



Zmiany liczebności i umiejscowienie gniazd sroki *Pica pica* i wrony siwej *Corvus cornix* w Warszawie w latach 1974–2009

Andrzej Węgrzynowicz

Abstrakt. W latach 2008–2009 na 19 powierzchniach (291 ha) zlokalizowanych w osiedlach mieszkaniowych i w parkach Warszawy przeprowadzono inwentaryzację populacji łęgowej sroki i wrony siwej. Porównano również parametry umiejscowienia gniazd obu gatunków oraz rozważono niektóre czynniki mogące wpływać na zagęszczenia i zmiany ich liczebności. Wrona osiągała wyższe zagęszczenia w parkach (średnio 5,0 pary/10 ha), sroka w osiedlach (4,3 pary/10 ha). Dla określenia zmian liczebności porównano wyniki z danymi z lat 70. i 80. XX wieku z tych samych powierzchni badawczych. W analizowanym okresie liczebność sroki wzrosła 5–6-krotnie, a przebieg w czasie tych zmian był zróżnicowany w poszczególnych środowiskach i strefach miasta. Liczebność wrony wzrosła ok. 9-krotnie. Podobieństwo umiejscowienia gniazd przez oba gatunki było niewielkie, stwierdzono natomiast słabą ujemną korelację między zagęszczeniami sroki i wrony. Uzyskane wyniki sugerują, że na wybór miejsc gniazdowych przez srokę, a także na jej występowanie i zmiany liczebności, miały wpływ wysokie zagęszczenia wrony. Duża plastyczność ekologiczna sroki pozwala jej utrzymać się na terenach licznie zasiedlonych przez wronę.

Changes in abundance and nest location of the Magpie *Pica pica* and Hooded Crow *Corvus cornix* from 1974 to 2009 in Warsaw. Abstract: In 2008–2009 the breeding Magpies and Hooded Crows were surveyed in 19 study plots (291 ha) in housing estates and parks in Warsaw. Additionally, the variables of nest location were compared between both species and several factors potentially affecting their densities and changes in their abundance were considered. Hooded Crows were more abundant in parks (mean 5.0 pairs/10 ha), whereas Magpies predominated in housing estates (4.3 pairs/10 ha). In order to determine the changes in the Magpie and Hooded Crow abundance, these results were compared to the data from 1970s and 1980s collected in the same study plots. The number of the Magpie increased 5–6-fold and time course of these changes was diverse in different habitats and city zones. The population of the Hooded Crow increased 9-fold. The similarity of nest location of both species was rather low, however, weak negative correlation between densities of Magpie and Hooded Crow was found. It was hypothesized that high densities of the Hooded Crow influenced nest-sites choice, occurrence and changes in abundance of the Magpie. High ecological plasticity revealed by the Magpie allows it to sustain in areas heavily populated by the Hooded Crow.

Proces synurbizacji sroki *Pica pica* i wrony siwej *Corvus cornix* rozpoczął się w Europie w latach 60. i 70. XX wieku (Baeyens & Jerzak 1997, Houston 1997). Obecnie liczne populacje sroki zasiedlają większość dużych miast Polski, a jej zagęszczenia są tu wyższe niż na obsza-

rach pozamiejskich (Tomiałołć & Stawarczyk 2003, Kuczyński & Chylarecki 2012). Liczebność wrony w miastach jest bardziej zróżnicowana, w niektórych z nich osiąga ona jednak stosunkowo wysokie zagęszczenia. Na obszarach pozamiejskich obserwowany jest w ostatnich latach silny spadek liczebności wrony, a w niektórych regionach również sroki (Tomiałołć 2009, Neubauer et al. 2011).

O ile wzrost liczebności sroki w miastach Polski w ostatnich dziesięcioleciach jest dobrze udokumentowany (np. Górski 1997, Ptaszyk 2003, Nowakowski & Dulisz 2005, Jerzak et al. 2008), o tyle danych o dynamice populacji wrony w tym środowisku jest niewiele (Tomiałołć & Stawarczyk 2003, Zduniak 2005). Niewiele jest także danych o wzajemnych relacjach obu gatunków w warunkach wysokich zagęszczeń notowanych w środowiskach miejskich. Wiadomo jednak, że wrona może ograniczać liczebność sroki, poprzez oddziaływania konkurencyjne i drapieżnictwo na jej lęgach (Baeyens 1981, Vines 1981). Uważa się, że rozwój populacji wrony w niektórych miastach mógł zatrzymać dalszą ekspansję sroki (Tomiałołć & Stawarczyk 2003, Jerzak 2005).

Sroki i wrony, jako drapieżniki lęgowe, mogą w znacznym stopniu oddziaływać na populacje innych gatunków ptaków (Groom 1993, Drachmann et al. 2002), a skutkiem wzrostu liczebności obu gatunków na terenach miejskich może być redukcja lokalnych populacji niektórych gatunków ptaków (Tomiałołć 2011). Na tym tle, badania nad występowaniem wrony i sroki w miastach wydają się być szczególnie istotne.

Celem badań było określenie zmian liczebności sroki i wrony w Warszawie od lat 70./80. XX wieku do lat 2008–2009, porównanie niektórych elementów ich ekologii i uwarunkowań występowania oraz określenie ewentualnego wpływu jednego gatunku na drugi.

