Ornis Polonica 57, 2016: 29–39

# Awifauna lęgowa krajobrazu sadowniczego fragmentu Wysoczyzny Rawskiej

Sławomir Chmielewski

**Abstrakt:** Badania awifauny sadów k. Kłopoczyna (9 km$^2$) przeprowadzono w roku 2004. W krajobrazie dominowały wysokotowarowe sady jabłoniowe *Malus* sp. zajmujące 65% powierzchni oraz pola i ugory, których udział sięgał 27%. Badane sady poddawane były intensywnym zabiegom agrochemicznym. Stwierdzono 52 gatunki lęgowe lub prawdopodobnie lęgowe, spośród których oceną liczebności objęto 19 gatunków. Najliczniejszymi gatunkami były: trznadel *Emberiza citrinella* (11 p/km$^2$), kulczyk *Serinus serinus* (9,6 p/km$^2$), cierniówka *Sylvia communis* (2,2–2,7 p/km$^2$), kuropatwa *Perdix perdix* (2,0 p/km$^2$), kopciuszek *Phoenicurus ochruros* (1,9 p/km$^2$), pliszka siwa *Motacilla alba* (1,8 p/km$^2$) i gąsiorek *Lanius collurio* (1,6–1,9 p/km$^2$). Trznadel zasiedlał zarówno wnętrza, jak i obrzeża sadów, większość par kulczyka (69%) zajmowało terytoria w wiejskiej zabudowie siedliskowej rozproszonej lub zwartej, cierniówka związana była z łąkami i zbiornikami wodnymi oraz towarzyszącymi im zakrzewieniami. Stwierdzono, że predyktywny model zagęszczeń gatunków w krajobrazie sadowniczym adekwatnie oszacowuje zagęszczenia populacji cierniówki, kuropatwy, kopciuszka, gąsiorka i sroki, przeszacowuje w przypadku sierpówki i pliszki siwej, a niedoszacowuje zagęszczenia w przypadku kulczyka, trznadla i przepiórki.

**Słowa kluczowe**: ptaki krajobrazu sadowniczego, zagęszczenia, wybiórczość siedliskowa, predyktywne zagęszczenia

**Breeding avifauna of orchards and adjacent habitats at Wysoczyzna Rawska (the Rawska Hills).**
**Abstract:** The studies of birds breeding in orchards and other agricultural habitats near Kłopoczyn (the area of 9 km$^2$) were conducted in 2004. The contryside was dominated by apple orchards (65% of the area) as well as fields and fallow lands (27%). The studied orchards were managed intensively for fruit production by the input of agrochemicals. A total of 52 breeding or probably breeding species were found, including 19 species whose numbers were estimated. The most common species were the Yellowhammer *Emberiza citrinella* (11 p/km$^2$), Serin *Serinus serinus* (9.6 p/km$^2$), Whitethroat *Sylvia communis* (2.2–2.7 p/km$^2$), Grey Partridge *Perdix perdix* (2.0 p/km$^2$), Black Redstart *Phoenicurus ochruros* (1.9 p/km$^2$), White Wagtail *Motacilla alba* (1.8 p/km$^2$) and Red-backed Shrike *Lanius collurio* (1.6–1.9 p/km$^2$). The Yellowhammer was found both inside the orchards and at their edges. Most pairs of the Serin (69%) established their territories among rural buildings, both in densely and sparcely built-up areas. The Whitethroat was encoutered mostly on meadows with bush clumps and near waters. The results were compared with the data from the plot „Łomianki" near Warsaw of a similar size and habitat type. The gathered data on species density corresponded with modelled data for the Whitethroat, Grey Partridge, Black Redstart and Magpie, but not for the Serin, Yellowhammer, White Wagtail, Eurasian Collared Dove *Streptopelia decaocto* and Common Quail *Coturnix coturnix*.

**Key words:** birds of orchards, breeding densities, predictive densities, habitat selection

Przegląd krajowych badań awifauny sadów wskazuje, że większość dotychczas opublikowanych prac wykonano przed 30–40 laty (Tryjanowski et al. 2009). Pochodzą one głównie z Wielkopolski i dotyczą ekologii dziuplaków zasiedlających skrzynki lęgowe, biologii i ekologii rozrodu zięby *Fringilla colelebs*, makolągwy *Linaria cannabina* i grubodzioba *Coccothraustes coccothraustes*, zagadnień związanych z praktyczną ochroną sadów oraz szkodami w sadach i wpływem insektycydów na ptaki. Bardzo nieliczne są dane ilościowe z powierzchni jednorodnych, jak i krajobrazowych. Do wyjątków należą publikacje Kwiatkowskiej (1989), z początku lat 1980. dotyczące awifauny dwóch sadów o powierzchni 39 i 20 ha na Pojezierzu Poznańskim oraz praca Kota (1988) zawierająca dane zgromadzone na powierzchni 10,75 km$^2$ położonej w krajobrazie rolniczym z dużym udziałem sadów w Kotlinie Warszawskiej. Ponadto metodą transektową liczono ptaki w sadach na Wyżynie Sandomierskiej (Wiącek & Polak 2008). Opracowania te uzupełnia niepublikowana praca o ekologii rozrodu ptaków z Doliny Środkowej Wisły (Grędziński 2009). Nie opublikowano dotychczas żadnych danych dotyczących ptaków lęgowych z rejonu największej koncentracji upraw sadowniczych w Polsce, tj. tzw. zagłębia grójecko-wareckiego, zajmującego powierzchnię około 1,5 tys. km$^2$.

