natomiast gatunkami preferującymi dużą zmienność wysokości i większe zwarcie były: pokłaskwa, świergotek łąkowy, potrzos, gąsior, cierniówka i łożówka.

6. Na skład gatunkowy zgrupowań ptaków w krajobrazie rolniczym istotny wpływ ma również kontekst krajobrazowy. Od usytuowania potencjalnego siedliska lęgowego względem terenów zabudowanych, zbiorników i cieków wodnych, czy obszarów leśnych i ich wielkości, a także od obecności w siedlisku elementów pochodzenia antropogenicznego może zależeć występowanie gatunku w danym miejscu, niezależnie od cech siedliska.

7. Wyniki analiz występowania gatunków w zależności od cech siedliska i krajobrazu, a nawet gospodarowania rolniczego mogą się różnić w zależności od skali badań. Poziom regionu daje bardziej precyzyjne wyniki, niż poziomy wyższe, np. kraju, jednak

nawet w regionie mogą występować istotne różnice dla gatunku w przypadku istnienia wyraźnych różnic fizjograficznych między krainami geograficznymi.

8. Ekstensywny typ gospodarowania rolniczego jest najbardziej korzystny dla występowania gatunków w krajobrazie rolniczym. Przy dużym rozdrobnieniu pól i heterogeniczności siedlisk związanej zarówno z różnorodnością elementów produkcyjnych, jak i obecnością siedlisk nieużytkowanych rolniczo, udział w siedlisku łągowym pól o intensywnym sposobie gospodarowania ma mniejsze znaczenie dla ptaków.
9. Skład gatunkowy zgrupowań ptaków na świeżych ugorach oraz nieużytkach, na których zaprzestano gospodarowania rolniczego może znacznie się różnić. Długie odlogowanie powoduje zarastanie ugorów drzewami i krzewami a tym samym utratę siedliska dla ptaków krajobrazu rolniczego.
10. Metoda punktowa liczeń ptaków zasługuje na szersze stosowanie w badaniach występowania ptaków w krajobrazie rolniczym, szczególnie w przypadku badań ukierunkowanych na obliczenie rozpowszechnienia gatunków.
11. Optymalnym przedziałem liczeń ptaków metodą punktową w zróżnicowanym siedliskowo i pod względem sposobów gospodarowania krajobrazie rolniczym Małopolski jest obszar w promieniu 100 m od obserwatora.
12. Dla ochrony ptaków na terenach rolniczych potrzebne są następujące działania:
  - wprowadzenie zmian legislacyjnych zachęcających rolników do ekstensywnego gospodarowania zamiast maksymalizacji produkcji;
  - stopniowe przekształcanie Wspólnej Polityki Rolnej z instrumentu nastawionego na maksymalizację produkcji w narzędzie służące ochronie różnorodności biologicznej terenów rolniczych;
  - wprowadzenie dopłat do utrzymywania na terenach rolniczych elementów nieużytkowanych rolniczo i niezwiązanych z funkcjami produkcyjnymi;
  - powstrzymanie przekształcania terenów rolniczych w inne ekosystemy w wyniku zaprzestania gospodarowania rolniczego, szczególnie na rozległych obszarach;
  - zwiększanie dotacji na programy rolnośrodowiskowe i stopniowe obejmowanie nimi coraz większej liczby gospodarstw;
  - uwzględnienie ochrony przyrody w ustawodawstwie dotyczącym rolnictwa, co pozwoli manewrować dostępnymi środkami i przeznaczać je na działania ukierunkowane na ochronę różnorodności biologicznej terenów rolniczych;
  - objęcie ochroną, w formie twardego prawa, obszarów rolniczych o ponadprzeciętnych walorach, np. jako użytki ekologiczne, obszary Natura 2000 a nawet rezerваты przyrody;
  - propagowanie idei wielofunkcyjnego rolnictwa, które służy nie tylko produkcji żywności, ale również utrzymuje różnorodność biologiczną i dziedzictwo kulturowe;
  - wykorzystanie Ramowej Dyrektywy Wodnej w działaniach na rzecz utrzymania różnorodności krajobrazu rolniczego, np. ochrony wilgotnych łąk, dolin rzecznych;
  - wprowadzenie pakietów rolnośrodowiskowych ukierunkowanych na zachowanie siedlisk nieużytkowanych rolniczo i zarządzanie nimi;
  - dopuszczenie w pakietach rolnośrodowiskowych możliwości wprowadzania bieżących zmian sygnalizowanych przez badania naukowe i monitoring, a także geograficznego zróżnicowania pakietów;

– intensywna edukacja rolników i wypracowanie systemu kontroli wykonania działań, do których rolnik jest w ramach pakietu zobligowany.

Ze względu na czas badań przypadający na okres akcesji Polski do Unii Europejskiej, wyniki pracy będą stanowić odniesienie dla przyszłych badań awifauny w krajobrazach rolniczych umożliwiając monitorowanie zmian występowania ptaków, jak i samego rolnictwa w Małopolsce, już po pełnym wprowadzeniu zasad WPR. Na podstawie uzyskanych wyników nie można jednoznacznie odpowiedzieć na pytanie, czy w Polsce będzie miał miejsce spadek liczebności gatunków związanych z krajobrazem rolniczym, porównywalny z obserwowanym w ostatnich dekadach w Europie Zachodniej. Wiele wskazuje na to, że przynajmniej w tej dziedzinie nie musimy pójść drogą, którą przeszły niektóre kraje tzw. starej Unii. Jednak krajobraz rolniczy południowej Polski nie jest reprezentatywny dla całego kraju i uzyskane w badaniach wyniki ze względu na specyficzne cechy rolnictwa i fizjografii regionu mogą odbiegać od wyników podobnych badań w innych regionach Polski.

## SUMMARY

The most recent decades have witnessed the decline of biodiversity in agricultural landscapes in Europe, including a drop in numbers or shrinking of the distribution ranges of many bird species. Changes in agriculture reflected in adverse population trends may encompass a number of various phenomena, sometimes mutually related. In this study, the methods of studying and analysing factors responsible for the occurrence of birds in the agricultural landscape are proposed. They are distinctly more precise when compared with the methods described most often in the relevant literature, based on analyses of satellite images applying GIS techniques. The objectives of this study included the following:

- to analyse the relationship between the occurrence of breeding birds and variables describing the habitat, landscape and farmland use in the agricultural landscape of southern Poland;
- to describe the characteristic features of agricultural lands in the Małopolska region and their avifauna;
- to test the usefulness of the point count method for studying birds in the agricultural landscape;
- to determine factors affecting the presence or absence of bird species, and;
- to propose methods of agricultural landscape management favouring bird conservation.

The hypothesis was tested that factors influencing the occurrence of birds in agricultural areas affect individual species in different ways. This hypothesis assumes that a given factor may stimulate the occurrence of some species while limiting the numbers of other species. As scientific studies should provide arguments in debates concerning proper methods for management of agricultural lands, the practical objective of this study was to formulate recommendations for further improvement of agro-environmental schemes and other initiatives aimed at active protection of birds, adapted to Polish conditions. A better understanding of the relationships between biodiversity and sustainable development of rural areas is important for the sustainable management of the agricultural landscape.

Małopolska is a region of high habitat diversity conditioned by its geographical features, resulting in a variety of agricultural management farming systems (Fig. 1). The survey was carried out in selected study plots representing the main classes of land cover characteristic of the Małopolska agricultural landscape, i.e. arable lands, complex cultivation patterns, natural grasslands, meadows and pastures as well as lands occupied by agriculture with natural elements (Fig. 2). Data on bird occurrence were gathered along with data on habitat, landscape structure and type of agricultural management. A 10×12 km grid, based on geographical co-ordinates applied in the Polish Ornithological Atlas, was used as a sampling frame for the survey (Fig. 2). Selection of study plots was partly random and partly based on other factors, and primarily on accessibility of a site. The study areas were chosen to be representative of the dominant landscape type (Fig. 3). The current physical-geography division of Poland was used for the geographical classification of study plots' location. The survey covered Polish Uplands, northern Podkarpacie (Carpathian foreland) and the Polish part of the Carpathians (excluding the highest mountain ranges). In terms of administrative borders, the study plots were located in four voievodships (provinces), including almost the entire Małopolska voievodship, and partly – the Podkarpackie, Świętokrzyskie and Śląskie voievodships (Fig. 4).

Bird censuses were conducted in the years 2003-2004, using the point count method. The counts were carried out within different radii around the place of observation: up to 50 m, up to 100 m, and to infinity. The place of observation was also the centre of a study plot. Birds were counted for 15 minutes immediately after the centre of the study plot were set. Censuses were made from early till late morning, and from 5 PM till dusk. Their aim was to detect breeding species. The criteria of breeding followed those given in the Polish Ornithological Atlas.

In the study plots, within a 100-metre radius from the point of counting, variables describing habitat, landscape and management type were recorded. For each study plot, the following variables were determined:

- absolute height (WYSOKOŚĆ, m a.s.l.),
- distance from the nearest built-up area (ZABUDOWA, m),
- distance from the nearest forest of size < 10 hectares (ŁASMAŁY, m),
- distance from the nearest forest of size > 10 hectares (ŁASDUŻY, m),
- distance from the nearest water source (WODA, m),
- vegetation heterogeneity (ROŚLINNOŚĆ),
- habitat fragmentation (MOZAIKA),
- vegetation density (ZWARCIE),
- presence or absence of power lines (LINIE).

Four types of agricultural land management (variable GOSPODARKA) were distinguished, to which study plots were ascribed on the basis of direct observations in the field: INTENSYWNY (Fig. 5), EKSTENSYWNY (Fig. 6), POŚREDNI (Fig. 7) and MIESZANY (Fig. 8). As regards habitats/cultivated fields, their types and percentage shares in the study plots were determined. For statistical analysis of the habitat structure, all habitats were ascribed to the following variables: OZIME, JARE, OKOPOWE, KUKURYDZA, RZEPAK, ŁĄKI, UGORY, SZUWARY. For each plot, the percentage proportion of trees/shrubs was also determined (variable DRZEWA) and, additionally, the distribution structure of trees and shrubs, in the following categories: lack of trees and shrubs on the plot (BEZDRZEW), trees and shrubs arranged in clusters (SKUPISKOWO), trees and shrubs arranged randomly (LOSOWO), and trees and shrubs arranged in uniform manner (RÓWNOMIERNIE). In describing study plots, the geographical regions were also used as a variable (KRAINA) using the division of the area into the roughly defined physiographic units: WYŻYNY, PODKARPACIE and KARPATY. The borders of physiographical units versus administrative divisions are shown in Fig. 9. An image of a cell from the data base with information gathered on a research plot is demonstrated in Fig. 10.

Differences in the average values of variables between plots where a given species occurred and those from which it was absent were verified using the Mann-Whitney test. In order to test the hypothesis that species presence is independent from the variables studied and to assess the statistical significance of differences in the frequencies of occurrence of species resulting from habitat quality features, the Pearson's chi-square test for independence was applied. Next, the structure of habitat was compared between plots with and without birds. To assess the effect of all variables analysed on the occurrence of birds on plots studied, the generalized linear models (GLZ) were used. In order to evaluate models for particular bird species, the comparison was made between the actual occurrence of the studied species and the occurrence predicted by the estimated model. To estimate to what extent the classification of cases identified by the model is better than what could be expected with random predic-



tions, the values of a statistic known as an ‘odds ratio’ were compared. To evaluate differences in the number of species occurring within a different radius (<50 m, 50–100 m, 0–100 m and >100 m) from the central point of a study plot, Mann-Whitney tests were applied.

During the two-year study period, data were collected for 383 study plots. The majority of measured individual variables exhibited a wide range of values, reflecting the great diversity of habitats, landscape, and types of land management in the Małopolska region (Tables 1 and 2). The most common agricultural land use categories in the study plots were spring cereals, and – in descending order – fallow lands, winter cereals, root and bulb crops, and other cultivated vegetables, meadows/pastures, and trees/shrubs. (Table 3). Rape fields, rush communities and maize fields were much less widespread.

Taking into account the counting band to infinity from the counting point, a total number of 99 breeding bird species were found on the study plots. Within a radius of up to 50 m from the observation point, 43 breeding bird species were noted, while within a radius of up to 100 m – 59 species were recorded (Table 4). Eurasian Skylark was the most frequently noted species, irrespective of a distance from the counting point. Other species were recorded much less frequently. Among the species found on 25–50% of study plots there were: Yellow Wagtail, Common Whitethroat, Yellowhammer, Red-backed Shrike, Corn Bunting, Whinchat, and Common Pheasant. Other species typical of agricultural areas, with records allowing statistical analyses, were Common Quail, Marsh Warbler, Northern Lapwing, Eurasian Linnet, Grey Partridge, Common Stonechat, Reed Bunting, Meadow Pipit, Tree Sparrow, Ortolan Bunting, Corncrake, and Great Grey Shrike. The distribution of particular species in the area covered by the studies is shown in Fig. 11–15.