Teren badań

Warszawa obejmuje obszar 517 km² i liczy 1 720 tys. mieszkańców (stan na rok 2010; US 2011). Tereny zabudowane i zurbanizowane zajmują 54% powierzchni miasta (w tym 18% stanowią tereny mieszkaniowe), użytki rolne – 24%, lasy i zadrzewienia – 17%, wody – 3% (US 2011).

Badaniami objęto 8 osiedli mieszkaniowych i 11 parków, o łącznej powierzchni odpowiednio 131,5 ha i 159,5 ha, położonych w granicach administracyjnych Warszawy. Badane powierzchnie zlokalizowane były w trzech strefach miasta: centrum śródmieścia (co najmniej 1 km od granicy śródmieścia), peryferyjnej części śródmieścia (w obrębie śródmieścia, nie dalej niż 1 km od jego granicy) i poza śródmieściem. Granice śródmieścia przyjęto za Nowickim (2001). Poza lokalizacją w mieście, powierzchnie, na których prowadzone były badania różniły się typem zabudowy (osiedla) i składem drzewostanu (tab. 1). Wielkość powierzchni wahała się od 7,5 do 30 ha, a średnia ich wielkość wynosiła 15 ha.

Materiał i metody

Badania prowadzono w latach 2008–2009, na innych powierzchniach w każdym z sezonów. Od początku marca do końca kwietnia na każdej z nich wykonano po 4 kontrole, podczas których zaznaczano na mapach znalezione gniazda obu gatunków oraz notowano przebywające w pobliżu osobniki. Głównym kryterium uznania gniazda za zajęte była obserwacja wysiadującego ptaka. Ponieważ część wysiadujących osobników pozostaje niezauważonych, za potwierdzenie zajęcia gniazda sroki przyjęto również powtarzającą się co najmniej 2 razy obecność ptaka/pary w jego pobliżu, a w przypadku wrony obserwację par lub pojedynczych ptaków przesiadujących na eksponowanych miejscach przy gnieździe (Udolf 2005). Zmiany liczebności obu gatunków określono porównując uzyskane dane z wynikami badań z lat 70. i 80. XX wieku (Luniak 1981, 1994, Luniak et al. 1986, Nowicki 1992).

Tabela 1. Charakterystyka powierzchni badawczych. Usytuowanie: P – obszary poza śródmieściem, S – centrum śródmieścia, Sp – peryferyjna część śródmieścia (granice śródmieścia przyjęto za Nowickim, 2001). Drzewa – podano dominujące rodzaje: Ac – klon, Ae – kasztanowiec, Al – olsza, B – brzoza, F – jesion, O – drzewa owocowe, P – topola, Q – dąb, R – robinia, S – jarząb, T – lipa

Table 1. Characteristics of study plots. (1) – study plot, (2) – area (ha), (3) – location: P – outside downtown, S – center of downtown, Sp – periphery of downtown (the borders of downtown follow Nowicki 2001). (4) – trees – dominating genus are included: Ac – *Acer sp.*, Ae – *Aesculus sp.*, Al – *Alnus sp.*, B – *Betula sp.*, F – *Fraxinus sp.*, O – fruit trees, P – *Populus sp.*, Q – *Quercus sp.*, R – *Robinia sp.*, S – *Sorbus sp.*, T – *Tilia sp.*

| Powierzchnia (1) | Wielkość (ha) (2) | Usytuowanie (3) | Drzewa (4) |
|--|----------------------|--------------------|---------------|
| Osiedla mieszkaniowe | | | |
| Centrum (mCE) | 20,5 | S | T, Q, P, Ac |
| Chomiczówka (mCH) | 21 | P | Ac, T |
| Muranów (mMU) | 17 | S | P, Ac, T |
| Potok (mPT) | 8 | P | Ac, T |
| Stokłosy (mST) | 14 | P | S, T, B |
| Stary Żoliborz (mSZ) | 18 | P | Ac, T, B |
| Wawrzyszew (mWA) | 9 | P | T, Ac |
| Wierzbno (mWI) | 24 | Sp | Ae, Ac, T |
| Parki | | | |
| Park Arkadia (pAR) | 7,5 | Sp | Ac, P, F, Al |
| Park Kępa Potocka (pKP) | 17 | P | P, Ac |
| Ogród Krasińskich (pKR) | 10 | Sp | Ac, Ae, T |
| Park Łazienkowski (pLA) | 10 | Sp | Q, Ae, Ac |
| Park Moczydło (pMO) | 15 | Sp | Ac, T, R |
| Pole Mokotowskie, część wschodnia (pPMe) | 10 | S | Ac, P, O |
| Pole Mokotowskie, część zachodnia (pPMw) | 30 | S | Ac, Ae, T |
| Park Powiśle (pPO) | 14 | Sp | Ac, T, P, Q |
| Park Praski (pPR) | 19 | S | Ac, T, Ae |
| Ogród Saski (pSA) | 15 | S | Ae, Ac, T |
| Park Traugutta (pTR) | 12 | Sp | T, Q, Ac, P |

Dla każdego zajętego gniazda określono rodzaj drzewa, na którym się znajdowało. Jego wysokość oraz wysokość umiejscowienia gniazda określono wizualnie z dokładnością do 0,5 m. Notowano także odległość gniazda od najbliższego budynku (w osiedlach mieszkaniowych) oraz lokalizację drzewa gniazdowego względem innych drzew w promieniu 10 m, z podziałem na trzy kategorie: drzewo samotne, grupa drzew (2–5 drzew), większe zadrzewienie (powyżej 5 drzew). Na badanych powierzchniach określono liczbę drzew oraz, osobno, liczbę topoli *Populus sp.*, preferowanych przez wronę i srokę jako drzewo gniazdowe (Grabiński 1996, Jerzak 1997). Dla określenia podobieństwa w wyborze drzew gniazdowych użyto współczynnika pokrywania się nisz (Horn 1966), wyrażonego wzorem:

$$\hat{C}_\lambda = 2 \sum x_i y_i \cdot (\sum x_i^2 + \sum y_i^2)^{-1},$$

gdzie x_i i y_i to procentowy udział wykorzystania poszczególnych rodzajów drzew przez gatunek (lub populację) x oraz y . Współczynnik ten przyjmuje wartości od 0 (brak pokrywania się nisz) do 1 (całkowite pokrywanie się nisz).