W ostatnim dziesięcioleciu w polskim sadownictwie miały miejsce dynamiczne przemiany – od roku 2002 powierzchnia sadów wzrosła, przy zdecydowanie niższej liczbie gospodarstw prowadzących te uprawy (Powszechny Spis Rolny 2010). W roku 2010 powierzchnia sadów w Polsce wyniosła 374,2 tys. ha i w porównaniu do roku 2002 była większa o 103,2 tys. ha, tj. o 38%, natomiast liczba gospodarstw użytkujących sady zmniejszyła się w porównaniu z rokiem 2002 o 10% (o 32,2 tys. ha) i wyniosła 284,6 tys. Średnia powierzchnia upraw przypadająca na jedno gospodarstwo zwiększyła się z 0,86 ha w roku 2002 do 1,31 ha w 2010 (http://www.sadownictwo.com.pl/16219__Powierzchnia-sadow-w-Polsce, dostęp 31.03.2016).

Celem niniejszej pracy było przedstawienie składu zgrupowania ptaków średnio licznych i nielicznych zasiedlających powierzchnię krajobrazową w rejonie z przeważającym udziałem sadów, scharakteryzowanie występowania wybranych gatunków oraz porównanie wyników z danymi pochodzącymi ze zbliżonej środowiskowo powierzchni na Mazowszu (Kot 1988) i wynikami predyktywnego modelu zagęszczeń wybranych gatunków (Kuczyński & Chylarecki 2012).

## Teren badań

Powierzchnia „Kłopoczyn" (9 km$^2$) położona jest w woj. łódzkim, w powiecie rawskim, głównie na terenie gminy Sadkowice, a niewielki jej fragment znajduje się również w gminie Mogielnica, pow. grójecki, woj. mazowieckie (rys. 1). Fizjograficznie obszar ten leży w mezoregionie Wysoczyzna Rawska (Kondracki 2000) i znajduje się w zachodniej części grójecko-wareckiego zagłębia sadowniczego. Granice powierzchni w kształcie kwadratu wyznaczono arbitralnie w oparciu o współrzędne geograficzne, wg systemu odniesienie WGS83; punkty graniczne 20°39'42,2"– 51°42'48,3", 20°37'6,0"–51°42'47,1", 20°37'7,7"–51°41'10,2", 20°39'43,5"– 51°41'11,3" (ryc. 1). Na obszarze tym dominują wysokotowarowe sady jabłoniowe *Malus* sp., w których plon w roku 2004 wynosił 30–60 ton z ha (dane własne). W ciągu roku wykonuje się tu 16–22 zabiegów chemicznych, polegających na opylaniu drzew za pomocą opryskiwaczy ciągnikowych. Pierwsze opryski mają miejsce w pierwszej dekadzie kwietnia i przeciągają się czasami do połowy sierpnia. W tego typu sadach stosuje się 10–15 różnego rodzaju środków chemicznych o okresie karencji od 7 do 21 dni. Na badanym obszarze sady zajmowały 65,0% po-

**Rys. 1.** Teren badań
***Fig. 1.*** Study area. (1) – arable fields, (2) – forests, (3) – orchards, (4) – water bodies, (5) – settlements, (6) – meadows, (7) – total area

wierzchni, pola i ugory – 27,0%, zabudowania – 5,1%, łąki – 1,8%, lasy i zadrzewienia – 0,9%, wody – 0,2% (rys. 1). Charakterystyczna dla powierzchni jest obecność 88 pojedynczych, rozproszonych siedlisk gospodarstw sadowniczych. Największą zwartą zabudowę miała wieś Kłopoczyn – 24 gospodarstwa, następnie Nowy Kłopoczyn – 19, Lipna i Sosnów – po 12. Zabudowę wsi Dąbrowa, ze względu na duże rozproszenie, nie tworzącej zwartego charakteru, wliczono do siedlisk rozproszonych. Zagęszczenie siedlisk zabudowy rozproszonej i zwartej wynosiło 17,6/km$^2$. W strukturze nielicznych zadrzewień o charakterze leśnym dominowała olsza czarna *Alnus glutinosa*. W części północno-zachodniej znajdował się niewielki las (o pow. 1,04 ha) z sosną zwyczajną *Pinus sylvestris*. Niewielką powierzchnię wśród upraw sadowniczych zajmowały plantacje porzeczek *Ribes* sp. i borówki amerykańskiej *Vaccinium corymbosum*. Na polach uprawiano głównie zboża i ziemniaki.