The statistics of the number of species found in particular study plots differ depending on a radius of observation (Table 5). Within a distance of up to 50 m from the counting point, 2–3 bird species were most commonly found, within a 50–100 m radius – 3 species, and within a radius of over 100 m – 3–5 species (Fig. 16), whereas within a 0–100 m radius – 5 bird species were most often noted (Fig. 17). In terms of the numbers of bird species found in two distance ranges: 0–100 m and more than 100 m, the shift in distribution in the 0–100 m range to the right can be seen compared with the distribution in the range of over 100 m (Fig. 17). The results of the analyses carried out show that the number of species found within a radius of 50–100 metres was higher than within a radius of 0–50 m ( $p < 0.001$ ), and that the number of species occurring within a radius of 0–100 m was higher than within a radius over 100 m from the counting point ( $p < 0.001$ ).

Most correlation coefficients between quantitative variables were lower than 0.2 (Table 6). The range of variability of the values of variables differed between the species as well as between the plots, with the given species either present or absent. (Tables 7–14). The statistically significant differences between the plots with the given species present or absent, were found:

- in 14 species in relation to the altitude of plots;
- in 9 species in relation to a distance from built-up areas;
- in 6 species in relation to a distance to the nearest forest smaller than 10 hectares;
- in 8 species in relation to a distance to the nearest forest larger than 10 hectares;
- in 9 species in relation to a distance to water bodies;
- in 9 species in relation to the index of vegetation heterogeneity;
- in 8 species in relation to the index of habitat fragmentation; and

– in 5 species in relation to the index of herbaceous vegetation density (Mann-Whitney tests,  $p < 0.05$ ).

Significant differences in the number of records in the geographical regions distinguished in this study (KRAINA), were demonstrated for 12 of the 19 species analysed (chi-square tests, Table 15). In the case of the LINIE variable (Table 16), the Great Grey Shrike occurred more often in plots with power lines than on plots without power lines ( $p < 0.01$ ), and the Yellow Wagtail occurred more often on plots without power lines than on plots with power lines ( $p < 0.05$ ). Significant differences in the number of records on plots representing different management types (GOSPODARKA) were demonstrated for 12 species (Table 17), while significant differences between the number of records on plots differing in the presence of trees and shrubs and their arrangement within a plot (STRUKTURA), were demonstrated for 10 species (Table 18).

It has been demonstrated that in some species the values of medians pertaining to the proportions of habitat types in the study plots where these species occurred were different from the values in the plots from where these species were absent. In other species, the differences were small or there were even no differences at all (Table 19). Similar findings were demonstrated when analysing average values of the proportions of individual types of habitats in a study plot, for places where a species was present or absent (Fig. 18–36). The analysis using the generalized linear model (GLZ) allowed for the development of models covering simultaneously the effect of quantitative and qualitative variables, for the nineteen most common species (except Pheasant). For individual species, the following numbers of factors turned out to be statistically significant ( $p < 0.05$ ): 4 factors for Marsh Warbler (Table 20), 6 factors for Eurasian Skylark (Table 21), 3 factors for Meadow Pipit (Table 22), 4 factors for Eurasian Linnet (Table 23), 5 factors for Common Quail (Table 24), 4 factors for Corncrake (Table 25), 6 factors for Corn Bunting (Table 26) and Yellowhammer (Table 27), 5 factors for Ortolan Bunting (Table 28) and Reed Bunting (Table 29), 6 factors for Red-backed Shrike (Table 30), 7 factors for Great Grey Shrike (Table 31), 9 factors for Yellow Wagtail (Table 32), 5 factors for Tree Sparrow (Table 33), and Grey Partridge (Table 34), 7 factors for Whinchat (Table 35), 3 factors for Common Stonechat (Table 36), 6 factors for Common Whitethroat (Table 37) and 5 factors for Northern Lapwing (Table 38).

The species composition of the bird fauna and the occupancy of species over the study area have been regarded as characteristic for the landscape dominated by small farms creating the mosaic of agricultural lands (Fig. 37), where different methods of farming are applied (Fig. 38). In the period of study, Eurasian Skylark was the most common species in the agricultural areas of the Małopolska region, with frequent and usually regular occurrence of Yellow Wagtail (Fig. 39), Common Whitethroat, Yellowhammer and Red-backed Shrike. Less common and occurring less regularly, although frequently in some places, were Corn Bunting, Whinchat, Marsh Warbler and Northern Lapwing, and not very frequent but regular visitors were Common Quail, Eurasian Linnet and Grey Partridge. Irregular and not very frequent were Reed Bunting, Common Stonechat, Meadow Pipit, Tree Sparrow, Ortolan Bunting and Corncrake, whilst the remaining species were fairly rare in terms of frequency of records.

Under the term ‘fallow land’ commonly used in the scientific literature, there are many categories of land, including also balks separating fields (Fig. 40). In this study it was shown that such habitats could be populated by both species nesting on the ground and those nesting in trees and shrubs. However, in older fallows a decline of field bird species was observed,

together with the simultaneous appearance of species typical of the early stages of forest succession (Fig. 41). This study demonstrated a preference for or avoidance of certain habitats by birds. However, the sole presence of a certain crop is not always sufficient to predict which species can be found in the given location. Birds are flexible with respect to the proportions of various cultivated plants in a given habitat and it is likely that diversification of the height and density of vegetation are of more importance. Less dense cultivated vegetation makes feeding easier for many avian species (Fig. 42). The more dense and high the vegetation, the fewer the number of birds that can be supported by such an environment (Fig. 43). The diversification of height and density of vegetation affect also the food base, which in turn depends on the features of habitat and hunting patterns applied by birds.

In this study it has been demonstrated that both intensively cultivated vegetation and the older successional stages of fallow lands are similar in terms of vegetation structure, which is seen in high vegetation density. This reduces the potential usefulness of these habitats to birds feeding and nesting on the ground. Because of this, a considerable amount of land taken under cultivation can only be used by birds in the early stages of plants' growth. With time, the more dense vegetation becomes either inaccessible to birds, or the birds are forced to change their hunting patterns into more energy-consuming ones or those which require greater distances to be covered. The diverse land use, higher proportions of fields with relatively low vegetation and density throughout the whole vegetation season, as well as cutting at proper intervals, and controlled levels of pasturing, can markedly increase the availability of land to many bird species typical of open areas. The diversification of the height of cultivated plants also contributes to greater accessibility of the area to an increased number of species. Next, the increase in the proportion of trees or shrubs in a habitat means the declining attractiveness of the habitat to species typical of fields, such as skylarks, yellow wagtails, quails and lapwings. The future efforts concerning the cultivation of cereals and other crops should be aimed at selecting plants with low height coverage, which will not require dense sowing, as well at breeding cultivars of variable plant heights which will be favourable for higher numbers of breeding bird species. The real challenge is to work out such recommendations for protection of birds in agricultural landscapes which would promote diversity in avian fauna, but without restricting the living space of species typical of agroecosystems. This study has demonstrated that bird species show individual preferences for certain combination of factors describing features of habitat, landscape and management. However, because of the complexity of such systems, the fundamental objective in the practice of agricultural land management should be to maintain the mosaic of cultivated lands and – as far as possible – also the natural elements adding to habitat diversity.

The structure of landscape is among the basic factors influencing the species composition of avifauna and organization of bird communities in agricultural areas. The complicated ownership and area structure of southern Poland farmland is also noticeable at the landscape level where specific conditions additionally came into play. One of these is human population density and the extremely strong and historically determined tendency to dispersed farm development (Fig. 44). In agricultural lands, it results in a dense network of power lines (Fig. 45), which also serve birds e.g. for stalking prey (Fig. 46). The agriculture of Małopolska is multi-directional, and usually moderately intensive. Small farm plots are divided by balks on which trees and shrubs often appear, similarly as on fields and meadows lying fallow. These diversity of habitats and land use constitute an unusual overall landscape diversity (Fig. 47).

Owing to considerable altitudinal variation within the distinguished geographic regions (Fig. 48), Małopolska provides very good conditions for studying the impact of the biogeographical variables on bird fauna. The studies also show that the factors affecting the occurrence of birds are better sought in a smaller scale, e.g. at a regional level, or even at a local level when the region is diversified in terms of its physiographic features (which is the case in southern Poland). Comparison of data on species distribution obtained in this study and data from the national breeding bird monitoring has shown both similarities and differences (Table 39).

The results obtained in this study testify to the fact that the intensification of agriculture is not the sole factor adversely affecting the avifauna. For some species, a similar effect occurs in the case of over-extensification, which in an extreme form results in the abandoning of agricultural activity over large areas. Although this phenomenon may not necessarily be reflected directly in the decline of bird fauna richness, or even more broadly – in biodiversity, in the case of protecting specific rare or endangered species of birds, it can show an effect similar to that exerted by intensification of agriculture. The extensification of agricultural production in the areas used intensively to date should be completed while at the same time retaining a high level of habitat fragmentation. Introducing tree belts or small clusters of trees and shrubs is of no less importance, particularly in the case of sizeable pieces of land under monocultures. However, the unjustified afforestation of larger plots is unacceptable. Even intensively cultivated crops provide better conditions for nesting than areas overgrown as a result of long fallowing (Fig. 49). The farm management practice adopted, as such, is crucial in retaining the open character of the habitat and not allowing the field, meadow or pasture to be overgrown by trees and shrubs, because reaching such a state is paramount to the loss of habitat for species typical of fields and meadows (Fig. 50).

This study has also proven that the point count method for birds could be applied successfully in the research conducted in an agricultural landscape. It provides a simple way to determine differences between the plots studied, and may therefore be used to follow seasonal fluctuations in population numbers, to monitor changes in populations and learn about trends in the changing environment, to find habitat preferences of particular species or even to estimate bird population densities. The great majority of bird species can easily be detected in an agricultural landscape, provided that the counting is done at the right time and takes into account the behaviour of the birds (Fig. 51) and the observation conditions. Applying the point count method in an agricultural landscape may, nonetheless, require modifications of borders within which the counts are performed, depending on local conditions. It was shown that in the diversified landscape of the Małopolska region where extensive farming prevails, in the studies on bird fauna, the optimum distance from the observer is 100 metres.

For the effective protection of biological diversity and heterogeneity of the agricultural landscape in Poland and – on a wider scale – in Europe, a number of important practical actions are required, as follows:

- introduction of legislative changes encouraging farmers to undertake extensive cultivation instead of simply maximising production;
- gradual transformation of the Common Agricultural Policy from an instrument focused on maximisation of production into a tool promoting protection of the biological diversity of farmlands;

- introducing payments to farmers for retaining elements other than agricultural use and not linked to production;
- halting the transformation of farmlands into other ecosystems as a result of increasing non-farming use on large areas;
- increasing subsidies for and promoting uptake of agri-environmental programmes;
- including nature conservation issues in the legislation concerning agriculture, so permitting a more flexible use of funds, allocated to measures aimed at protecting biodiversity in agricultural areas;
- extending legal protection, in the form of dedicated laws, to farmlands of particularly high value, e.g. as so called ecologicals, Natura 2000 sites, or even nature reserves;
- propagating the idea of a multi-functional agriculture aimed not only at food production but also at retaining biodiversity and cultural heritage;
- using the EU Water Framework Directive within the measures aimed at retaining diversity of agricultural landscapes, e.g. protecting wet meadows and river valleys;
- introducing agri-environmental packages aimed at retaining habitats not used as farmlands;
- allowing ongoing modifications in agri-environmental packages as indicated by scientific research and monitoring, as well as diversifying the packages depending on geographical considerations; and
- carrying out an intensive educational programme among farmers and developing a system for monitoring the implementation of measures required of farmers under the relevant package.

Individual species differ in habitat requirements, dispersion abilities and general features of distribution. Hence it is important that factors essential to the occurrence of birds are identified at the level of species and not of higher taxonomic units or even the entire community. The results of analyses carried out in this study on the variables of potential importance to breeding species indicate unambiguously that even species regarded as common are susceptible to changes in habitat quality, structure of landscape or methods of land management. The factors responsible for the occurrence of birds are species-specific. It happens that they differ for two species, or even oppose each other. This has certain consequences for management of farmland because any activity can bring about both positive and negative effects. Future strategies for management of agricultural lands have to reconcile specific conservation requirements for individual bird species. Because the studies coincided with the accession of Poland to the European Union, the results will provide a reference point for future studies of avifauna in agricultural landscapes, to enable monitoring of changes in the occurrence of birds as well as changes in the agricultural landscape of Małopolska, from the inception of the implementation of the Common Agricultural Policy.