Normalność rozkładów zmiennych weryfikowano za pomocą testu Shapiro-Wilka. Związek między dwoma zmiennymi badany był przy użyciu współczynnika korelacji Spearmana (rozkłady nie były normalne). Różnice w wysokości umiejscowienia gniazd srok i wron oraz wysokości drzew gniazdowych obu gatunków weryfikowano przy użyciu testu t-Studenta (w przypadku rozkładu normalnego) lub testu U Manna-Whitneya (Z), a różnice między proporcjami – przy pomocy testu chi kwadrat. Obliczeń dokonano w programie Statgraphics 5.1 Plus. Istotność różnic w zagęszczeniach sroki i wrony w dwóch okresach badań weryfikowano przy pomocy testu Wilcoxon dla par wiązanych, na podstawie schematu obliczeń podanego przez Łomnickiego (2006).

Wyniki

Występowanie i zmiany liczebności sroki

Na badanym terenie stwierdzono łącznie gniazdowanie 85 par srok. Łęgi tego gatunku odnotowano na 15 powierzchniach (79% badanych powierzchni; tab. 2), a jego średnie zagęszczenie wyniosło 2,9 pary/10 ha (SD=2,0). Sroka zasiedlała wszystkie badane osiedla mieszkaniowe, osiągając w nich zagęszczenia 1,5–5,7 pary/10 ha (średnio 4,3 pary/10 ha; SD=1,4). W 6 osiedlach zagęszczenia osiągnęły wartość powyżej 4 par/10 ha. Zagęszczenie w osiedlach w strefie peryferyjnej (4,7 pary/10 ha) było nieco wyższe niż w osiedlach w śródmieściu (3,9 pary/10 ha), jednak różnice te nie były statystycznie istotne (Z=9,0; P=0,764). Sroki nie stwierdzono w 4 z 11 badanych parków, a w pozostałych parkach jej zagęszczenia zawierały się w zakresie 1,3–4,7 par/10 ha (średnio 1,8 pary/10 ha; SD=1,6). Zagęszczenie powyżej 4 par/10 ha stwierdzono tylko w jednym parku (P. Moczydło). Zagęszczenie w parkach w centrum śródmieścia (1,9 par/10 ha) i na jego obrzeżach (2,0 pary/10 ha) było podobne (Z=13; P=0,914).

Nie stwierdzono istotnego statystycznie związku między zagęszczeniem sroki a liczbą drzew w osiedlach ($r_s=0,48$; P=0,226; N=8) i w parkach ($r_s=-0,16$; P=0,645; N=11). Zagęszczenie sroki nie było również związane z liczbą topoli – ani w osiedlach ($r_s=0,22$; P=0,593; N=8), ani w parkach ($r_s=-0,31$; P=0,119; N=11).

Porównując liczebność gatunku w latach 70./80. XX wieku i 2008–2009 stwierdzono, że spośród 16 analizowanych powierzchni sroka zasiedliła 5 (2 osiedla i 3 parki), na kolejnych 7 jej liczba wzrosła, na 3 nie zaszły zmiany (w obu okresach badań sroka tu nie gniazdowała), a na 1 nastąpił spadek liczebności (tab. 2). Zagęszczenia w osiedlach mieszkaniowych wzrosły 5–8-krotnie (test Wilcoxon dla par wiązanych; T=0; P<0,05; N=6), a w parkach 4–6-krotnie (T=1,5; P<0,01; N=10).

Występowanie i zmiany liczebności wrony

Wrona występowała na 18 z 19 badanych powierzchni; łącznie odnotowano 122 pary lęgowe, a średnie zagęszczenie gatunku wyniosło 4,2 pary/10 ha (SD=2,6; tab. 2). Gatunek ten nie występował tylko w jednym osiedlu, położonym poza centrum miasta. Średnie zagęszczenie w osiedlach mieszkaniowych wyniosło 3,3 pary/10 ha (SD=2,7). Nie stwierdzono istotnych różnic (Z=7,0; P=0,999) między zagęszczeniami w osiedlach położonych w śródmieściu (3,1 pary/10 ha) i poza nim (3,4 pary/10 ha). W dwóch peryferyjnych i jednym śródmiejskim osiedlu zagęszczenia wrony przekroczyły 4 pary/10 ha, a najwyższe zagęszczenie odnotowano w osiedlu mPT – 7,5 pary/10 ha (tab. 2). Wrona gniazdowała we

wszystkich badanych parkach, a jej średnie zagęszczenie wyniosło 5,0 pary/10 ha (SD=2,4). Na 7 powierzchniach zagęszczenie przekroczyło 4 pary/10 ha, osiągając najwyższą wartość (8,6 pary/10 ha) w parku pPO. Średnie zagęszczenie w parkach w centrum śródmieścia wyniosło 3,9 pary/10 ha, a w peryferyjnej części śródmieścia – 6,1 pary/10 ha, ale różnica ta nie była statystycznie istotna ($Z=15$; $P=0,594$).