## Materiał i metody

Badania prowadzono w roku 2004. Oceną liczebności objęto 19 gatunków średnio licznych i nielicznych oraz niektóre gatunki liczne, ale łatwo wykrywalne, o wyraźnie zaznaczonym terytorializmie. Dane w terenie zbierano stosując założenia metody kartograficznej i przyjęte w niej kryteria oceny liczby par/terytoriów (Tomiałojć 1980). Gatunek uznano za lęgowy w przypadku znalezienia gniazda, stwierdzenia podlotów lub co najmniej trzykrotnego stwierdzenia śpiewającego samca, a w przypadku gatunków późno przylatujących co najmniej dwukrotnego odnotowania śpiewającego samca. Szczególną uwagę zwracano na przemieszczania ptaków i notowanie stwierdzeń równoczesnych. Ze względu na wielkość powierzchni – 9 km$^2$ (powierzchnia II rzędu), kontrole rozpoczynano

o wschodzie słońca (z tolerancją do 0,5 h), a czas ich trwania wydłużono do 12 godzin, przeprowadzono również liczenie wieczorne i nocne. Kolejne kontrole przeprowadzono w dniach: 1 kontrola – 17 IV, 2 kontrola – 4 V, 3 kontrola – 15 i 16 V, 4 kontrola (w tym wieczorna) – 27 V i 2 VI, 5 kontrola – 11 VI, 6 kontrola – 19 VI, 7 kontrola – 26 VI, 8 kontrola (nocna) – 16 VII. Średni czas dziennego liczenia wynosił 11 h 15 min. Łącznie na obserwacje terenowe poświęcono 76 godzin. Kontrole rozpoczynano każdorazowo w innej części powierzchni. Liczenia dzienne rozpoczynano w godz. 4.30–5.30 i kończono najpóźniej o godz. 16.30–17.30, kontrole wieczorne trwały do 19.30, a kontrola nocna kończyła się o godz. 22.30. W czasie kontroli wieczornych i nocnej po terenie przemieszczano się rowerem. Poszczególne obserwacje notowano na mapach w skali 1:2 000.

## Wyniki

Na obszarze 9 km$^2$ stwierdzono 52 gatunki, które uznano za lęgowe lub prawdopodobnie lęgowe, spośród których 19 objęto oceną liczebności (tab. 1). Najliczniejszymi spośród ocenianych gatunków były trznadel *Emberiza citrinella* (zagęszczenie 11,0 p/km$^2$) i kulczyk *Serinus serinus* (9,6 p/km$^2$) (tab. 1). Trznadel zasiedlał zarówno wnętrza, jak i obrzeża sadów. Na 86 wykrytych par kulczyka, 69% występowało w obrębie zabudowy wiejskiej rozproszonej lub zwartej. Występował on najczęściej w gospodarstwach z ogródkami lub

**Tabela 1.** Liczebność i zagęszczenie wybranych gatunków ptaków lęgowych na powierzchni „Kłopoczyn" (9 km$^2$) w roku 2004 w porównaniu do zagęszczenia w krajobrazie rolniczo-sadowniczym na powierzchni „Łomianki" (10,75 km$^2$) na terasie zalewowej Wisły w latach 1981–1982 (Kot 1988)

**Table 1.** *Numbers and densities of some breeding birds on "Kłopoczyn" plot (9 km$^2$) in 2004 in comparison with densities on "Łomianki" plot (10,75 km$^2$) in Vistula valley in 1981–1982 (Kot 1988)*

| Gatunek (1) | Liczba par (2) | Zagęszczenie (par/km$^2$) (3) | |
|---|---|---|---|
| | | Kłopoczyn (4) | Łomianki (5) |
| *Emberiza citrinella* | 99 | 11,0 | 6,1 |
| *Serinus serinus* | 86 | 9,6 | 0,1 |
| *Sylvia communis* | 20–24 | 2,2–2,7 | 8,5 |
| *Perdix perdix* | 18 | 2,0 | 0,7 |
| *Phoenicurus ochruros* | 17 | 1,9 | 0,1 |
| *Motacilla alba* | 16 | 1,8 | 0,3 |
| *Lanius collurio* | 14–17 | 1,6–1,9 | 0,1 |
| *Corvus frugilegus* | 11 | 1,2 | 7,4 |
| *Streptopelia decaocto* | 10 | 1,1 | 0 |
| *Pica pica* | 10 | 1,1 | 4,1 |
| *Coturnix coturnix* | 7 | 0,8 | 0 |
| *Jynx torquilla* | 6 | 0,7 | 0,2 |
| *Streptopelia turtur* | 4–5 | 0,4–0,6 | 0 |
| *Saxicola rubetra* | 3–5 | 0,3–0,6 | 1,6 |
| *Oenanthe oenanthe* | 3 | 0,3 | 0,1 |
| *Emberiza calandra* | 3 | 0,3 | 0,3 |
| *Luscinia megarhynchos* | 2 | 0,2 | 0 |
| *Phoenicurus phoenicurus* | 1 | 0,1 | 0 |
| *Anthus trivialis* | 1 | 0,1 | 0,5 |