### *Podziękowania*

Przeprowadzenie prezentowanych badań było możliwe dzięki projektowi nr 3P04G02323 (2003–2005) finansowanemu przez Komitet Badań Naukowych. Serdecznie dziękuję dr. hab. Krzysztofowi Kujawie – recenzentowi pracy, za czas poświęcony na dyskusje oraz wnikliwe, krytyczne, a jednocześnie konstruktywne uwagi, które pozwoliły wyeliminować wiele niedociągnięć. Weześniejsze wersje manuskryptu przeczytali także, dając autorowi cenne wskazówki: Henryk Okarma, Grzegorz Orłowski, Piotr Skórka, Piotr Tryjanowski i Andrzej Wuczyński. Wiele uwag, które w istotny sposób wpłynęły na ostateczny kształt pracy otrzymałem również po prezentacji metod i wstępnych wyników podczas kilku seminariów i konferencji. Zasługi osób, które wzięły udział w tych dyskusjach muszą pozostać anonimowe, niemniej jestem wszystkim bardzo wdzięczny. Podziękowania należą się również: Joannie Perzanowskiej – za pomoc w badaniach terenowych, Grzegorzowi Cierlikowi – za przygotowanie bazy danych, zarządzanie nią i pomoc w badaniach, Januszowi Wątrobie – za sugestie dotyczące wyboru metod statystycznego opracowania wyników oraz rady udzielane w trakcie analiz i na etapie interpretacji wyników, Wiesławowi Królowi – za pomoc w przygotowaniu rycin. Ponadto, serdecznie dziękuję Pani dr hab. Róży Kaźmierczakowej za wnikliwą recenzję wydawniczą oraz Agacie Skoczylas i Andrzejowi Kalembie za całość prac związanych z wydaniem pracy.

## LITERATURA

1. Aebischer N.J., Evans A.D., Grice P.V., Vickery J.A. (red.). 2000. Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. BOU, Tring, UK.
2. Allen A.P., O'Connor R.J. 2000. Interactive effects of land use and other factors on regional bird distributions. *J. Biogeogr.* 27: 889–900.
3. Atkinson P.W., Buckingham D., Morris A.J. 2004. What factors determine where invertebrate-feeding birds forage in dry agricultural grasslands? *Ibis* 146, Suppl. 2: 99–107.
4. Atkinson P.W., Fuller R.J., Vickery J.A. 2002. Large-scale patterns of summer and winter birds distribution in relation to farmland type in England and Wales. *Ecography* 25: 466–480.
5. Atkinson P.W., Fuller R.J., Vickery J.A., Conway G.J., Tallowin J.R.B., Smith R.E.N., Haysom K.A., Ings T.C., Asteraki E.J., Brown V.K. 2005. Influence of agricultural management, sward structure and food resources on grassland field use by birds in lowland England. *J. Appl. Ecol.* 42: 932–942.
6. Ausden M., Sutherland W.J., James R. 2001. The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. *J. Appl. Ecol.* 38: 320–338.
7. Baguette M., Deceuninck B., Muller Y. 1994. Effect of spruce afforestation on bird community dynamics in a native broad-leaved forest area. *Acta Oecol.* 15: 275–288.
8. Baillie S.R., Sutherland W.J., Freeman S.N., Gregory R.D., Paradis E. 2000. Consequences of large-scale processes for the conservation of bird population. *J. Appl. Ecol.* 37, Suppl. 1: 88–102.
9. Báldi A. 2005. The importance of temporal dynamics of edge effect in reedbed design: a 12-year study on five bird species. *Wetl. Ecol. Manag.* 13: 183–189.
10. Báldi A., Batáry P., Erdős S. 2005. Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 108: 251–263.
11. Báldi A., Faragó S. 2007. Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). *Agric. Ecosyst. Environ.* 118: 307–311.
12. Bański J. 2007. Geografia rolnictwa Polski. PWE, Warszawa.
13. Baranowski M., Ciołkosz A. 1997. Nowa mapa użytkowania ziemi w Polsce jako pochodna bazy danych „CORINE land cover”. *Polski Przegląd Kartograficzny* 29: 219–227.
14. Barnett P.R., Whittingham M.J., Bradbury R.B., Wilson J.D. 2004. Use of unimproved and improved lowland grassland by wintering birds in the UK. *Agric. Ecosyst. Environ.* 102: 49–60.
15. Bednorz J. 1983. Awifauna Słowińskiego Parku Narodowego z uwzględnieniem stosunków ilościowych. *Prace Kom. Biol. Pozn. Tow. Przyj. Nauk.* 65: 1–101.
16. Bednorz J., Kupczyk M. 1995. Fauna ptaków doliny Noteci. W: Bednorz J. (red.). *Ptaki doliny Noteci. Prace ZBiEP UAM* 3: 3–94
17. Beintema A.I., Dunn E., Stroud D.A. 1997. Birds and wet grasslands. W: Pain D.J., Pienkowski M.W. (red.). *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation.* Academic Press, London: 269–296.
18. Bellamy P.E., Hinsley S.A., Newton I. 1996. Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *J. Appl. Ecol.* 33: 249–262.
19. Bengtsson J., Ahnström J., Weibull A.-C. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 42: 261–269.

20. Bennett A.F., Radford J.Q., Haslem A. 2006. Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. *Biol. Conserv.* 133: 250–264.
21. Benton T.G., Vickery J.A., Wilson J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *TREE* 4: 182–188.
22. Berendse F., Chamberlain D., Kleijn D., Schekkerman H. 2004. Declining biodiversity in agricultural landscapes and the effectiveness of agri-environment schemes. *Ambio* 33: 499–502.
23. Berg Å. 2002. Breeding birds in short-rotation coppices on farmland in central Sweden – the importance of *Salix* height and adjacent habitats. *Agric. Ecosyst. Environ.* 90: 265–276.
24. Berg Å., Gustafson T. 2007. Meadow management and occurrence of corncrake *Crex crex*. *Agric. Ecosyst. Environ.* 120: 139–144.
25. Berg Å., Lindberg T., Källebrink K.G. 1992. Hatching success of lapwings on farmland: differences between habitats and colonies of different sizes. *J. Anim. Ecol.* 61: 469–476.
26. Berg Å., Pärt T. 1994. Abundance of breeding farmland birds on arable and set-aside at forest edges. *Ecography* 17: 147–152.
27. Berger G., Kächele H., Pfeffer H. 2006. The greening of the European common agricultural policy by linking the European-wide obligation of set-aside with voluntary agri-environmental measures on a regional scale. *Environ. Sci. Policy* 9: 509–524.
28. Berger G., Pfeffer H., Kächele H., Andreas S., Hoffmann J. 2003. Nature protection in agricultural landscapes by setting aside unproductive areas and ecotones within arable fields (“Infield Nature Protection Spots”). *J. Nature Conserv.* 11: 221–233.
29. Bergin T.M., Best L.B., Freemark K.E., Koehler K.J. 2000. Effects of landscape structure on nest predation in roadsides of a midwestern agroecosystem: a multiscale analysis. *Landscape Ecol.* 15: 131–143.
30. Bergschmidt A., Plankal R. 1999. The evaluation of agri-environmental programmes in accordance with Agenda 2000. *Ber. Landwirtsch.* 77: 570–590.
31. Bersier L.-F., Meyer D. R. 1994. Bird assemblages in mosaic forests: the relative importance of vegetation structure and floristic composition along the successional gradient. *Acta Oecol.* 15: 561–576.
32. Bevanger K. 1994. Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigation measures. *Ibis* 136: 412–425.
33. Bevanger K. 1998. Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. *Biol. Conserv.* 86: 67–76.
34. Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. 1992. *Bird census techniques*. Academic Press, London.
35. Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S.H. 2000. *Bird census techniques*. Second Edition. Academic Press, London.
36. Biesmeijer J.C., Roberts S.P.M., Reemer M., Ohlemueller R., Edwards M., Peeters T., Schaffers A.P., Potts S.G., Kleukers R., Thomas C.D., Settele J., Kunin W.E. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351–354.
37. Bignal E.M., McCracken D.I. 1996. Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *J. Appl. Ecol.* 33: 413–424.
38. BirdLife International 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International Series No. 12.

39. Birrer S., Spiess M., Herzog F., Jenny M., Kohli L., Lugrin B. 2007. The Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds: but only moderately. *J. Ornithol.* 148, Suppl. 2: 295–303.
40. Boatman N.D., Brickle N.W., Hart J.D., Milsom T.P., Morris A.J., Murray K.A., Robertson P.A. 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis* 146, Suppl. 2: 131–143.
41. Bojnc S. 1996. Integration of Central Europe in the common agricultural policy of the European Union. *World Economy* 19: 447–463.
42. Boulinier T., Nichols J.D., Hines J.E., Sauer J.R., Flather C.H., Pollock K.H. 2001. Forest fragmentation and bird community dynamics: inference at regional scales. *Ecology* 82: 1159–1169.
43. Boutin C., Freemark K.E., Kirk D.A. 1999. Farmland birds in southern Ontario: field use, activity patterns and vulnerability to pesticide use. *Agric. Ecosyst. Environ.* 72: 239–254.
44. Böhning-Gaese K. 1997. Determinants of avian species richness at different spatial scales. *J. Biogeogr.* 24: 49–60.
45. Bracken F., Bolger T. 2006. Effects of set-aside management on birds breeding in lowland Ireland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 117: 178–184.
46. Bradbury R.B., Kirby W.B. 2006. Farmland birds and resource protection in the UK: cross-cutting solutions for multi-functional farming? *Biol. Conserv.* 129: 530–542.
47. Bradbury R.B., Payne R.J.H., Wilson J.D., Krebs J.R. 2001. Predicting population responses to resource management. *TREE* 8: 440–445.
48. Brambilla M., Guidali F., Negri I. 2008. The importance of an agricultural mosaic for Cirl Buntings *Emberiza cirius* in Italy. *Ibis* 150: 628–632.
49. Brambilla M., Rubolini D., Guidali F. 2007. Between land abandonment and agricultural intensification: habitat preferences of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* in low-intensity farming conditions. *Bird Study* 54: 160–167.
50. Brickle N.W., Peach W.J. 2004. The breeding ecology of Reed Buntings *Emberiza schoeniclus* in farmland and wetland habitats in lowland England. *Ibis* 146: 69–77.
51. Britschgi A., Spaar R., Arlettaz R. 2006. Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat *Saxicola rubetra*: lessons for overall Alpine meadowland management. *Biol. Conserv.* 130: 193–205.
52. Brumm H., Todt D. 2004. Male-male vocal interactions and the adjustment of song amplitude in a territorial bird. *Animal Behav.* 67: 281–286.
53. Buckingham D.L., Peach W.J., Fox D.S. 2006. Effects of agricultural management of the use of lowland grassland by foraging birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112: 21–40.
54. Burel F., Baudry J. 1995. Species biodiversity in changing agricultural landscapes: a case study in the Pays d’Auge, France. *Agric. Ecosyst. Environ.* 55: 193–200.
55. Butler S.J., Vickery J.A., Norris K. 2007. Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science* 315: 381–384.
56. Campbell L.H., Avery M.I., Donald P.F., Evans A.D., Green R.E., Wilson J.D. 1997. A Review of the Indirect Effects of Pesticides on Birds. Joint Nature Conservation Committee (JNCC) Report 227, Peterborough, UK.
57. Carrascal L.M., Palomino D. 2006. Factors affecting the geographic distribution of the family *Turdidae* in the Iberian Peninsula. *Ardeola* 53: 127–141.