Zagęszczenie wrony w parkach wzrastało wraz z liczbą topoli ($r_s=0,60$; $P=0,047$; $N=11$). Nie wykazano natomiast istotnego związku między zagęszczeniem wrony a liczbą wszystkich drzew w osiedlach ($r_s=0,04$; $P=0,922$; $N=8$) i parkach ($r_s=0,42$; $P=0,197$; $N=11$) oraz liczbą topoli w osiedlach ($r_s=0,44$; $P=0,271$; $N=8$).

Liczebność wrony w porównaniu z danymi z lat 70./80. XX wieku wzrosła na wszystkich powierzchniach, dla których przeprowadzono analizę zmian (tab. 2). W osiedlach mieszka-

Tabela. 2. Liczebność sroki i wrony w latach 2008–2009 oraz zmiany liczebności od lat 70./80. Indeksy przy latach badań odnoszą się do źródła danych: ⁽¹⁾ – Luniak 1981, ⁽²⁾ – Luniak 1994, ⁽³⁾ – Luniak et al. 1986, ⁽⁴⁾ – Nowicki 1992. N – brak zmian, n.d. – brak danych, Z – zasiedlenie nowej powierzchni

Table 2. Numbers of the Magpie and Hooded Crow in 2008–2009 and changes in their abundance since 1970s/1980s. (1) – study plot, (2) – years of the study (number in superscript refers to the source of the data), (3) – the Magpie, (4) – the Hooded Crow, (5) – status in 2008–2009, (6) – changes (pairs/10 ha), (7) – number of pairs, (8) – density (pairs/10 ha), (9) – total. N – no change, n.d. – no data, Z – colonization of new plot

| Pow. (1) | Lata badań (2) | Sroka (3) | | | Wrona (4) | | |
|-------------|---------------------------|---|------------------------------|------------------------|---|------------------------------|------------------------|
| | | Stan w 2008–2009 (5) Liczba par (7) | Zagęszczenie (par/10 ha) (8) | Zmiany (par/10 ha) (6) | Stan w 2008–2009 (5) Liczba par (7) | Zagęszczenie (par/10 ha) (8) | Zmiany (par/10 ha) (6) |
| mCE | 2009 | 3 | 1,5 | n.d. | 5 | 2,4 | n.d. |
| mCH | 1983 ⁽²⁾ /2008 | 12 | 5,7 | +4,5 | 3 | 1,4 | Z (+1) |
| mMU | 1985 ⁽²⁾ /2009 | 8 | 4,7 | Z (+5) | 10 | 5,9 | +4 |
| mPT | 1985 ⁽²⁾ /2009 | 5 | 5,0 | +4 | 8 | 7,5 | Z (+8) |
| mST | 2008 | 7 | 5,0 | n.d. | | 0,0 | n.d. |
| mSZ | 1984 ⁽²⁾ /2008 | 5 | 2,8 | +2 | 11 | 6,1 | +4 |
| mWA | 1985 ⁽²⁾ /2008 | 4 | 4,4 | Z (+4) | 2 | 2,2 | Z (+2) |
| mWI | 1982 ⁽²⁾ /2008 | 13 | 5,4 | +4,5 | 4 | 1,7 | +1 |
| pAR | 2008 | 1 | 1,3 | n.d. | 5 | 6,7 | n.d. |
| pKP | 1974 ⁽¹⁾ /2008 | | 0,0 | -1 | 13 | 7,6 | Z (+7,5) |
| pKR | 1974 ⁽¹⁾ /2009 | 3 | 3,0 | Z (+3) | 7 | 7,0 | +6 |
| pLA | 1980 ⁽³⁾ /2009 | | 0,0 | N | 6 | 6,0 | +4 |
| pMO | 1974 ⁽¹⁾ /2009 | 7 | 4,7 | Z (+5) | 5 | 3,3 | Z (+3) |
| pPMe | 1976 ⁽¹⁾ /2009 | | 0,0 | N | 3 | 3,0 | Z (+3) |
| pPMw | 1976 ⁽¹⁾ /2008 | 6 | 2,0 | +1,5 | 7 | 2,3 | Z (+2) |
| pPO | 1975 ⁽¹⁾ /2008 | | 0,0 | N | 12 | 8,6 | +7 |
| pPR | 1975 ⁽¹⁾ /2008 | 4 | 2,1 | +1 | 8 | 4,2 | +3 |
| pSA | 1974 ⁽¹⁾ /2009 | 4 | 2,7 | Z (+3) | 11 | 7,3 | +5 |
| pTR | 1985 ⁽⁴⁾ /2009 | 3 | 2,5 | +1 | 2 | 1,7 | +1 |
| Razem (9) | 1974–1985/ 2008–2009 | 85 | 2,9 | +2,5 | 122 | 4,2 | +4 |

niowych zagęszczenie wzrosło 7–11-krotnie ($T=0$; $P<0,05$; $N=7$), natomiast w parkach wykazano wzrost 8–10-krotny ($T=0$; $P<0,01$; $N=10$). Wrona zasiedliła 7 nowych powierzchni, w tym 3 osiedla.