kępami zadrzewień przydomowych z żywotnikami *Thuja* sp. oraz świerkami *Picea* sp. Cierniówka *Sylvia communis* gniazdowała w zagęszczaniu 2,2–2,7 p/km$^2$. Jej stanowiska najczęściej (12 par, 50%) były rozmieszczone w pobliżu łąk i zbiorników wodnych oraz towarzyszących im zakrzewień. Podobne siedliska preferowała sroka *Pica pica*; aż 10 spośród 12 stwierdzonych par gniazdowało w podobnym siedlisku. Kuropatwy *Perdix perdix* wymagały w terytoriach fragmentów terenów otwartych. Słowik rdzawy *Luscinia megarhynchos* zasiedlał zadrzewienia liściaste nad strumieniem oraz w sąsiedztwie samotnego, opuszczonego gospodarstwa wśród sadów. Rozmieszczenie przepiórki *Coturnix coturnix* było zdeterminowane występowaniem większych obszarów pól uprawnych. Z wyjątkiem jednego, prawdopodobnego stanowiska, turkawkę *Streptopelia turtur* stwierdzano tylko w sąsiedztwie gospodarstw rozproszonych. Takie gatunki jak sierpówka *S. decaocto*, kopciuszek *Phoenicurus ochruros*, pleszka *P. phoenicurus,* pliszka siwa *Motacilla alba* i białorzytka *Oenanthe oenanthe* wybierały sąsiedztwo zabudowań.

Oprócz wymienionych w tabeli 1 listę gatunków lęgowych uzupełniały: krzyżówka *Anas platyrhynchos,* czajka *Vanellus vanellus,* grzywacz *Columba palumbus,* dzięcioł duży *Dendrocopos major,* kukułka *Cuculus canorus,* bażant *Phasianus colchicus,* dymówka *Hirundo rustica,* oknówka *Delichon urbicum,* pliszka żółta *M. flava,* śpiewak *Turdus philomelos,* kos *T. merula,* kwiczoł *T. pilaris,* wilga *Oriolus oriolus,* kapturka *Sylvia atricapilla,* piegża *S. curruca,* gajówka *S. borin,* makolągwa, dzwoniec *Chloris chloris,* szpak *Sturnus vulgaris,* zięba *Fringilla coelebs,* grubodziób *Coccothraustes coccothraustes,* szczygieł *Carduelis carduelis,* muchołówka szara *Muscicapa striata,* zaganiacz *Hippolais icterina,* piecuszek *Phylloscopus trochilus,* pierwiosnek *P. collybita,* mazurek *Passer montanus,* wróbel *P. domesticus,* skowronek *Alauda arvensis,* bogatka *Parus major,* modraszka *Cyanistes caeruleus,* rudzik *Erithacus rubecula,* kawka *Corvus monedula*. Spośród wymienionych gatunków występowanie krzyżówki, wilgi, kapturki, gajówki, pierwiosnka i piecuszka związane było z zadrzewieniami olszowymi nad strumieniem lub oczkami wodnymi i towarzyszącymi im zadrzewieniami i zakrzewieniami.

## Dyskusja

Spośród dostępnych danych do porównania zagęszczeń wykorzystano dane Kota (1988), pochodzące z krajobrazu rolno-sadowniczego w gm. Łomianki, które uzyskano w oparciu o podobną metodę, na obszarze o podobnej wielkości i z dominującym udziałem sadów w strukturze upraw. Zagęszczenie trznadla na badanej powierzchni było dwukrotnie wyższe niż na powierzchni „Łomianki", będąc jednocześnie typowym dla urozmaiconego krajobrazu rolniczego w Polsce (Kuźniak & Dombrowski 2007). Uwzględniając aktualny trend spadkowy krajowej i mazowieckiej populacji (Woźniak et al. 2012, Neubauer et al. 2015), wykazane zagęszczenie należy uznać za wysokie zwłaszcza, że udowodniono negatywny wpływ stosowania pestycydów na parametry rozrodu tego gatunku (Boatman et al. 2004). Liczne występowanie kulczyka na pow. „Kłopoczyn" miało prawdopodobnie związek z obecnością i rozmieszczeniem zabudowy (por. Gil-Delgado & Gorban 1997); prawie 70% par gniazdowało w jej sąsiedztwie. Świadczy o tym również znacznie niższa liczebność kulczyka na pow. „Łomianki" (0,1 p/km$^2$), gdzie zagęszczenie zabudowy (7,4 gospodarstwa/km$^2$; Kot 1988) było ponad dwukrotnie niższe od występującego na pow. „Kłopoczyn" (17,6 gospodarstwa/km$^2$). Uwzględniając związek liczebności gatunku z zagęszczeniem gospodarstw, kulczyk był na pow. „Łomianki" jednak nie dwukrotnie mniej liczny, lecz kilkadziesiąt razy. Należy jednak zaznaczyć, że różnice w zagęszczeniach kulczyka między porównywanymi powierzchniami mogą

wynikać z odstępu czasowego (22 lata) między cenzusami. W tym okresie odnotowano umiarkowany wzrost krajowej populacji tego gatunku (Tomiałojć & Stawarczyk 2003).