58. Chamberlain D.E., Fuller R.J. 2000. Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agric. Ecosyst. Environ.* 78: 1–17.
59. Chamberlain D.E., Fuller R.J. 2001. Contrasting patterns of change in the distribution and abundance of farmland birds in relation to farming system in lowland Britain. *Global Ecol. Biogeogr.* 10: 399–409.
60. Chamberlain D.E., Fuller R.J., Bunce R.G.H., Duckworth J.C., Shrubbs M. 2000a. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.* 37: 771–788.
61. Chamberlain D.E., Gough S., Vickery J.A., Firbank L.G., Petit S., Pywell R., Bradbury R.B. 2004. Rule-based predictive models are not cost-effective alternatives to bird monitoring on farmland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 101: 1–8.
62. Chamberlain D.E., Vickery J.A., Gough S. 2000b. Spatial and temporal distribution of breeding skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type in periods of population increase and decrease. *Ardea* 88: 61–73.
63. Chamberlain D.E., Wilson A., Browne S., Vickery J. 1999a. Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *J. Appl. Ecol.* 36: 856–870.
64. Chamberlain D.E., Wilson J.D., Fuller R.J. 1999b. A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biol. Conserv.* 88: 307–320.
65. Christensen K.D., Jacobsen E.M.M., Nohr H. 1996. A comparative study of bird faunas in conventionally and organically farmed areas. *Dansk Ornit. Foren. Tids.* 90: 21–28.
66. Chmielewski S., Tabor J., Tabor M., Tabor A. 1998. Ziemia Radomska i Kielecka. W: Krogulec J. (red.). Ptaki łąk i mokradel Polski (stan populacji, zagrożenia i perspektywy ochrony). Fundacja IUCN Polska, Warszawa: 229–262.
67. Chrzan K.L., Wuczyński A., Jakubiec Z. 2008. Problemy i zagrożenia wynikające z wzajemnego oddziaływania ptaków i napowietrznych linii elektroenergetycznych. *Wiad. Elektrotechn.* 76: 24–27.
68. Chylarecki P. 2009. Elementy planowania monitoringu. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych: poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią. BMŚ, Warszawa: 21–44.
69. Chylarecki P., Jawińska D. 2007. Monitoring Pospolitych Ptaków Lęgowych. Raport z lat 2005–2006. OTOP, Warszawa.
70. Chylarecki P., Jawińska D., Kuczyński L. 2006. Monitoring Pospolitych Ptaków Lęgowych. Raport z lat 2003–2004. OTOP, Warszawa.
71. Cole L.J., McCracken D.I., Dennis P., Downie I.S., Griffin A.L., Foster G.N., Murphy K.J., Waterhouse T. 2002. Relationships between agricultural management and ecological groups of ground beetles (*Coleoptera: Carabidae*) on Scottish farmland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93: 323–336.
72. Coreau A., Martin J.L. 2007. Multi-scale study of bird species distribution and of their response to vegetation change: a Mediterranean example. *Landscape Ecol.* 22: 747–764.
73. Council of Europe 1996. The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy. Nature and Environment 74. Council of Europe, Strasbourg.
74. Cramp S., Perrins C.M., Brooks D.J. (red.) 1993. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic. Oxford, New York.



75. Critchley C.N.R., Allen D.S., Fowbert J.A., Mole A.C., Gundrey A.L. 2004. Habitat establishment on arable land: assessment of an agri-environment scheme in England, UK. *Biol. Conserv.* 119: 429–442.
76. Cunningham R.B., Lindenmayer D.B., Crane M., Michael D., MacGregor C., Montague-Drake R., Fischer J. 2008. The combined effects of remnant vegetation and tree planting on farmland birds. *Conserv. Biol.* 22: 742–752.
77. Cyr A., Lepage D., Freemark K. 1995. Evaluating point count efficiency relative to territory mapping in cropland birds. W: Ralph C. J., Sauer J. R., Droege S. (red.). *Monitoring bird populations by point counts*. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US. Department of Agriculture. Albany, CA: 63–68.
78. Czapulak A. 1998. Dolny Śląsk. W: Krogulec J. (red.). *Ptaki łąk i mokradeł Polski (stan populacji, zagrożenia i perspektywy ochrony)*. Fundacja IUCN Polska, Warszawa: 103–134.
79. Delgado A., Moreira F. 2000. Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. *Agric. Ecosyst. Environ.* 78: 65–76.
80. Delgado A., Moreira F. 2002. Do wheat, barley and oats provide similar habitat and food resources for birds in cereal steppes? *Agric. Ecosyst. Environ.* 93: 441–446.
81. Devictor V., Julliard R., Couvet D., Lee A., Jiguet F. 2007. Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conserv. Biol.* 21: 741–751.
82. Díaz M., Campos P., Pulido F.J. 1997. The Spanish *dehesas*: a diversity in land-use and wildlife. W: Pain D.J., Pienkowski M.W. (red.). *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. Academic Press, London: 178–209.
83. Dombrowski A., Goławski A. 2002. Changes in numbers of breeding birds in an agricultural landscape of east-central Poland. *Vogelwelt* 123: 79–87.
84. Dombrowski A., Goławski A. 2004. Znaczenie odłogów w preferencjach środowiskowych wybrancy gatunków lęgowych ptaków w krajobrazie rolniczym środkowej Polski. *Not. Orn.* 45: 83–90.
85. Dombrowski A., Kot H., Kasprzykowski Z., Kot C. 1998. Mazowsze. W: Krogulec J. (red.). *Ptaki łąk i mokradeł Polski (stan populacji, zagrożenia i perspektywy ochrony)*. Fundacja IUCN Polska, Warszawa: 195–228.
86. Donald P.F. 1998. Changes in the abundance of invertebrates and plants on British farmland. *Brit. Wildl.* 9: 279–289.
87. Donald P.F., Buckingham D.L., Moorcroft D., Muirhead L.B., Kirby W.B. 2001b. Habitat use and diet of skylarks *Alauda arvensis* wintering on lowland farmland in southern Britain. *J. Appl. Ecol.* 38: 536–547.
88. Donald P.F., Green R.E., Heath M.F. 2001a. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland populations. *Proc. R. Soc. Lond. B* 268: 25–29.
89. Donald P.F., Pisano G., Rayment M.D., Pain D.J. 2002. The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 89: 169–182.
90. Donald P.F., Sanderson F.J., Burfield I.J., van Bommel F.P.J. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1190–2000. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116: 189–196.
91. Donald P.F., Vickery J.A. 2000. The importance of cereal fields for breeding and wintering skylarks *Alauda arvensis* in the UK. W: Aebischer N.J., Evans A.D., Grice P.V., Vickery

- J.A (red.). Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. BOU, Tring, UK: 140–150.
92. Durant D., Tichit M., Fritz H., Kernéis E. 2008. Field occupancy by breeding lapwings *Vanellus vanellus* and redshanks *Tringa totanus* in agricultural wet grasslands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 128: 146–150.
93. Dyduch-Falniowska A., Kaźmierczakowa R., Makomaska-Juchiewicz M., Perzanowska-Sucharska J., Zając K. 1999. *Ostoje przyrody w Polsce*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
94. Dyduch-Falniowska A., Zając K. (red.) 1996. *Corine biotopes w integracji danych przyrodniczych w Polsce*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
95. EEA 2009. Distribution and targeting of the CAP budget from a biodiversity perspective. EEA Technical Report No 12/2009. European Environment Agency, Copenhagen.
96. Eraud C., Boutin J.-M. 2002. Density and productivity of breeding skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France. *Bird Study* 49: 287–296.
97. European Commission 1999. *Environment in the European Union at the turn of the century*. European Environment Agency, Copenhagen.
98. European Commission 2004. *Agriculture, Environment, Rural Development: Facts and Figures – A Challenge for Agriculture*. Available from: <http://ec.europa.eu/agriculture/envir/report/en/index.htm>
99. Evans A.D. 1997. The importance of mixed farming for seed-eating birds in the UK. W: Pain D.J., Pienkowski M.W. (red.). *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. Academic Press, London: 331–357.
100. Evans A.D., Green R.E. 2007. An example of a two-tiered agri-environment scheme designed to deliver effectively the ecological requirements of both localised and widespread bird species in England. *J. Ornithol.* 148: 279–286.
101. Evans K.L. 2004. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146: 1–13.
102. Eybert M.C., Constant P., Lefeuvre J.C. 1995. Effects of changes in agricultural landscape on a breeding population of linnets *Acanthis cannabina* L. living in adjacent heathland. *Biol. Conserv.* 74: 195–202.
103. Farina A. 1997. Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecol.* 12: 365–378.
104. Field R.H., Anderson G.Q.A. 2004. Habitat use by breeding Tree Sparrows *Passer montanus*. *Ibis* 146, Suppl. 2: 60–68.
105. Filippi-Codaccioni O., Clobert J., Julliard R. 2009. Urbanisation effects on the functional diversity of avian agricultural communities. *Acta Oecol.* 35: 705–710.
106. Filippi-Codaccioni O., Devictor V., Clobert J., Julliard R. 2008. Effects of age and intensity of urbanization on farmland bird communities. *Biol. Conserv.* 141: 2698–2707.
107. Filloy J., Bellocq M.I. 2007. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. *Agric. Ecosyst. Environ.* 120: 291–298.
108. Firbank L.G., Smart S.M., Crabb J., Critchley C.N.R., Fowbert J.W., Fuller R.J., Gladders P., Green D.B., Henderson I., Hill M.O. 2003. Agronomic and ecological costs and benefits of set-aside in England. *Agric. Ecosyst. Environ.* 95: 73–85.
109. Flade M., Plachter H., Schmidt R., Werner A. (red.) 2006. *Nature Conservation in Agricultural Ecosystems*. Quelle & Meyer Verlag Wiebelsheim.

110. Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570–574.
111. Fox A.D. 2004. Has Danish agriculture maintained farmland bird populations? *J. Appl. Ecol.* 41: 427–439.
112. Fox T., Heldbjerg H. 2008. Which regional features of Danish agriculture favour the corn bunting in the contemporary farming landscape? *Agric. Ecosyst. Environ.* 126: 261–269.
113. Freemark K., Rogers C. 1995. Modification of Point Counts for Surveying Cropland Birds. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149.
114. Fuller R., Hill D., Tucker G. 1991. Feeding the birds down on the farm: perspectives from Britain. *Ambio* 20: 232–237.
115. Fuller R.J., Chamberlain D.E., Burton N.H.K., Gough S.J. 2001. Distributions of birds in lowland agricultural landscapes of England and Wales: how distinctive are bird communities of hedgerows and woodland? *Agric. Ecosyst. Environ.* 84: 79–92.
116. Fuller R.J., Gregory R.D., Gibbons D.W., Marchant J.H., Wilson J.D., Baillie S.R., Carter N. 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conserv. Biol.* 9: 1425–1441.
117. Fuller R.J., Hinsley S.A., Swetnam R.D. 2004. The relevance of non-farmland habitats, uncropped areas and habitat diversity to the conservation of farmland birds. *Ibis* 146, Suppl. 2: 22–31.
118. Fuller R.J., Langslow D.R. 1984. Estimating numbers of birds by point counts: how long should counts last? *Bird Study* 31: 195–202.
119. Fuller R.J., Trevelyan R.J., Hudson R.W. 1997. Landscape composition models for breeding bird populations in lowland English farmland over a 20 year period. *Ecography* 20: 295–307.
120. Gaston K.J. 2003. The structure and dynamics of geographic ranges. Oxford University Press, Oxford.
121. Genghini M., Gellini S., Gustin M. 2006. Organic and integrated agriculture: the effects on bird communities in orchard farms in northern Italy. *Biodivers. Conserv.* 15: 3077–3094.
122. Gibbons D.W., Gregory R.D. 2006. Birds. W: Sutherland W.J. (red.). *Ecological census techniques. A handbook. Second Edition.* Cambridge University Press: 308–350.
123. Gillings S., Fuller R.J. 1998. Changes in bird populations on sample lowland English farms in relation to loss of hedgerows and other non-crop habitats. *Oecologia* 116: 120–127.
124. Gilroy J.J., Anderson G.Q.A., Grice P.V., Vickery J.A., Bray I., Watts P.N., Sutherland W.J. 2008. Could soil degradation contribute to farmland bird declines? Links between soil penetrability and the abundance of yellow wagtails *Motacilla flava* in arable fields. *Biol. Conserv.* 141: 3116–3126.
125. Giralt D., Brotons L., Valera F., Kristin A. 2008. The role of natural habitats in agricultural systems for bird conservation: the case of the threatened Lesser Grey Shrike. *Biodivers. Conserv.* 17: 1997–2012.
126. Głowaciński Z. 1975. Ptaki Puszczy Niepołomickiej (studium faunistyczno-ekologiczne). *Acta Zool. Cracov.* 20: 1–87.
127. Głowaciński Z. 1981. Stability in bird communities during the secondary succession of a forest ecosystem. *Ekol. Pol.* 29: 73–95.