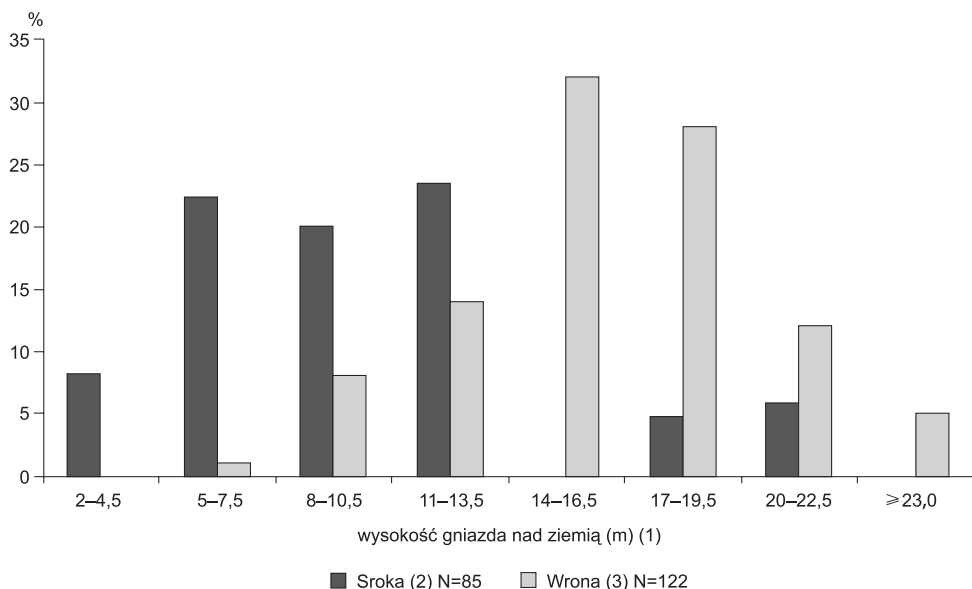
Stwierdzono negatywny związek między liczebnością sroki i wrony w Warszawie, nie był on jednak statystycznie istotny ($r_s = -0,43$; $P=0,069$; $N=19$). Negatywny, lecz słabszy i statystycznie nieistotny związek wykazano również w przypadku niezależnej analizy danych z parków ($r_s = -0,36$; $P=0,099$; $N=11$) i osiedli ($r_s = -0,16$; $P=0,366$; $N=8$).

Umiejscowienie gniazd sroki

Spośród 85 opisanych gniazd sroki, 5 (5,9%) umiejscowionych było na krzewach, a pozostałe na drzewach należących do 17 rodzajów (tab. 3). Gniazdowanie na krzewach stwierdzono tylko w parkach. W osiedlach sroka zakładała gniazda na drzewach należących do 11 rodzajów, w parkach – do 9 rodzajów. Współczynnik podobieństwa wykorzystania rodzajów drzew w dwóch środowiskach (\hat{C}_s) wyniósł 0,63. Najczęściej wybierany był klon *Acer* sp. (łącznie 28% gniazd – w osiedlach 24%, w parkach 33%) i topola *Populus* sp. (odpowiednio: 14%, 16%, 7%), a udział kolejnych 4 rodzajów (robinia *Robinia* sp., jarzab *Sorbus* sp., lipa *Tilia* sp. i wierzba *Salix* sp.) przekroczył 5%. Nie wykazano istotnych różnic między proporcją topoli wśród drzew gniazdowych, a jej udziałem w drzewostanie na badanych powierzchniach ($\chi^2=3,72$; $df=1$; $P=0,758$).

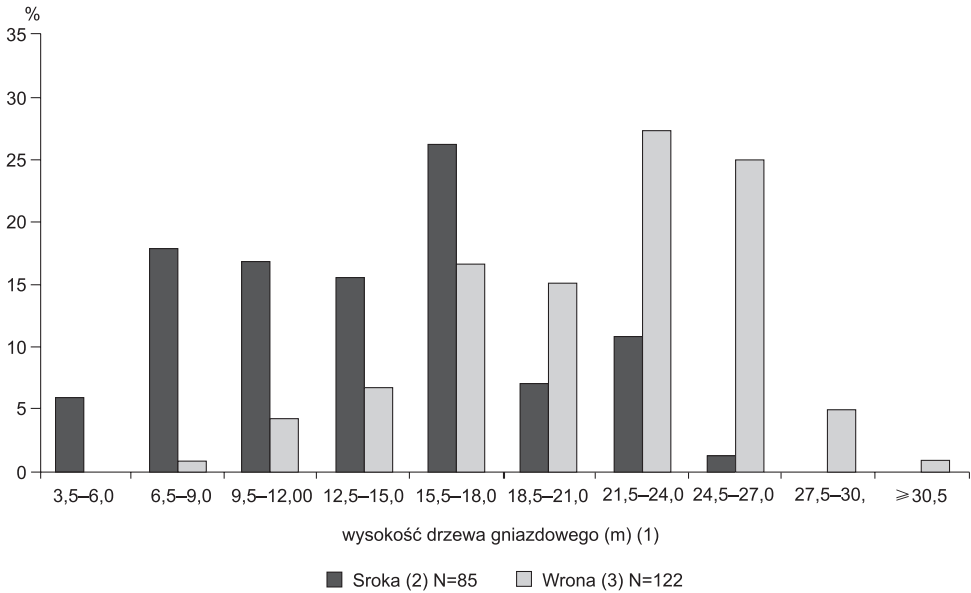
Wysokość, na jakiej sroki zakładały gniazda zawierała się w przedziale 2,0–22,0 m ($\bar{x}=11,0$ m; $SD=4,8$; $N=85$). Dwie trzecie gniazd umiejscowionych było na wysokości 5,0–13,5 m (rys. 1). Średnia wysokość gniazd w parkach i osiedlach mieszkaniowych była taka sama (11,0 m).