Zagęszczenie cierniówki na pow. „Kłopoczyn" było trzykrotnie niższe w porównaniu do pow. „Łomianki" (Kot 1988, prezentowane dane). Różnica ta może wynikać z większego udziału różnego typu zbiorników wodnych i towarzyszących im zakrzewień na powierzchni położonej na tarasie zalewowym doliny Wisły, jak również z obserwowanym w ostatnich latach umiarkowanym spadkiem liczebności gatunku w Polsce (Chylarecki 2013). Należy jednak zaznaczyć, że na Mazowszu liczebność cierniówki wydaje się być stabilna (Woźniak et al. 2012). Ze względu na intensywną gospodarkę sadowniczą, brak dróg i miedz z krzewami i niewielki udział pól uprawnych, zagęszczenie cierniówki na pow. „Kłopoczyn" było niskie (2,2–2,7 p/km$^2$) w porównaniu do przeciętnych wartości odnotowanych w agrocenozach innych regionów Polski (3,3–11,4 p/km$^2$; Kuźniak 2007).

Spośród innych gatunków stwierdzonych na pow. „Kłopoczyn" na uwagę zasługuje obecność przepiórki i turkawki, nie wykazanych na pow. „Łomianki" (Kot 1988). Stwierdzenia te sugerują, że proces wnikania obu gatunków na tereny upraw sadowniczych odbywa się od niedawna. Zagęszczenie przepiórki na pow. „Kłopoczyn" (0,8 p/km$^2$) było wyższe niż w Polsce środkowo-wschodniej, na powierzchniach w dwóch typach krajobrazu; w dolinach rzek i krajobrazie rolniczym (0,6 i 0,7 s/km$^2$; Dombrowski 2007). Wysoki udziału nasion pszenicy *Triticum* i rzepaku *Brassica napus* w diecie turkawek w Brytanii (Browne & Aebischer 2003) wydaje się potwierdzać proces wnikania tego gatunku na tereny rolnicze. Przyczyny wnikania turkawki na tereny upraw sadowniczych wymagają jednak wyjaśnienia, podobnie jak wpływ herbicydów na populację, zwłaszcza w kontekście spadku liczebności tego gatunku w Polsce (Chylarecki 2013). Jej zagęszczenie na powierzchni krajobrazowej w Wielkopolsce, której 95% powierzchni zajmowały pola, wahało się w wieloleciu od 0 do 1,3 p/km$^2$ (Tryjanowski 1999). Zagęszczenie stwierdzone na pow. „Kłopoczyn" jest więc wysokie, podobne jak w dolinach rzecznych (Zielińska 2007). Może to świadczyć o istotnym znaczeniu krajobrazu sadowniczego dla występowania tego gatunku w kraju. Zagęszczenie kopciuszka na pow. „Kłopoczyn" było kilkunastokrotnie wyższe niż na pow. „Łomianki", co ma zapewne związek z większym zagęszczeniem zabudowy, jak i wzrostowym trendem liczebności populacji krajowej (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Chylarecki 2013) oraz mazowieckiej (Woźniak et al. 2012). Na badanej powierzchni pliszka siwa gniazdowała sześciokrotnie liczniej niż pod Łomiankami. Jej zagęszczenie odpowiada wartościom odnotowanym na dużych powierzchniach w urozmaiconym krajobrazie rolniczym Polski (Kosiński 2007). Ponadto populacja mazowiecka pliszki siwej wykazuje spadek w przeciwieństwie do trendu krajowego (Woźniak et al. 2012).

W przypadku sroki zagęszczenie na pow. „Kłopoczyn" było prawie czterokrotnie niższe niż pod Łomiankami. Gatunek ten gniazduje w sąsiedztwie osad, jak również wnika w głąb terenów zabudowanych (Jerzak 2005). Uwzględniając dwukrotnie większe zagęszczenie gospodarstw k. Kłopoczyna niż pod Łomiankami należałoby oczekiwać, że liczebność sroki powinna być na pierwszej powierzchni czterokrotnie wyższa niż na drugiej. Niższe zagęszczenie k. Kłopoczyna może wynikać z różnych przyczyn, wśród których można wymienić niewielki udział optymalnych siedlisk lęgowych na kontrolowanej powierzchni, w tym bardzo niski udział łąk (<2%) (Dombrowski 1997), jak również sugerowany przez Orłowskiego (2005) zanik „śródpolnych populacji" w ostatnim czasie.

Predyktywne (prognozowane) modelowanie rozmieszczenia organizmów jest w ostatnich latach jedną z najbardziej dynamicznie rozwijających się dyscyplin ekologii (np. Elith et al. 2006, Philips et al. 2006, Skierczyński et al. 2011). W Polsce, na podstawie danych zgromadzonych w latach 2000–2010 w ramach Monitoringu Pospolitych Ptaków