128. Goławski A., Dombrowski A. 2002. Habitat use of Yellowhammers *Emberiza citrinella*, Ortolan Buntings *E. hortulana* and Corn Buntings *Miliaria calandra* in farmland of east-central Poland. *Ornis Fenn.* 79: 164–172.
129. Goławski A., Dombrowski A. 2004. Awifauna łągowa wybranych fragmentów krajobrazu rolniczego wschodniej Polski. *Not. Orn.* 45: 44–49.
130. Goławski A., Meissner W. 2008. The influence of territory characteristics and food supply on the breeding performance of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in an extensively farmed region of eastern Poland. *Ecol Res.* 23: 347–353.
131. Górski W. 1988. Ptaki gniazdujące w krajobrazie rolniczym Wysoczyzny Damnickiej (NW Polska). *Acta Orn.* 24: 29–61.
132. Górski A., Nowakowski J. 1998. Podlasie. W: Krogulec J. (red.). *Ptaki łąk i mokradeł Polski (stan populacji, zagrożenia i perspektywy ochrony)*. Fundacja IUCN Polska, Warszawa: 169–194.
133. Grashof-Bokdam C.J., van Langevelde F. 2005. Green veining: landscape determinants of biodiversity in European agricultural landscapes. *Landscape Ecol.* 20: 417–439.
134. Green R.E. 1984. The feeding ecology of partridge chicks (*Electoris rufa* and *Perdix perdix*) on arable farmland in East Anglia. *J. Appl. Ecol.* 21: 817–830.
135. Green R.E., Osborne P.E., Sears E.J. 1994. The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. *J. Appl. Ecol.* 31: 677–692.
136. Gregory R.D., Marchant J.H. 1996. Population trends of Jays, Magpies, Jackdaws and Carrion Crows in the UK. *Bird Study* 43: 28–37.
137. Gregory R.D., Noble D.G., Custance J. 2004. The state of play of farmland birds: population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. *Ibis* 146, Suppl. 2: 1–13.
138. Gregory R.D., van Strien A., Vorišek P., Meyling A.W.G., Noble D.G., Foppen R.P.B., Gibbons D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B* 360: 269–288.
139. Griesser M., Hegelbach J. 1999. Territorialität und Brutbiologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in extensiv bewirtschafteten Wiesen des Flughafens Zürich-Kloten. *Ornithol. Beob.* 96: 73–82.
140. Grujbarova Z., Kocian L., Nemethova D. 2005. Habitat selection in the Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) and the Reed Bunting (*Emberiza schoeniclus*). *Biologia* 60: 571–577.
141. Grzybek J., Michalak I., Osiejuk T.S., Tryjanowski P. 2008. Densities and habitats of the Tawny Pipit *Anthus campestris* in the Wielkopolska region (W Poland). *Acta Ornithol.* 43: 221–225.
142. Gu W., Swihart R.K. 2004. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrences on wildlife-habitat models. *Biol. Conserv.* 116: 195–203.
143. GUS 2006. Charakterystyka obszarów wiejskich w roku 2005. Główny Urząd Statystyczny, Urząd Statystyczny w Olsztynie.
144. GUS 2008. Użytkowanie gruntów, powierzchnia zasiewów i pogłowie zwierząt gospodarskich w 2008 r. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
145. GUS 2009a. Rocznik Statystyczny Rolnictwa. Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa.
146. GUS 2009b. Rolnictwo w 2008 roku. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.

147. Hagemeyer E.J.M., Blair M.J. (red.) 1997. The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance. T. & A.D. Poyser, London.
148. Hald A.B. 1999. Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark. *Ann. Appl. Biol.* 134: 307–314.
149. Hart J.D., Milsom T.P., Fisher G., Wilkins V., Moreby S.J., Murray A.W.A., Robertson P.A. 2006. The relationship between yellowhammer breeding performance, arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland. *J. Appl. Ecol.* 43: 81–91.
150. Haslem A., Bennett A.F. 2008a. Countryside elements and the conservation of birds in agricultural environments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 125: 191–203.
151. Haslem A., Bennett A.F. 2008b. Birds in agricultural mosaics: the influence of landscape pattern and countryside heterogeneity. *Ecol. Appl.* 18: 185–196.
152. Heikkinen R.K., Luoto M., Virkkala R., Rainio K. 2004. Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *J. Appl. Ecol.* 41: 824–835.
153. Henderson I.G., Cooper J., Fuller R.J., Vickery J. 2000a. The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *J. Appl. Ecol.* 37: 335–347.
154. Henderson I.G., Ravenscroft N., Smith G., Holloway S. 2009. Effects of crop diversification and low pesticide inputs on bird populations on arable land. *Agric. Ecosyst. Environ.* 129: 149–156.
155. Henderson I.G., Vickery J.A., Fuller R.J. 2000b. Summer bird abundance and distribution on set-aside fields on intensive arable farms in England. *Ecography* 23: 50–59.
156. Herrmann M. 2006. Implementation of the results of the Schorfheide-Chorin Project. W: Flade M., Plachter H., Schmidt R., Werner A. (red.). *Nature Conservation in Agricultural Ecosystems*. Quelle & Meyer Verlag Wiebelsheim: 613–637.
157. Herzog F., Dreier S., Hofer G., Marfurt C., Schüpbach B., Spiess M., Walter T. 2005. Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 108: 189–204.
158. Herzog F., Steiner B., Bailey D., Baudry J., Billeter R., Bukáček, De Blust G., De Cock R., Dirksen J., Dormann C.F., De Filippi R., Frossard E., Liira J., Schmidt T., Stöckli R., Thenail C., van Wingerden W., Bugter R. 2006. Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *Eur. J. Agron.* 24: 165–181.
159. Herzon I., Auninš A., Elts J., Preikša Z. 2008. Intensity of agricultural land-use and farmland birds in the Baltic States. *Agric. Ecosyst. Environ.* 125: 93–100.
160. Herzon I., Mikk M. 2007. Farmer's perceptions of biodiversity and their willingness to enhance it through agri-environment schemes: a comparative study from Estonia and Finland. *J. Nature Conserv.* 15: 10–25.
161. Herzon I., O'Hara R.B. 2007. Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States. *Agric. Ecosyst. Environ.* 118: 297–306.
162. Hinsley S.A., Bellamy P.E., Newton I., Sparks T.H. 1995. Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *J. Avian Biol.* 26: 94–104.
163. Hinsley S.A., Hill R.A., Fuller R.J., Bellamy P.E., Rothery P. 2009. Bird species distributions across woodland canopy structure gradients. *Comm. Ecol.* 10: 99–110.
164. Hoffmann J., Greef J.M., Kiesel J., Lutze G., Wenkel K.O. 2003. Practical example of the mosaic indicators approach. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98: 395–405.



165. Hole D.G., Perkins A.J., Wilson J.D., Alexander I.H., Grice P.V., Evans A.D. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biol. Conserv.* 122: 113–130.
166. Hopkins A., Hopkins J.J. 1994. UK grasslands now: agricultural production and nature conservation. W: Haggard R.J., Peel S. (red.). *Proceedings of the Occasional 28<sup>th</sup> Symposium of the British Grassland Society on Grassland Management and Nature Conservation*, Vol. 10–19. British Grassland Society, Reading, UK.
167. Hordowski J. 1998. Zespoły ptaków gniazdujące na polach i łąkach okolic Przemyśla. *Bad. Orn. Ziemi Przem.* 6: 113–120.
168. Huby M., Cinderby S., Crowe A.M., Gillings S., McClean C.J., Moran D., Owen A., White P.C.L. 2006. The association of natural, social and economic factors with bird species richness in rural England. *J. Agric. Econ.* 57: 295–312.
169. Humbert J-Y., Ghazoul J., Walter T. 2009. Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agric. Ecosyst. Environ.* 130: 1–8.
170. Jakubiec Z. 1991. Causes of breeding losses and adult mortality of White Stork *Ciconia ciconia* (L.) in Poland. *Studia Naturae* 37: 107–124.
171. James F.C., Wamer N.O. 1982. Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology* 63: 159–171.
172. Jermaczek A. 2007. Zalesianie gruntów porolnych, a ochrona przyrody. *Przegląd Przyr.* 18, 1–2: 3–14.
173. Jermaczek A. (red.) 2008. *Zalesiać czy nie zalesiać?* Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin.
174. Jermaczek A., Jermaczek D. 1987. Ptaki przełomowego odcinka doliny Obry w okresie łęgowym. *Bad. Fizjogr. Pol. Zach.* 36 C: 27–40.
175. Jermaczek A., Rudawski W., Czwałga T., Stańko R. 1998. Ziemia Lubuska. W: Krogulec J. (red.). *Ptaki łąk i mokradeł Polski (stan populacji, zagrożenia i perspektywy ochrony)*. Fundacja IUCN Polska, Warszawa: 81–102.
176. Jermaczek D., Tryjanowski P. 1990. Ugrupowania ptaków łęgowych krajobrazu rolniczego Ziemi Lubuskiej i zachodniej Wielkopolski ze szczególnym uwzględnieniem pól uprawnych. *Lub. Przegl. Przyr.* 1: 3–26.
177. Jobin B., Choinière L., Bélanger L. 2001. Bird use of three types of field margins in relation to intensive agriculture in Québec, Canada. *Agric. Ecosyst. Environ.* 84: 131–143.
178. Kahlert J., Clausen P., Hounisen J.P., Peterson I.K. 2007. Response of breeding waders to agri-environmental schemes may be obscured by effects of existing hydrology and farming history. *J. Ornithol.* 148, Suppl. 2: 287–293.
179. Kania W. 1994. Zagrożenia ptaków porażeniem prądem i zderzeniami z przewodami napowietrznymi w świetle wyników obrączkowania. Raport OTOP dla PSE, Gdańsk.
180. Kati V., Dimopoulos P., Papaioannou H., Poirazidis K. 2009. Ecological management of a Mediterranean mountainous reserve (Pindos National Park, Greece) using the bird community as an indicator. *J. Nature Conserv.* 17: 47–59.
181. Kawa P. 1998. Ptaki łęgowe łąk okolic Rzeszowa. *Bad. Orn. Ziemi Przem.* 6: 99–105.
182. Kay A. 1998. *The reform of the Common Agricultural Policy: the case of the MacSharry reforms*. CAB International, Wallingford.
183. Keller C.M.E., Fuller M.R. 1995. Comparison of birds detected from roadside and off-road point counts in the Shenandoah National Park. W: Ralph C. J., Sauer J. R., Droege S. (red.). *Monitoring bird populations by point counts*. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US. Department of Agriculture. Albany, CA: 111–116.

184. Kimbrell A. (red.) 2002. Fatal Harvest. The Tragedy of Industrial Agriculture. Washington DC. Island Press.
185. Kirk D.A., Boutin C., Freemark K.E. 2001. A multivariate analysis of bird species composition and abundance between crop types and seasons in southern Ontario, Canada. *Ecoscience* 8: 173–184.
186. Kleijn D., Berendse F., Smit R., Gilissen N. 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413: 723–725.
187. Kleijn D., Berendse F., Smit R., Gilissen N., Smit J., Brak B., Groeneveld R. 2004. Ecological effectiveness of agri-environment schemes in different agricultural landscapes in The Netherlands. *Conserv. Biol.* 18: 775–786.
188. Kleijn D., Sutherland W.J. 2003. How effective are agri-environment schemes in maintaining and conserving biodiversity? *J. Appl. Ecol.* 40: 947–969.
189. Kleijn D., van Zuijlen G.J.C. 2004. The conservation effects of meadow bird agreements on farmland in Zeeland, The Netherlands, in the period 1989–1995. *Biol. Conserv.* 117: 443–451.
190. Kondracki J. 2000. *Geografia regionalna Polski*. Wyd. II popr. PWN, Warszawa.
191. Kopij G. 1995. Zespół ptaków lęgowych krajobrazu rolniczego Rączki (gm. Korfantów). *Przyr. Śląska Opol.* 1: 24–28.
192. Kosiński Z., Tryjanowski P. 2000. Habitat selection of breeding seed-eating Passerines on farmland in Western Poland. *Ekologia (Bratislava)* 19: 307–316.
193. Koskimies P. 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. *Ann. Zool. Fennici* 26: 153–166.
194. Kot H. 1988. The effect of suburban landscape structure on communities of breeding birds. *Pol. Ecol. Stud.* 14: 235–261.
195. Kot H. 2007. Ptaki lęgowe pól uprawnych Niziny Szczecińskiej. *Kulon* 12: 3–18.
196. Kotańska M., Towpasz K., Trzcińska-Tacik H., Mitka J. 2001. Vegetation cover in an ancient agricultural landscape: the Proszowice plateau (southern Poland) as a case-study. *Acta Soc. Bot. Pol.* 70: 313–322.
197. Körner C. 2007. The use of ‘altitude’ in ecological research. *TREE* 11: 569–574.
198. Kragten S., de Snoo G.R. 2008. Field-breeding birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 126: 270–274.
199. Kragten S., Trimbos K.B., de Snoo G.R. 2008. Breeding skylarks (*Alauda arvensis*) on organic and conventional arable farms in The Netherlands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 126: 163–167.
200. Krebs J.R., Wilson J.D., Bradbury R.B., Siriwardena G.M. 1999. The second silent spring. *Nature* 400: 611–612.
201. Krogulec J. (red.) 1998. *Ptaki łąk i mokradeł Polski (stan populacji, zagrożenia i perspektywy ochrony)*. Fundacja IUCN Polska, Warszawa: 229–239.
202. Kuitunen K., Saarinen K., Jantunen J., Saarino S. 2003. A comparison of farmland avifauna between Finnish and Russian Karelia. *Ornis Fenn.* 80: 172–181.
203. Kujawa K. 1994. Influence of land-use change within agricultural landscapes on the abundance and diversity of breeding bird communities. W: Ryszkowski L., Bałazy S. (red.) *Functional Appraisal of Agricultural Landscapes in Europe (EUROMAB and INTECOL Seminar)*. Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań: 183–196.