Wysokość drzew/krzewów wybieranych przez srokę wahała się od 3,5 do 26,0 m ($\bar{x}=13,5$ m; $SD=5,4$; $N=85$). Najczęściej wykorzystywane były drzewa o wysokości 6,5–18,0 m, które stanowiły 81% wszystkich drzew gniazdowych (rys. 2). Względna wyso-



Rys. 1. Rozkład wysokości umiejscowienia gniazd sroki i wrony

Fig. 1. Height of nest location of the Magpie and Hooded Crow. (1) – height of the nest location, (2) – Magpie, (3) – Hooded Crow



Rys. 2. Rozkład wysokości drzew gniazdowych sroki i wrony
Fig. 2. Height of nest trees of the Magpie and Hooded Crow. (1) – height of nest tree, (2) – Magpie, (3) – Hooded Crow

kość umieszczenia gniazda (stosunek wysokości, na której znajdowało się gniazdo do wysokości drzewa gniazdowego) wyniosła średnio 0,78 (zakres 0,30–0,96; SD=0,14; N=85).

Sroki zakładały gniazda najczęściej w kępach drzew (63% par), rzadziej w większych zadrzewieniach (34%) i wyjątkowo, na samotnych drzewach. W osiedlach mieszkaniowych średnia odległość gniazda od najbliższego budynku wyniosła 11,5 m (zakres 1–40 m; SD=9,0; N=57).

Umiejscowienie gniazd wrony

Gniazda wron stwierdzono na drzewach należących do 15 rodzajów (tab. 3). Liczba wykorzystywanych rodzajów była trzykrotnie wyższa w parkach (15) niż w osiedlach (5). Współczynnik pokrywania się nisz \hat{C}_λ gniazdowych w parkach i osiedlach mieszkaniowych wynosił 0,95. Najczęściej wybieranym rodzajem drzewa była topola, na której gniazdowało 62% wron. Porównanie udziału gniazd zlokalizowanych na topolach z dostępnością drzew z tego rodzaju wykazało wyraźną preferencję wrony do gniazdowania na topolach ($\chi^2=10,33$; df=1; $P<0,001$). Poza topolą, jedynie udział klonu wśród drzew gniazdowych był wyższy niż 5%. Udział topoli wśród drzew gniazdowych wrony był wyższy w osiedlach (70% par) niż w parkach (57% par), jednak różnice te nie były istotne statystycznie ($\chi^2=1,26$; df=1; $P=0,209$).

Gniazda wron znajdowały się na wysokości 6,0–25,5 m ($\bar{x}=16,0$ m; SD=3,9; N=122). Taką samą średnią (16,0 m) stwierdzono dla parków i osiedli. 60% spośród wszystkich gniazd znajdowało się na wysokości 14,0–19,5 m (rys. 1).

Wysokość drzew gniazdowych wrony zawierała się w przedziale 7,5–31,0 m ($\bar{x}=21,0$ m; SD=4,9; N=122), przy czym 88% było wyższych niż 15 m (rys. 2). Względna wysokość umieszczenia gniazda wahała się pomiędzy 0,48–0,98 ($\bar{x}=0,77$; SD=0,11; N=122).

Większość par wron (57%) gniazdowała na drzewach rosnących w kępach, mniej w większych zadrzewieniach (33%), a tylko nieliczne (10%) pojedynczo. Gniazda znajdujące się

Tabela 3. Drzewa gniazdowe sroki i wrony**Table 3.** Nest trees of the Magpie and Hooded Crow. (1) – tree/shrub, (2) – Magpie, (3) – Hooded Crow, (4) – shrubs, (5) – total

| Drzewa/krzewy (1) | Sroka (2) | | Wrona (3) | |
|----------------------------------|-----------|-------|-----------|-------|
| | N | % | N | % |
| Brzoza <i>Betula</i> sp. | | | 1 | 0,8 |
| Daglezja <i>Pseudotsuga</i> sp. | | | 2 | 1,7 |
| Dąb <i>Quercus</i> sp. | 3 | 3,6 | 4 | 3,3 |
| Głóg <i>Crataegus</i> sp. | 2 | 2,3 | | |
| Grusza <i>Pyrus</i> sp. | 1 | 1,2 | | |
| Jabłoń <i>Malus</i> sp. | 4 | 4,7 | 2 | 1,7 |
| Jarząb <i>Sorbus</i> sp. | 6 | 7,1 | 1 | 0,8 |
| Jesion <i>Fraxinus</i> sp. | 1 | 1,2 | 4 | 3,3 |
| Kasztanowiec <i>Aesculus</i> sp. | | | 6 | 4,9 |
| Klon <i>Acer</i> sp. | 24 | 28,2 | 10 | 8,2 |
| Lilak <i>Syringa</i> sp. | 1 | 1,2 | | |
| Lipa <i>Tilia</i> sp. | 5 | 5,9 | 4 | 3,3 |
| Modrzew <i>Larix</i> sp. | 1 | 1,2 | 1 | 0,8 |
| Olsza <i>Alnus</i> sp. | | | 1 | 0,8 |
| Robinia <i>Robinia</i> sp. | 8 | 9,4 | | |
| Śliwa <i>Prunus</i> sp. | 2 | 2,3 | | |
| Świerk <i>Picea</i> sp. | 4 | 4,7 | 3 | 2,4 |
| Topola <i>Populus</i> sp. | 11 | 12,9 | 76 | 62,3 |
| Wiąz <i>Ulmus</i> sp. | 2 | 2,3 | 1 | 0,8 |
| Wierzba <i>Salix</i> sp. | 5 | 5,9 | 6 | 4,9 |
| Krzewy (4) | 5 | 5,9 | | |
| Razem (5) | 85 | 100,0 | 122 | 100,0 |

w obrębie osiedli mieszkaniowych były oddalone średnio o 18,0 m (zakres 4–80 m; SD=16,6; N=43) od najbliższego budynku.