Lęgowych (MPPL), opracowano modele rozmieszczenia wybranych gatunków ptaków (Kuczyński & Chylarecki 2012), ukazujące prawdopodobny obraz ich rozmieszczenia i geograficznej zmienności zagęszczeń. Założono przy tym, że jeśli prognozowane wartości zagęszczeń populacji nie będą dokładnie odpowiadać wartościom rzeczywistym, to powinny być przynajmniej proporcjonalne do wartości rzeczywistych. We wspomnianej publikacji grójecko-warecki region sadowniczy jest wyraźnie wyodrębniony, wyróżniając się zwartością, jednorodnością środowiska oraz znaczną rozległością, co umożliwia dokonanie porównania wartości uzyskanych w czasie bezpośrednich liczeń z wartościami przewidywanymi. Porównanie zagęszczeń dziesięciu gatunków, występujących w liczbie minimum 7 par, dla których centyl był wyższy niż 50% (patrz tab. 3.1, Kuczyński & Chylarecki 2012) wykazało zarówno znaczne podobieństwa, jak i różnice uzyskanych wartości. Wartości zagęszczeń przewidziane dla cierniówki (2,5 p/km$^2$), kuropatwy (2,0 p/km$^2$), kopciuszka (2,0 p/km$^2$), sroki (1,0 p/km$^2$) i gąsiorka (1,8 p/km$^2$) w grójecko-wareckim regionie sadowniczym są zbliżone do wartości odnotowanych na powierzchni „Kłopoczyn" (Kuczyński & Chylarecki 2012). W przypadku kulczyka trafnie przewidziano wysokie zagęszczenia w krajobrazie sadowniczym (1,6 p/km$^2$), jednak było ono kilkukrotnie niższe od wartości odnotowanej na badanej powierzchni. Podobnie prognozowane zagęszczenie trznadla (4,0 p/km$^2$) i przepiórki (0,4 p/km$^2$) było dwu, a nawet trzykrotnie niższe od wartości uzyskanej w trakcie cenzusu. Z kolei przewidywane wartości zagęszczeń w przypadku sierpówki (3,0 p/km$^2$) i pliszki siwej (3,0 p/km$^2$) były wyższe od wartości rzeczywistych (Kuczyński & Chylarecki 2012).

Krajobraz sadowniczy wyróżnia się wysoką intensywnością zabiegów chemizacyjnych w stosunku do innych upraw w Polsce (Wichowski 2005, Jarecki & Bobrecka-Jamro 2013). Równocześnie sady są miejscem gniazdowania licznych populacji szeregu gatunków (Wiącek & Polak 2008, Grędziński 2009, S. Chmielewski, mat. niepubl.). Szerokie spektrum stosowanych środków chemicznych może wywierać negatywny wpływ na stan zdrowotny, wielkość populacji i sukces reprodukcyjny ptaków (Wilson et al. 1999, Boatman et al. 2004, Genghini et al. 2006, Bright et al. 2008). Mroczkiewicz (1968) wykazała niekorzystny wpływ insektycydu Lebaycid (substancja czynna – fention), stosowanego powszechnie w sadach, na przeżywalność zięby, szczygła, makolągwy i skowronka. Pestycydy powodują poważną redukcję bazy pokarmowej, zwłaszcza dla piskląt kuropatwy (Campbell et al. 1997, Boatman et al. 2004, Panek 2005, Panek & Mielczarek 2007) i są wymieniane jako najważniejsza przyczyna spadku liczebności tego gatunku w zachodniej Europie (Rands 1985, Kuijper 2009). Należy zwrócić uwagę na stosunkowo wysoką liczebność kuropatwy na powierzchni „Kłopoczyn" mimo intensywnego stosowania środków chemicznej ochrony roślin, zwłaszcza pestycydów. Przy intensywnej chemizacji upraw niewykluczone jest przynoszenie przez ptaki skażonego pokarmu z sadów, w których zastosowano pestycydy. Już w latach 70. XX wieku w Polsce wykazano szkodliwość niektórych pestycydów (Lebaycid, Winylofos, Malafos) na pszczoły *Apis mellifera* (Gromisz & Łęski 1973, Gromisz 1974). Niestety Lebaycid i Winylofos były dopuszczone do stosowania jeszcze w latach 2002 i 2007 (Obwieszczenie Min. Rol. i Rozw. Wsi z 3.06.2003 r. Mon. Pol. Nr 38, poz. 562), a nieoficjalnie stosowano je zapewne dłużej, aż do wyczerpania zapasów. Tylko w roku 2015 w wyniku stosowania środków ochrony roślin odnotowano w grójeckiem dwa masowe przypadki wyginięcia wielu rojów pszczół. Możliwe jest zatem zatrucie innych owadów i ich larw stanowiących pokarm gatunków gniazdujących w sadach. Insektycydy były wysoce prawdopodobną przyczyną spadku liczebności populacji sroki we wschodniej Anglii (Cooke 1979) i na kanadyjskiej prerii (Mineau 2005). Stosowanie pestycydów może również negatywnie wpływać na

populację przepiórki. Wilson i inni (2001) stwierdzili toksyczne działanie insektycydów na dorosłe przepióry kalifornijskie *Callipepla californica* w sadach Kolumbii Brytyjskiej w Kanadzie. Polegało ono na hamowaniu czynności enzymu esterazy cholinowej, w wyniku czego dochodziło do nadmiernego gromadzenia się acetylocholiny oraz pobudzania nerwów parasympatycznych. Efektem było ogólne osłabienie, biegunka, wymioty, skurcze i sztywnienie mięśni tułowia oraz kończyn ptaków.