204. Kujawa K. 1999. Wpływ przebiegu transektu na wyznaczanie zagęszczeń ptaków lęgowych na polach uprawnych. *Not. Orn.* 40: 81–87.
205. Kujawa K. 2000a. Awifauna Parku Krajobrazowego im. gen. D. Chłapowskiego. W: A. Winiecki (red.). *Ptaki Parków Krajobrazowych Wielkopolski*. Wlkp. Prace Orn. 9: 89–121.
206. Kujawa K. 2000b. Bird species number in farmland: interactions between point counts number and landscape structure. *Acta Ornithol.* 35: 91–95.
207. Kujawa K. 2006. Wpływ struktury zadrzewień oraz struktury krajobrazu rolniczego na zgrupowania ptaków lęgowych w zadrzewieniach. *Rozprawy Naukowe 381*. Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu.
208. Kujawa K. 2008. Długoterminowe zmiany (1964–2006) w zgrupowaniu ptaków lęgowych zadrzewień śródpolnych w Parku Krajobrazowym im. gen. Dezyderego Chłapowskiego (Wielkopolska). W: Kaczmarek S. (red.). *Krajobraz i bioróżnorodność*. Wyd. Uczel. UKW, Bydgoszcz: 151–167.
209. Kujawa K., Kujawa A. 2007. The birds of Rotes Luch fen (E Brandenburg, Germany): the effect of mowing frequency on bird species composition and density. *Biota* 8: 35–42.
210. Kujawa K., Tryjanowski P. 2000. Relationships between the abundance of breeding birds in Western Poland and the structure of agricultural landscape. *Acta Zool. Hung.* 46: 103–114.
211. Kuźniak S. 1978. Badania ilościowe awifauny lęgowej w rolniczym krajobrazie kulturowym Wielkopolski. *Acta Orn.* 16: 423–450.
212. Kyiv Resolution on Biodiversity 2003. Fifth Ministerial Conference Environment for Europe. Kiev, Ukraine, 21–23 May 2003.
213. Laiolo P. 2005. Spatial and seasonal patterns of bird communities in Italian agroecosystems. *Conserv. Biol.* 19: 1547–1556.
214. Laiolo P., Dondero F., Ciliento E., Rolando A. 2004. Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *J. Appl. Ecol.* 41: 294–304.
215. Laube I., Breitbach N., Böhning-Gaese K. 2008. Avian diversity in a Kenyan agroecosystem: effects of habitat structure and proximity to forest. *J. Ornithol.* 149: 181–191.
216. Lefranc N. 1997. Shrikes and the farmed landscape in France. W: Pain D.J., Pienkowski M.W. (red.). *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. Academic Press, London: 236–268.
217. Lewartowski Z., Piotrowska M. 1987. Zgrupowania ptaków lęgowych w dolinie Narwi. *Acta Orn.* 23: 205–273.
218. Lille R. 1996. Zur Bedeutung von Bracheflächen für die Avifauna der Agrarlandschaft: eine nahrungsökologische Studie an der Goldammer *Emberiza citrinella*. *Agrarökologie* 21: 1–150.
219. Liro A. 2003. Znaczenie rolnictwa dla sieci Natura 2000. W: Makomaska-Juchiewicz M., Tworek S. (red.). *Ekologiczna sieć Natura 2000: problem czy szansa?* Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 111–122.
220. MacDonald D., Crabtree J.R., Weisinger G., Dax Y., Stamou N., Fleury P., Lazpita J.G., Gibon A. 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *J. Environ. Manage.* 59: 47–69.
221. Macdonald D.W., Johnson P.J. 1995. The relationship between bird distribution and the botanical and structural characteristics of hedges. *J. Appl. Ecol.* 32: 492–505.

222. MacKenzie D.I., Nichols J.D., Lachman G.B., Droege S., Royle J.A., Langtimm C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83: 2248–2255.
223. Makomaska-Juchiewicz M., Tworek S. 2003. Miejsce sieci Natura 2000 w europejskiej ochronie przyrody. W: Makomaska-Juchiewicz M., Tworek S. (red.). *Ekologiczna sieć Natura 2000: problem czy szansa?* Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 9–21.
224. Mander J. 2002. *Machine Logic: Industrializing Nature and Agriculture*. W: Kimbrell A. (red.). *Fatal Harvest. The Tragedy of Industrial Agriculture*. Washington DC, Island Press: 17–20.
225. Mañosa S. 2001. Strategies to identify dangerous electricity pylons for birds. *Biodivers. Conserv.* 10: 1997–2012.
226. Marks M., Nowicki J. 2002. Aktualne problemy gospodarowania ziemią rolniczą w Polsce. Cz. I. Przyczyny odłogowanie gruntów i możliwości ich rolniczego zagospodarowania. *Fragm. Agronom.* 1: 58–67.
227. Marshall E.J.P., Moonen A.C. 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 89: 5–21.
228. Matson P.A., Parton W.J., Power A.G., Swift M.J. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 227: 504–509.
229. Matthews A. 1996. The disappearing budget constraint on EU agricultural policy. *Food Policy* 21: 497–508.
230. McCracken D.I., Tallwin J.R. 2004. Swards and structure: interactions between farming practices and bird food resources in lowland grasslands. *Ibis* 146, Suppl. 2: 108–114.
231. McGarigal K., McComb W.C. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecol. Monogr.* 65: 235–260.
232. Milsom T.P., Hart J.D., Parkin W.K., Peel S. 2002. Management of coastal grazing marshes for breeding waders: the importance of surface topography and wetness. *Biol. Conserv.* 103: 199–207.
233. Moning C., Müller J. 2008. Environmental key factors and their thresholds for the avifauna of temperate montane forests. *Forest Ecol. Manage.* 256: 1198–1208.
234. Moreira F. 1999. Relationships between vegetation structure and breeding bird densities in fallow cereal steppes of Castro Verde, Portugal. *Bird Study* 46: 309–318.
235. Moreira F. 2004. Distribution patterns and conservation status of four bustard species (Family *Otididae*) in a montane grassland of South Africa. *Biol. Conserv.* 118: 91–100.
236. Moreno-Rueda G., Pizarro M. 2007. The relative influence of climate, environmental heterogeneity, and human population on the distribution of vertebrate species richness in south-eastern Spain. *Acta Oecol.* 32: 30–58.
237. Morris A.J., Wilson J.D., Whittingham M.J., Bradbury R.B. 2005. Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (*Emberiza citrinella*). *Agric. Ecosyst. Environ.* 106: 1–16.
238. Murawski M., Kleinschmidt L. 2006. Ptaki lęgowe odłogów trawiastych okolic Olsztyna. *Kulon* 11: 87–91.
239. Müller M., Spaar R., Schifferli L., Jenni L. 2005. Effects of changes in farming of subalpine meadows on a grassland bird, the whinchat (*Saxicola rubetra*) *J. Ornithol.* 146: 14–23.
240. Nagy S., Nagy K., Szép T. 2009. Potential impact of EU accession on common farmland bird populations in Hungary. *Acta Ornithol.* 44: 37–44.

241. Newton I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146: 579–600.
242. Norberg-Hodge H. 2002. *Global Monoculture: The Worldwide Destruction of Diversity*. W: Kimbrell A. (red.). *Fatal Harvest. The Tragedy of Industrial Agriculture*. Washington DC, Island Press: 13–16.
243. O'Connor R.J., Shrub M. 1986. *Farming and Birds*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
244. Odderskaer P., Prang A., Poulsen J.G., Anderson P.N., Elmegaard N. 1997. Skylark (*Alda arvensis*) utilisation of micro-habitats in spring barley fields. *Agric. Ecosyst. Environ.* 62: 21–29.
245. OECD 2001. *Multifunctionality: Towards an Analytical Framework*. OECD Publications, Paris.
246. Opdam P., Rijdsdijk G., Hustings F. 1985. Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation. *Biol. Conserv.* 34: 333–352.
247. Orłowski G. 2005a. Awifauna krajobrazu rolniczego Równiny Wrocławskiej pomiędzy Wrocławiem a Siechnicami. I. Ptaki niewróblowe (Non-Passerines). *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 61, 5: 32–48.
248. Orłowski G. 2005b. Awifauna krajobrazu rolniczego Równiny Wrocławskiej pomiędzy Wrocławiem a Siechnicami. II. Ptaki wróblowe (Passeriformes). *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 61, 6: 39–57.
249. Orłowski G. 2005c. Endangered and declining bird species of abandoned farmland in south-western Poland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 111: 231–236.
250. Orzechowski R. 2007. Awifauna łąkowa zadrzewień powstałych na gruntach porolnych w okolicach Łagowa. *Przegląd Przyr.* 18, 1–2: 69–76.
251. Pain D.J., Hill D., McCracken D.I. 1997. Impact of agricultural intensification of pastoral systems on bird distributions in Britain 1970–1990. *Agric. Ecosyst. Environ.* 64: 19–32.
252. Pain D.J., Pienkowski M.W. (red.) 1997. *Farming and birds in Europe. The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. Academic Press, London.
253. Panek M. 2005. Demography of grey partridges *Perdix perdix* in Poland in the years 1991–2004: reasons of population decline. *Eur. Wildl. Res.* 51: 14–18.
254. Panek M. 2006. Mechanizm demograficzny i środowiskowe przyczyny zmniejszania się liczebności kuropatw w Polsce. W: Nowakowski J.J., Tryjanowski P., Indykiewicz P. (red.). *Ornitologia polska na progu XXI stulecia – dokonania i perspektywy*. UWM, Olsztyn: 183–198.
255. Paracchini M. L., Petersen J-E., Hoogeveen Y., Bamps C., Burfield I., van Swaay C. 2008. High Nature Value Farmland in Europe. An estimate of the distribution patterns on the basis of land cover and biodiversity data. European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. Available from: [http://agrienv.jrc.it/publications/pdfs/HNV\\_Final\\_Report.pdf](http://agrienv.jrc.it/publications/pdfs/HNV_Final_Report.pdf)
256. Parish T., Lakhani K.H., Sparks T.H. 1994. Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow, and other field margin attributes. I. Species richness of winter, summer and breeding birds. *J. Appl. Ecol.* 31: 764–775.
257. Parish T., Lakhani K.H., Sparks T.H. 1995. Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow, and other field margin attributes. II. Abundance of individual species and of groups of similar species. *J. Appl. Ecol.* 32: 362–371.



258. Pasinelli G., Mayer C., Gouskov A., Schiegg K. 2008. Small and large wetland fragments are equally suited breeding sites for a ground-nesting passerine. *Oecologia* 156: 703–714.
259. Pärt T., Söderström B. 1999. The effects of management regimes and location in landscape on the conservation of farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Biol. Conserv.* 90: 113–123.
260. Peach W.J., Lovett L.J., Wotton S.R., Jeffs C. 2001. Countryside stewardship delivers Cirl Buntings *Emberiza cirlus* in Devon, UK. *Biol. Conserv.* 101: 361–373.
261. Pendleton G.W. 1995. Effects of sampling strategy, detection probability and independence of counts on the use of point counts. W: Ralph C. J., Sauer J. R., Droege S. (red.). *Monitoring bird populations by point counts*. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US. Department of Agriculture. Albany, CA: 131–133.
262. Pépin D., Birkan M., Angibault J.-M. 2008. Factors affecting changes in grey partridge population dynamics in French arable farmland over an eleven-year period. *Eur. J. Wildl. Res.* 54: 179–187.
263. Perkins A.J., Whittingham M.J., Morris A.J., Bradbury R.B. 2002. Use of field margins by foraging yellowhammers *Emberiza citrinella*. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93: 413–420.
264. Perzanowska J., Sarul J. 1996. System CORINE jako płaszczyzna integracji informacji przyrodniczej w Europie. W: Dyduch-Falniowska A., Zając K. (red.). *CORINE biotopes w integracji danych przyrodniczych w Polsce*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
265. Petersen B.S. 1998. The distribution of Danish farmland birds in relation to habitat characteristics. *Ornis Fenn.* 75: 105–118.
266. Philippidis G., Hubbard L.J. 2003. Agenda 2000 reform of the CAP and its impacts on member states: a note. *J. Agric. Econ.* 54: 479–486.
267. Piha M., Pakkala T., Tiainen J. 2003. Habitat preferences of the Skylarks *Alauda arvensis* in southern Finland. *Ornis Fenn.* 80: 97–110.
268. Pinto-Correia T. 2000. Future development in Portuguese rural areas: how to manage agricultural support for landscape conservation? *Landscape Urban Plan.* 50: 95–106.
269. Pons P., Lambert B., Rigolot E., Prodon R. 2003. The effects of grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in mosaic landscape. *Biodivers. Conserv.* 12: 1843–1860.
270. Potts G.R. 1986. *The Partridge: Pesticides, Predation and Conservation*. Collins, London.
271. Potts G.R. 1997. Cereal farming, pesticides and grey partridges. W: Pain D.J., Pienkowski M.W. (red.). *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. Academic Press, London: 150–177.
272. Powszechny Spis Rolny 2002. *Gospodarstwa rolne – charakterystyka rolno-środowiskowa*. GUS, Warszawa.
273. Pugaczewicz E. 2000. Awifauna lęgowa krajobrazu rolniczego Równiny Bielskiej. *Not. Orn.* 41: 1–28.
274. Pulliam H.R., Danielson B.J. 1991. Sources, sinks, and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *Am. Nat.* 137, Suppl.: S51–S66.
275. Radford J.Q., Bennett A.F., Cheers G.J. 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biol. Conserv.* 124: 317–337.
276. Ralph C.J., Droege S., Sauer J.R. 1995a. Managing and monitoring birds using point counts: standards and applications. W: Ralph C. J., Sauer J. R., Droege S. (red.). *Monitoring*