Porównanie miejsc gniazdowych sroki i wrony

Współczynnik pokrywania się nisz \hat{C}_λ gniazdowych sroki i wrony w Warszawie wyniósł 0,45; w przypadku osiedli jego wartość wyniosła 0,44, a dla parków 0,29.

Udział topoli wśród drzew gniazdowych wrony był wyższy niż w przypadku sroki ($\chi^2=2,90$; df=1; $P<0,001$), natomiast odwrotną zależność wykazano dla klonu ($\chi^2=3,82$; df=1; $P<0,001$).

Gniazda wron umieszczane były wyżej niż gniazda srok ($t_{207}=4,13$; $P=0,016$), wyższe były również drzewa gniazdowe wykorzystywane przez wrony ($Z=1188$; $P<0,001$). Średnia odległość gniazd od budynków w osiedlach mieszkaniowych była mniejsza u sroki niż u wrony ($Z=743$; $P=0,011$).

Dyskusja

Zmiany liczebności sroki

Początek wyraźnej ekspansji sroki w miastach Europy przypadł na połowę lat 60. XX wieku (Baeyens & Jerzak 1997). Pierwsze lęgi srok w śródmieściu Warszawy odnotowano już na

początku lat 60. Populacja śródmiejska liczyła wtedy do kilkunastu par, w połowie lat 70. wzrosła do 50–200 par, a pod koniec lat 80. do ok. 1000 par (Nowicki 2001). Badania prowadzone w latach 2008–2009 wskazują, że w ciągu ostatnich 20 lat w osiedlach mieszkaniowych w śródmieściu Warszawy nastąpił dalszy, silny wzrost liczebności. Inaczej wyglądała sytuacja tego gatunku na peryferiach Warszawy. Pod koniec lat 80. XX wieku zagęszczenia sroki w tej strefie miasta były ok. 3-krotnie niższe niż w śródmieściu (Luniak et al. 1997). Lesiński (1998) wykazał dziesięciokrotny wzrost zagęszczeń w peryferyjnych osiedlach Warszawy od połowy lat 80. do końca lat 90. ubiegłego wieku. Stosunkowo niskie zagęszczenia stwierdzone tu w latach 80. sugerują, że intensywny wzrost w tej strefie miasta rozpoczął się dopiero w kolejnej dekadzie. Obszary badane przez Lesińskiego (1998) pokrywały się częściowo z powierzchniami mCH i mWA, badanymi w latach 2008–2009. W 1997 roku stwierdzono tu zagęszczenia w przedziale 4,4–5,1 pary/10 ha, a po 11 latach 4,4–5,7 pary/10 ha. Wskazuje to na zahamowanie wzrostu liczebności sroki na tym terenie pod koniec lat 90. XX wieku.

Jeszcze inny przebieg miały zmiany liczebności sroki w śródmiejskich parkach Warszawy. Wzrost liczebności był tu ogólnie słabszy niż w przypadku osiedli mieszkaniowych. W latach 80. ubiegłego wieku zagęszczenia były tu podobne do odnotowanych w śródmiejskich osiedlach. Natomiast porównanie zagęszczeń sroki w latach 1983–1985 (Nowicki 1992) i 2008–2009 w parkach pKR, pMO, pMe, pMw, pPO i pSA (w sumie odpowiednio 14–24 i 20 par łągowych) wskazuje na stabilizację liczebności w tym środowisku od lat 80. XX wieku. Do podobnych wniosków prowadzi porównanie średniego zagęszczenia stwierdzonego w parkach w drugiej połowie lat 80. (2,2 pary/10 ha; Luniak et al. 1997) i w latach 2008–2009 (1,8 pary/10 ha). Można zatem przypuszczać, że w osiedlach mieszkaniowych w śródmieściu Warszawy wzrost liczebności sroki w ubiegłym wieku miał miejsce od lat 60. do 80. oraz w następnych latach, na peryferiach od lat 80. do 90., a w parkach zakończył się w latach 80. Uzyskane wyniki wskazują, że na początku XXI wieku zagęszczenia sroki w osiedlach w obu strefach Warszawy wyrównały się i były jednocześnie wyraźnie wyższe niż w parkach. Schemat występowania sroki w Warszawie oparty na gradiencie urbanizacji, z najwyższą liczebnością w śródmieściu i z wyrównanymi zagęszczeniami w osiedlach i parkach (Luniak et al. 1997), wydaje się nie być już nieaktualny.