Ptaki zamieszkujące środowiska antropogeniczne mogą stanowić dobry bioindykator możliwego wpływu chemizacji na człowieka. Z ostatnich danych Międzynarodowej Agencji Badań nad Rakiem (IARC) – agendy Światowej Organizacji Zdrowia (WHO) działającej pod egidą ONZ wynika, że pięć popularnych pestycydów i herbicydów zawierających glifosat i stosowanych w uprawach przemysłowych, ma prawdopodobnie działanie rakotwórcze. Od lat podejrzewa się też, że glifosat może powodować wady rozwojowe w płodach ludzkich (Antoniou et al. 2012, Kwiatkowska et al. 2013). Monitoring awifauny sadów, zarówno składu jakościowo-ilościowego, jak i stanu zdrowia, wydaje się być konieczny i pilny, zarówno w kontekście zdrowia ptaków, jak i człowieka. Obecna dynamika zmian w polskim sadownictwie wymaga podjęcia pilnych badań stanu awifauny występującej w takim środowisku i zachodzących w nim trendów.

Dziękuję kolegom Andrzejowi Dombrowskiemu i Henrykowi Kotowi za uwagi do pierwotnej wersji artykułu. Szczególne podziękowania kieruję do Ziemowita Kosińskiego za szereg propozycji zmian w tekście i pomoc w nadaniu mu ostatecznego kształtu.

## Literatura

Antoniou M., Habib M.E.M., Howard C.V., Jennings R.C., Leifert C., Nodari R.O., Robinson C.J., Fagan J. 2012. Teratogenic Effects of Glyphosate-Based Herbicides: Divergence of Regulatory Decisions from Scientific Evidence. J. Environ. Anal. Toxicol. S4:006. doi:10.4172/2161-0525.S4-006.

Boatman N.D., Brickle N.W., Hart J.D., Milsom T.P., Morris A.J., Murray A.W., Robertson P.A. 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. Ibis 146: 131–143.

Bright J.A., Morris T., Winspear R.J. 2008. A review of indirect effects of pesticides on birds and mitigating land-management practices. RSPB.

Browne S.J., Aebischer N.J. 2003. Habitat use, foraging ecology and diet of Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain. Ibis 145: 572–582.

Campbell L.H., Avery M.I., Donald P., Evans A.D., Green R.E., Wilson, J.D. 1997. A review of the indirect effects of pesticides on birds. JNCC Report 227. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee.

Chylarecki P. 2013. Czynniki kształtujące zmiany liczebności pospolitych ptaków Polski w latach 2000–2012. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.

Cooke A.S. 1979. Population declines of the Magpie *Pica pica* in Huntingdonshire and other parts of eastern England. Biol. Conserv. 15: 317–324.

Dombrowski A. 1997. The abundance of breeding populations of Magpies *Pica pica* in various types of agricultural landscape in Poland. Acta Ornithol. 32: 25–32.

Dombrowski A. 2007. Przepiórka *Coturnix coturnix*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 96–97. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.

Elith J., Graham C.H., Anderson R.P., Dudik M., Ferrier S., Guisan A., Hijmans R.J., Huettmann F., Leathwick J.R., Lehmann A., Li J., Lohmann L.G., Loiselle B.A., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., Overton J. McC., Peterson A.T., Phillips S.J., Richardson K.S., Scachetti-Pereira R., Schapire R.E., Sobero´n J., Williams S., Wisz M.S., Zimmermann N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography 29: 129–151.