- bird populations by point counts. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US. Department of Agriculture. Albany, CA: 161–168.
277. Ralph C.J., Sauer J.R., Droege S. (red.) 1995b. Monitoring bird populations by point counts. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US. Department of Agriculture. Albany, CA.
278. Rapoport E.H. 1982. Aerography. Geographical strategies of species. Pergamon Press, Oxford, UK.
279. Reganald J.P., Glover J.D., Andrews P.K., Hinman H.R. 2001. Sustainability of three apple production systems. *Nature* 410: 926–930.
280. Reif J., Vorišek P., Stastny K., Bejcek V., Petr J. 2008. Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis* 150: 596–605.
281. Revaz E., Schayb M., Arlettaz R. 2008. Foraging ecology and reproductive biology of the Stonechat *Saxicola torquata*: comparison between a revitalized, intensively cultivated and a historical, traditionally cultivated agro-ecosystem. *J. Ornithol.* 149: 301–312.
282. Rewucki M. 2007. Zalesienia gruntów porolnych w „Programie Rozwoju Obszarów Wiejskich”. *Przegląd Przyr.* 18, 1–2: 295–299.
283. Robinson R.A., Wilson J.D., Crick H.Q.P. 2001. The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *J. Appl. Ecol.* 38: 1059–1069.
284. Rodriguez C., Wiegand K. 2009. Evaluating the trade-off between machinery efficiency and loss of biodiversity-friendly habitats in arable landscapes: the role of field size. *Agric. Ecosyst. Environ.* 129: 361–366.
285. Rogalski M. 2004. Łąkarstwo. Wydawnictwo Kurpisz, Poznań.
286. Rosenzweig M.L. 1995. Species diversity in space and time. Cambridge University Press, Cambridge.
287. Roth T., Amrhein V., Peter B., Weber D. 2008. A Swiss agri-environment scheme effectively enhances species richness for some taxa over time. *Agric. Ecosyst. Environ.* 125: 167–172.
288. Ruggiero A., Lawton J.H. 1998. Are there latitudinal and altitudinal Rapoport effects in the geographic ranges of Andean passerine birds? *Biol. J. Linn. Soc.* 63: 283–304.
289. Ryszkowski L. (red.) 2002. Landscape ecology in agroecosystems management. CRC Press, Boca Raton.
290. Ryszkowski L., Bałazy S. 1994. Functional appraisal of agricultural landscape in Europe. Research Centre for Agricultural and Forest Environment PAS, Poznań.
291. Ryszkowski L., Bałazy S. (red.) 1996. Ekologiczne procesy na obszarach intensywnego rolnictwa. Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań.
292. Ryszkowski L., Bałazy S. (red.) 1998. Kształtowanie środowiska rolniczego na przykładzie Parku Krajobrazowego im. Gen. Dezyderego Chłapowskiego. Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań.
293. Ryszkowski L., Karg J., Kujawa K., Gołdyn H., Arczyńska-Chudy E. 2002. Influence of landscape mosaic structures on diversity of wild plant and animal communities in agricultural landscape of Poland. W: Ryszkowski L. (red.). *Landscape Ecology in Agroecosystems Management*. CRC Press, Boca Raton: 185–217.
294. Šálek M., Marhoul P., Pintíř J., Kopecský T., Slabý L. 2004. Importance of unmanaged wasteland patches for the grey partridge *Perdix perdix* in suburban habitats. *Acta Oecol.* 25: 23–33.

295. Sanderson F.J., Kloch A., Sachanowicz K., Donald P.F. 2009. Predicting the effects of agricultural change on farmland bird populations in Poland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 129: 37–42.
296. Savard J-P. L., Hooper T.D. 1995. Influence of survey length and radius size on grassland bird surveys by point counts at Williams Lake, British Columbia. W: Ralph C. J., Sauer J. R., Droege S. (red.). *Monitoring bird populations by point counts*. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US. Department of Agriculture. Albany, CA: 57–62.
297. Schifferli L. 2001. Birds breeding in changing farmland. *Acta Ornithol.* 36: 35–51.
298. Schifferli L., Fuller R., Müller M. 1999. Distribution and habitat use of bird species breeding on Swiss farmland in relation to agricultural intensification. *Vogelwelt* 120, Suppl.: 151–161.
299. Scozzafava S., De Sanctis A. 2006. Exploring the effects of land abandonment of habitat structures and on habitat suitability for three passerine species in highland area of Central Italy. *Landscape Urban Plan.* 75: 23–33.
300. Shiva V. 2002. *Monocultures of the Mind*. W: Kimbrell A. (red.). *Fatal Harvest. The Tragedy of Industrial Agriculture*. Washington DC, Island Press: 67–70.
301. Shrubbs M. 1997. Historical trends in British and Irish corn bunting *Miliaria calandra* populations – evidence for the effects of agricultural change. W: Donald P.F., Aebischer N.J. (red.). *The Ecology and Conservation of Corn Buntings Miliaria calandra*. UK Nature Conserv. 13: 27–41.
302. Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) 2007. *Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004*. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań.
303. Sim I.M.W., Burfield I.J., Grant M.C., Pearce-Higgins J.W., Brooke M.D. 2007. The role of habitat composition in determining breeding site occupancy in declining Ring Ouzel *Turdus torquatus* population. *Ibis* 149: 374–385.
304. Siriwardena G.M., Baillie S.R., Buckland S.T., Fewster R.M., Marchant J.H., Wilson J.D. 1998. Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed common birds census indices. *J. Appl. Ecol.* 35: 24–43.
305. Siriwardena G.M., Baillie S.R., Crick H.Q.P., Wilson J.D. 2001. Changes in agricultural land-use and breeding performance of some granivorous farmland passerines in Britain. *Agric. Ecosyst. Environ.* 84: 191–206.
306. Siriwardena G.M., Crick H.Q.C., Baillie S.R., Wilson J.D. 2000. Agricultural land-use and the spatial distribution of granivorous lowland farmland birds. *Ecography* 23: 702–719.
307. Siström C.L., Garvan C.W. 2004. Proportions, odds, and risk. *Radiology* 230: 12–19.
308. Smart J., Gill J.A., Sutherland W.J., Watkinson A.R. 2006. Grassland-breeding waders: identifying key habitat requirements for management. *J. Appl. Ecol.* 43: 454–463.
309. Smart S.L., Stillman R.A., Norris K.J. 2008. Measuring the functional responses of farmland birds: an example for a declining seed-feeding bunting. *J. Anim. Ecol.* 77: 687–695.
310. Smith B., Holland J., Jones N., Moreby S., Morris A.J., Southway S. 2009. Enhancing invertebrate food resources for skylarks in cereal ecosystems: how useful are in-crop agri-environment scheme management options? *J. Appl. Ecol.* 46: 692–702.
311. Sotherton N.W., Boatman N.D., Mañosa S., Robertson P.A. 1994. Management of set-aside for game and wildlife. *Aspects Appl. Biol.* 40: 497–505.
312. Söderström B., Pärt T. 2000. Influence of landscape scale on farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Conserv. Biol.* 14: 522–533.

313. Sparks T.H., Parish T., Hinsley S.A. 1996. Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* 60: 1–8.
314. StatSoft 2006. Statistica PL. StatSoft Polska Sp. z o.o. Kraków, Poland.
315. Stevens G.C. 1992. The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. *Am. Nat.* 140: 893–911.
316. Stoate C., Borralho R., Araújo M. 2000. Factors affecting corn bunting *Miliaria calandra* abundance in a Portuguese agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* 77: 219–226.
317. Stoate C., Moreby S.J., Szczur J. 1998. Breeding ecology of farmland Yellowhammers *Emberiza citrinella*. *Bird Study* 45: 109–121.
318. Stoate C., Morris R.M., Wilson J.D. 2001. Cultural ecology of Whitethroat (*Sylvia communis*) habitat management by farmers: field-boundary vegetation in lowland England. *J. Environ. Manage.* 62: 329–341.
319. Straka U. 1992. Brutbestandserhebungen in einem Ackerbaugesamt im südlichen Weinviertel (Niederösterreich) in den Jahren 1985 bis 1991. *Egretta* 35: 154–172.
320. Suárez F., Garza V., Morales M.B. 2003. The role of extensive cereal crops, dry pasture and shrub-steppe in determining skylark *Alauda arvensis* densities in the Iberian peninsula. *Agric. Ecosyst. Environ.* 95: 551–557.
321. Suárez F., Garza V., Oñate J.J., de la Morena G., Ramírez A., Morales M.B. 2004. Adequacy of winter stubble maintenance for steppe passerine conservation in central Spain. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104: 667–671.
322. Suárez F., Naveso M.A., De Juana E. 1997. Farming in the drylands of Spain: birds of the pseudostepes. W: Pain D.J., Pienkowski M.W. (red.). *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. Academic Press, London: 297–330.
323. Suárez-Seoane S., Osborne P.E., Baudry J. 2002. Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biol. Conserv.* 105: 333–344.
324. Surmacki A. 2004. Habitat use by Reed Bunting *Emberiza schoeniclus* in an intensively used farmland in Western Poland. *Ornis Fenn.* 81: 137–143.
325. Surmacki A., Tryjanowski P. 1999. Efficiency of line transect and point count methods in agricultural landscape of western Poland. *Vogelwelt* 120, Suppl.: 201–203.
326. Sutherland W.J. 2002. Restoring a sustainable countryside. *TREE* 3: 148–150.
327. Sutherland W.J. 2004. A blueprint for the countryside. *Ibis* 146, Suppl. 2: 230–238.
328. Sutherland W.J. (red.) 2006. *Ecological Census Techniques. A Handbook Second Edition*. Cambridge University Press, Cambridge.
329. Sutherland W.J., Newton I., Green R.E. (red.) 2004. *Bird Ecology and Conservation. A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, Oxford.
330. Swihart R.K., Moore J.E. (red.) 2004. *Conserving Biodiversity in Agricultural Landscapes*. Purdue University Press, West Lafayette, Indiana.
331. Swihart R.K., Slade N.A. 2004. Modeling interactions of private ownership and biological diversity: an architecture for landscapes with sharp edges. W: Swihart R.K., Moore J.E. (red.). *Conserving Biodiversity in Agricultural Landscapes*. Purdue University Press, West Lafayette, Indiana: 3–21.