Genghini M., Gellini S., Gustin M. 2006. Organic and integrated agriculture: the effects on bird communities in orchard farms in northern Italy. Biodiv. Conserv. 15: 3077–3094.
Gil-Delgado J., Gorban I. 1997. Serin *Serinus serinus*. In: Hagemeijer E. J. M., Blair M. J. (eds). The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance, pp. 708–709. T&AD Poyser, London.
Grędziński P. 2009 msc. Ekologia rozrodu ptaków w intensywnie użytkowanych sadach. Praca inżynierska, SGGW w Warszawie.
Gromisz Z. 1974. Szkodliwość działania na pszczoły par preparatów Malafos, Winylofos i Karbatox w warunkach polowych. Pszczelnicze Zesz. Nauk. 18: 195–200.
Gromisz Z., Łęski R. 1973. Szkodliwość działania na pszczoły par preparatów Lebaycid, Folithion i Owadofos w warunkach polowych. Pszczelnicze Zesz. Nauk. 17: 197–204.
Jarecki W., Bobrecka-Jamro D. 2013. Zużycie środków do produkcji rolniczej w Polsce w kontekście retardacji przemian rolniczej przestrzeni produkcyjnej. Inżynieria Ekologiczna 34: 121–128.
Jerzak L. 2005. Sroka *Pica pica* w Polsce – przegląd badań. W: Jerzak L., Kavanagh B.P., Tryjanowski P. (red.). Ptaki krukowate Polski, ss. 35–51. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
Kosiński Z. 2007. Pliszka siwa *Motacilla alba*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 340–341. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
Kondracki J. 2000. Geografia regionalna Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
Kot H. 1988. The effect of suburban landscape structure on communities of breeding birds. Pol. Ecol. Stud. 14: 235–227.
Kuczyński L., Chylarecki P. 2012. Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski. Rozmieszczenie, wybiórczość siedliskowa, trendy. GIOŚ, Warszawa.
Kuijper D.P.J., Oosterveld E., Wymenga E. 2009. Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population – a review. Eur. J. Wildl. Res. 55: 455–463.
Kuźniak S. 2007. Cierniówka *Sylvia communis*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 404–405. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
Kuźniak S., Dombrowski A. 2007. Trznadel *Emberiza citrinella*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 510–511. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
Kwiatkowska M., Jaroszewicz P., Bukowska B. 2013. Glifosat i jego preparaty – toksyczność, narażenie zawodowe i środowiskowe. Medycyna Pracy 64, 5: 717–729. doi: 10.13075/mp.5893.2013.0059.
Mineau P., Downes C.M., Kirk D.A., Bayne E., Csizy M. 2005. Patterns of bird species abundance in relation to granular insecticide use in the Canadian prairies. Ecoscience 12: 267–278.
Mroczkiewcz D. 1968. Wpływ insektycydów na ptaki gnieżdżące się w sadzie doświadczalnym w Przybrodzie. Rocz. AR w Poznaniu, Orn. Stos. 6: 73–82.
Neubauer G., Meissner W., Chylarecki P., Chodkiewicz T., Sikora A., Pietrasz K., Cenian Z., Betleja J., Gaszewski K., Kajtoch Ł., Lenkiewicz W. Ławicki Ł., Rohde Z., Rubacha S., Smyk B., Wieloch M., Wylegała P., Zielińska M., Zieliński P. 2015. Monitoring Ptaków Polski w latach 2013–2015. Biul. Monitoringu Przyrody 13: 1–92.
Orłowski G. 2005. Magpie *Pica pica* nest sites in farmland in vicinity of Wrocław city (SW Poland). W: Jerzak L., Kavanagh B.P., Tryjanowski P. (red.). Ptaki krukowate Polski, ss. 510–515. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
Panek M. 2005. Demography of grey partridges *Perdix perdix* in Poland in the years 1991–2004: reasons of population decline. Eur. J. Wildl. Res. 51: 14–18.
Panek M., Mielczarek P. 2007. Kuropatwa *Perdix perdix*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 94–95. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
Philips S.J., Ierson R.P., Schapire R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecol. Model. 190: 231–259.

Rands M.R. W. 1985. Pesticide use on cereals and the survival of grey partridge chicks: a field experiment. J. Appl. Ecol. 22: 49–54.
Skierczyński M., Stachura-Skierczyńska K., Strzeliński P., Tumiel T., Zawadzka D., Osojca-Krasiński G. 2011. Mapowanie predyktywne – praktyczna metoda wyznaczania potencjalnych siedlisk dla wyspecjalizowanych gatunków leśnych. W: Anderwald D. (red.). Zarządzanie ekosystemami leśnymi a zachowanie populacji ptaków leśnych. Stud. i Mat. CEPL, Rogów, 2 (27): 166–176.
Tomiałojć L. 1980. Kombinowana odmiana metody kartograficznej do liczenia ptaków lęgowych. Not. Orn. 21: 33–54.
Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura", Wrocław.
Tryjanowski P. 1999. Effect of habitat diversity on breeding birds: comparison of farmland bird community in the region of Wielkopolska (W Poland) with relevant data from other European studies. Pol. J. Ecol. 47: 153–174.
Tryjanowski P., Kuźniak S., Kujawa K., Jerzak L. 2009. Ekologia ptaków krajobrazu rolniczego. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
Wichowski P. 2005. Prognozowanie zapotrzebowania na wodę w gospodarstwach sadowniczych. Przegl. Nauk. Inżynieria Kształt. Środowiska 14, 2: 81–89.
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 foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. Agric. Ecos. Environ. 75: 13–30.
Wilson L., Martin A.P., Elliott J.E., Mineau P., Cheng K.M. 2001. Exposure of california quail to organophosphorus insecticides in apple orchards in the Okanagan Valley, British Columbia. Ecotoxicology 10: 79–90.
Wiącek J., Polak M. 2008. Bird community breeding in apple orchards of Central Poland in relation to some habitat and management features. Pol. J. Environ. Stud. 17: 951–956.
Woźniak B., Chodkiewicz T., Chylarecki P., Chmielewski S., Dombrowski A., Goławski A. 2012. Zmiany liczebności pospolitych ptaków lęgowych Niziny Mazowieckiej w latach 2000–2011. Kulon 17: 1–30.
Zielińska M. 2007. Turkawka *Streptopelia turtur*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 260–261. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.

**Sławomir Chmielewski**
Mazowiecko-Świętokrzyskie Towarzystwo Ornitologiczne
Rynek 12, 05-640 Mogielnica
sch6@wp.pl