332. Tallwin J.R.B., Smith R.E.N., Goodyear J., Vickery J.A. 2005. Spatial and structural uniformity of lowland agricultural grassland in England: a context for low biodiversity. *Grass Forage Sci.* 60: 225–236.
333. Taylor J.P., Dixon J.B. 1990. *Agriculture and the environment: towards integration*. RSPB, Sandy, Bedfordshire, UK.
334. Thomas J.A., Telfer M.G., Roy D.B., Preston C.D., Greenwood J.J.D., Asher J., Fox R., Clarke R.T., Lawton J.H. 2004. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science* 303: 1879–1881.
335. Titeux N., Dufrene M., Jacob J.P., Paquay M., Defourny P. 2004. Multivariate analysis of a fine-scale breeding bird atlas using a geographical information system and partial canonical correspondence analysis: environmental and spatial effects. *J. Biogeogr.* 31: 1841–1856.
336. Tomiałojć L. 1997. O potrzebie spójnego systemu monitorowania liczebności ptaków lęgowych w Polsce. *Not. Orn.* 38: 239–254.
337. Topping C.J., Odderskaer P. 2004. Modeling the influence of temporal and spatial factors on the assessment of impacts of pesticides on skylarks. *Environ. Toxicol. Chem.* 23: 509–520.
338. Tryjanowski P. 1990. Znaczenie nieużytków w agroekosystemach okolic Wolsztyna. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 44, 4–5: 30–36.
339. Tryjanowski P. 1996. Ugrupowania ptaków lęgowych odłogowanych pól uprawnych w okolicy Poznania. *Bad. Fizjogr. Pol. Zach. C* 43: 37–45.
340. Tryjanowski P. 1999. Effect of habitat diversity on breeding birds: comparison of farmland bird communities in the region of Wielkopolska (W. Poland) with relevant data from other European studies. *Pol. J. Ecol.* 47: 153–174.
341. Tryjanowski P. 2000. Changes in breeding populations of some farmland birds in W Poland in relation to changes in crop structure, weather conditions and number of predators. *Folia Zool.* 49: 305–315.
342. Tryjanowski P., Kuźniak S., Kujawa K., Jerzak L. 2009. *Ekologia ptaków krajobrazu rolniczego*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
343. Tryjanowski P., Osiejuk T.S., Kupeczyk M. (red.) 2001. *Bunting studies in Europe*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
344. Tucker G.M., Evans M.I. 1997. *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. BirdLife International, Cambridge, UK.
345. Tucker G.M., Heath M.F. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International, Cambridge, UK.
346. Tworek S. 1998. Znaczenie zróżnicowania siedlisk dla awifauny lęgowej terenów rolniczych w dolinie Rudawy koło Krakowa. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 54, 2: 39–52.
347. Tworek S. 2001a. Breeding bird communities in relation to different habitat islands. *Nature Conserv.* 58: 81–91.
348. Tworek S. 2001b. Strategie życiowe ptaków i ich reakcje na zmiany siedliskowe w rolniczym krajobrazie. W: Partyka J. (red.). *Badania naukowe w południowej części Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej*. Ojcowski Park Narodowy, Ojców: 314–316.
349. Tworek S. 2001c. Zespoły ptaków lęgowych w warunkach zróżnicowanego siedliskowo krajobrazu. W: Partyka J. (red.). *Badania naukowe w południowej części Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej*. Ojcowski Park Narodowy, Ojców: 317–320.



350. Tworek S. 2002. Different bird strategies and their responses to habitat changes in an agricultural landscape. *Ecol. Res.* 17: 339–359.
351. Tworek S. 2003a. Organizacja zespołów i strategie życiowe ptaków w zróżnicowanym siedliskowo krajobrazie rolniczym okolic Krakowa. W: Jakubowski J., Wątroba J. (red.). *Zastosowania metod statystycznych w badaniach naukowych II*. StatSoft Polska Sp. z o.o. Kraków: 161–176.
352. Tworek S. 2003b. Local extinction, colonisation and turnover rates of breeding birds in fragmented landscapes: differences between migratory guilds. *Ornis Fenn.* 80: 49–62.
353. Tworek S. 2004. Factors affecting temporal dynamics of avian assemblages in a heterogeneous landscape. *Acta Ornithol.* 39: 155–163.
354. Tworek S. 2007a. Cluster-based approach for identifying avian life-history groups for use in ecological monitoring. *Pol. J. Ecol.* 55: 139–153.
355. Tworek S. 2007b. Factors affecting bird species diversity on a local scale: a case study of a mosaic landscape in southern Poland. *Pol. J. Ecol.* 55: 771–782.
356. Tworek S. 2007c. Międzynarodowe inicjatywy ekologiczne w ochronie przyrody: konwencje, dyrektywy, Natura 2000. W: Grzegorzczak M. (red.). *Integralna Ochrona Przyrody*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 151–158.
357. Tyre A.J., Tenhumberg B., Field S.A., Niejalke D., Parris K., Possingham H.P. 2003. Improving precision and reducing bias in biological surveys: estimating false-negative error rates. *Ecol. Appl.* 13: 1790–1801.
358. Uliszak R. 2001. Problemy przestrzennego i strukturalnego rozwoju rolnictwa Polski Południowej w świetle doświadczeń krajów Europy Zachodniej. Praca doktorska, AP, Kraków.
359. Van Buskirk J., Willi Y. 2004. Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conserv. Biol.* 18: 987–994.
360. Van Dorp D., Opdam P.F.M. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecol.* 1: 59–73.
361. Verhulst J., Báldi A., Kleijn D. 2004. Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104: 465–473.
362. Vickery J. 2001. Consequences of EU expansion for farmland birds in eastern Europe. *TREE* 16: 176–176.
363. Vickery J.A., Bradbury R.B., Henderson I.G., Eaton M.A., Grice P.V. 2004. The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biol. Conserv.* 119: 19–39.
364. Vickery J., Carter N., Fuller R.J. 2002. The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agric. Ecosyst. Environ.* 89: 41–52.
365. Vickery J.A., Tallwin J.R., Feber R.E., Asteraki E.J., Atkinson P.W., Fuller R.J., Brown V.K. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *J. Appl. Ecol.* 38: 647–664.
366. Virkkala R., Luoto M., Rainio K. 2004. Effects of landscape composition on farmland and red-listed birds in boreal agricultural-forest mosaics. *Ecography* 27: 273–284.
367. Wakeham-Dawson A., Aebischer N.J. 1998. Factors determining winter densities of birds on Environmentally Sensitive Area arable reversion grassland in Southern England, with special reference to skylarks (*Alauda arvensis*). *Agric. Ecosyst. Environ.* 70: 189–201.
368. Walasz K., Mielczarek P. (red.) 1992. Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985–1991. *Biologica Silesiae*, Wrocław.

369. Whittingham M.J. 2007. Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *J. Appl. Ecol.* 44: 1–5.
370. Whittingham M.J., Krebs J.R., Swetnam R.D., Vickery J.A., Wilson J.D., Freckleton R.P. 2007. Should conservation strategies consider spatial generality? Farmland birds show regional not national patterns of habitat association. *Ecol. Lett.* 10: 25–35.
371. Wieczorek G., Linkowski W. 2004. Zgrupowania ptaków lęgowych w dolinie Proсны na odcinku Oświęcim – Kalisz. W: Winiecki A. (red.). Awifauna doliny Proсны. Wielkopól. *Prace Orn.* 10: 97–108.
372. Wiens J.A. 1994. Habitat fragmentation: island vs landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137: 97–104.
373. Willer V.H. 1999. EU cereals and oilseeds policies in the 90s – review and outlook. *Ber. Landwirtsch.* 77: 501–569.
374. Wilson J.D. 1996. Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using resampling methods. *Bird Study* 43: 320–332.
375. Wilson J.D., Evans A.D., Grice P.V. 2009. *Bird Conservation and Agriculture*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
376. Wilson J.D., Evans J., Browne S.J., King J.R. 1997. Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* in organic and intensive farmland in southern England. *J Appl. Ecol.* 34: 1462–1478.
377. Wilson J.D., Morris A.J., Arroyo B.E., Clark S.C., Bradbury R.B. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant food of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agric. Ecosyst. Environ.* 75: 13–30.
378. Wilson J.D., Whittingham M.J., Bradbury R.B. 2005. The management of crop structure: a general approach to reversing the impacts of agricultural intensification on birds? *Ibis* 147: 453–463.
379. Winter M. 2000. Strong policy or weak policy? The environmental impact of the 1992 reforms to the CAP arable regime in Great Britain. *J. Rural Stud.* 16: 47–59.
380. Witkowski J., Orłowska B., Ranoszek E., Stawarczyk T. 1995. Awifauna doliny Baryczy. *Not. Orn.* 36: 5–74.
381. WODGiK 2003. Komputerowy atlas województwa małopolskiego. Wersja nr 1/29042003, ukł. 1992, format „shp”, ArcView. Urząd Marszałkowski Województwa Małopolskiego, Departament Środowiska i Rozwoju Wsi.
382. Woodhouse S.P., Good J.E.G., Lovett A.A., Fuller R.J., Dolman P.M. 2005. Effects of land-use and agricultural management on birds of marginal farmland: a case study in the Llŷn peninsula, Wales. *Agric. Ecosyst. Environ.* 107: 331–340.
383. World Summit on Sustainable Development 2002. Available from: <http://www.worldsummit2002.org/>
384. Wretenberg J., Lindström Å., Svensson S., Thierfelder T., Pärt T. 2006. Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *J. Appl. Ecol.* 43: 1110–1120.
385. Wretenberg J., Lindström Å., Svensson S., Thierfelder T., Pärt T. 2007. Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *J. Appl. Ecol.* 44: 933–941.
386. Wuczyński A. 1997. Charakterystyka ekologiczna i biogeograficzna awifauny doliny Sobu na Polarnym Uralu. *Przegląd Zool.* 41: 83–92.

387. Wysocki D., Czeraszewicz R., Kalisiński M. 1998. Pomorze Zachodnie. Struskie Bagna. W: Krogulec J. (red.). Ptaki łąk i mokradel Polski (stan populacji, zagrożenia i perspektywy ochrony). Fundacja IUCN Polska, Warszawa: 22–29.
388. Zenker W. 1982. Beziehungen zwischen dem Vogelbestand und der Struktur der Kulturlandschaft. Beitr. Avif. Rheinl. 15: 1–249.



**Zeszyty STUDIA NATURAE wydane w ostatnich latach**  
**Recently published fascicles of STUDIA NATURAE**

- Charakterystyka i mapa zbiorowisk roślinnych Pienińskiego Parku Narodowego (Characteristics and map of plant communities of the Pieniny National Park). 2004. Opr. zbiorowe pod red. R. Kaźmierczakowej. *Studia Naturae* 49.
- Profus P. 2006. Zmiany populacyjne i ekologia rozrodu bociana białego *Ciconia ciconia* L. w Polsce na tle populacji Europejskiej. Synteza (Population changes and breeding ecology of the white stork *Ciconia ciconia* L. in Poland against a background of the European population. Synthesis). *Studia Naturae* 50.
- Gwiazda R. 2006. Strategie pokarmowe ptaków rybożernych w warunkach sztucznych zbiorników wodnych południowej Polski (Foraging strategies of fish-eating birds in conditions of artificial reservoirs in southern Poland). *Studia Naturae* 51.
- Ciszewski D. 2006. Wpływ regulacji koryta Odry na akumulację osadów zanieczyszczonych metalami ciężkimi: zróżnicowanie, zmiany w czasie, zagrożenie środowiskowe (Accumulation of sediment – associated heavy metals within channelized reach of the Odra River: spatial distribution, changes in time, potential environmental hazard). *Studia Naturae* 52.
- Galas J. 2007. Detrytus w potokach wysokogórskich i górskich, ze szczególnym uwzględnieniem potoków tatrzańskich (Detritus in high mountain and mountain streams, with special attention to Tatra Mts. streams). *Studia Naturae* 53.
- Zakres, tempo i mechanizmy zmian w przyrodzie terenów chronionych w Polsce. Część I (Changes in protected natural areas of Poland; range, rate and mechanisms. Part I). 2007. Opr. zbiorowe pod red. J. Holesy. *Studia Naturae* 54, cz. I.
- Zakres, tempo i mechanizmy zmian w przyrodzie terenów chronionych w Polsce. Część II (Changes in protected natural areas of Poland; range, rate and mechanisms. Part II). 2008. Opr. zbiorowe pod red. J. Holesy. *Studia Naturae* 54, cz. II.
- Wilk-Woźniak E. 2009. Zmiany populacyjne w zbiorowiskach glonów planktonowych oraz ich strategie życiowe w warunkach ekosystemów wodnych sztucznie zmienionych (Changes in phytoplankton communities and the life strategies of planktonic algae in artificially changed aquatic ecosystems) *Studia Naturae* 55.
- Zajac T. 2010. Mechanizmy osiedlania się samców rokitniczki *Acrocephalus schoenobaenus* (Mechanisms of settlement in males of sedge warbler *Acrocephalus schoenobaenus*). *Studia Naturae* 56.
- Fleituch T. 2010. Dekompozycja gruboziarnistej materii organicznej a funkcjonowanie ekosystemów małych rzek w warunkach antropopresji (Breakdown of particulate organic matter and functioning of stream ecosystems under anthropogenic stress). *Studia Naturae* 57.

**Inne wydawnictwa Instytutu Ochrony Przyrody PAN**

**Other publications of the Institute of Nature Conservation of the Polish Academy of Sciences**

NATURE CONSERVATION – rocznik, wydawnictwo naukowe (annual, scientific publication)

CHROŃMY PRZYRODĘ OJCZYSTĄ – dwumiesięcznik, czasopismo popularno-naukowe  
LET US PROTECT THE INDIGENOUS NATURE OF OUR HOMELAND – bimonthly, popular scientific periodical

SUPPLEMENTA ad ACTA HYDROBIOLOGICA – nieciągłe wydawnictwo naukowe (non-periodical scientific publication)

Wszystkie pozycje wydawnicze można nabyć w Instytucie Ochrony Przyrody PAN,  
al. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków, tel. 37-03-512  
Prowadzona jest również sprzedaż wysyłkowa