Na tle danych z innych miast Europy, zagęszczenia sroki stwierdzone w latach 2008–2009 w osiedlach mieszkaniowych Warszawy (średnio 4,3 pary/10 ha) można uznać za wysokie. W aktualnych badaniach zagęszczenia sroki w osiedlach mieszkaniowych osiągały przeciętne wartości 0,8–3,5 pary/10 ha (Bokotey 1997, Górski 1997, Ptaszyk 2000, Bocheński et al. 2001, Biaduń 2004), choć w jednej z dzielnic mieszkaniowych Sofii stwierdzono nawet 5,7 pary/10 ha (Antonov & Atanasova 2002). Natomiast zagęszczenia sroki w parkach Warszawy (średnio 1,8, maksymalnie 4,7 pary/10 ha) były dość niskie. W Poznaniu średnie zagęszczenie w parkach wyniosło 1,6–2,0 pary/10 ha (Ptaszyk 2003), w Bydgoszczy 3,1 (Bocheński et al. 2001), a maksymalne zagęszczenia w tym środowisku dochodziły do 6,7–8,5 pary/10 ha (Zieliński 2001, Ptaszyk 2003, Antczak 2004, Biaduń 2004).

Zmiany liczebności wrony

Wrona zasiedliła śródmieście Warszawy w latach 60. XX wieku (Nowicki 2001) i już w drugiej połowie lat 80. była tu gatunkiem liczny (Luniak et al. 2001). Jej średnie zagęszczenie w parkach było w tym okresie dwukrotnie wyższe niż w osiedlach mieszkaniowych. Wzrost liczebności między latami 70./80. a 2008–2009 był bardzo silny w obu badanych środowiskach (ok. 8-krotny w parkach i 10-krotny w osiedlach). Porównanie danych z 6 warszawskich parków badanych w latach 1974–1976 (Luniak 1981), 1983–1985 (Nowicki 1992) i

2008–2009, w których stwierdzono w sumie odpowiednio 3–5, 7–13 i 45 par, wskazuje, że przynajmniej w tym środowisku, największe tempo wzrostu przypadło na lata 90. XX wieku i/lub na pierwszą dekadę XXI wieku.

Liczebność wrony w miastach Europy jest silnie zróżnicowana, choć w większości z nich, podobnie jak w Warszawie, w ostatnich 30–40 latach obserwowano wzrost zagęszczeń tego gatunku. Na przykład na terenach miejskich Wrocławia liczebność wrony zwiększyła się z jednej pary w latach 70. ubiegłego wieku do 200 na początku XXI wieku (Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Wzrost w tym okresie odnotowano także m.in. w Poznaniu (Ptaszyk 2003), Berlinie (Lehmann et al. 2005) oraz w miastach południowej Finlandii (Vuorisalo et al. 2003). Rzadko jednak wykazywano tak wysokie zagęszczenia wrony jak w Warszawie, choć np. w jednym z parków Wrocławia o powierzchni 7,5 ha w 2009 roku gatunek ten odnotowano w zagęszczeniu 12 par/10 ha (Tomiałojć 2011). Z kolei w Lublinie wrona jest wciąż ptakiem bardzo nielicznym (Biaduń 2004), a w Łodzi i Olsztynie występuje głównie na przedmieściach (Janiszewski et al. 2005, Nowakowski & Dulisz 2005).

Znaczenie dostępności miejsc lęgowych i konkurencja między sroką i wroną

Wielu autorów wskazuje na duże znaczenie dostępności drzew dla występowania sroki i wrony (Loman 1975, Ptaszyk 2000, Nowakowski & Dulisz 2005, Pakuła 2005). Chociaż w Warszawie związek między zagęszczeniami sroki i liczbą drzew był mało wyraźny, inne badania dowodzą silniejszej zależności tego gatunku od stopnia zadrzewienia terenu (Tatner 1982). Wyraźniejszą zależność stwierdzono między zagęszczeniami wrony a liczbą drzew, a zwłaszcza topoli. Z pewnością jedną z bezpośrednich przyczyn wzrostu liczebności obu gatunków w Warszawie był wzrost wiekowy drzewostanu i krzewów w zieleni miejskiej. Ptaszyk (2003) podaje, że sroka zaczynała gniazdować w osiedlach w Poznaniu, kiedy rosnące tu drzewa osiągały wysokość 10 metrów. W Warszawie rozwój drzew i krzewów miał z pewnością duże znaczenie w przypadku peryferyjnych osiedli mieszkaniowych (mCH, mWA). Powstały one w latach 70. i 80. XX wieku i wtedy też posadzono tu większość drzew i krzewów. Wraz z ich wzrostem zwiększały się możliwości gniazdowe obu gatunków. Tempo kolonizowania tych terenów przez srokę (Lesiński 1998) sugeruje, że brak odpowiednich miejsc gniazdowych (wysokich drzew) był tu głównym powodem bardzo niskiej liczebności tego gatunku w latach 80. To samo dotyczyło mogło wzrostu liczebności sroki i wrony w młodych parkach (np. pMO i pKP).

Sroka i wrona konkurują ze sobą o zasoby środowiska, m.in. o pokarm (Holyoak 1968) i miejsca gniazdowe (Baeyens 1981). Na badanych terenach oba gatunki występowały licznie, jednak stopień podobieństwa wykorzystywanych przez nie drzew gniazdowych nie był wysoki. Stwierdzono również istotne różnice w wysokości drzew gniazdowych i wysokości umiejscowienia gniazda. Nasuwa się zatem wniosek, że sroka i wrona dzieliły między siebie miejsca gniazdowe i konkurencja o te zasoby nie była duża. Należy jednak wziąć pod uwagę fakt, że występująca tak licznie wrona (będąca dominantem w interakcjach obu gatunków), może modyfikować wybór miejsca gniazdowego przez srokę (Rolando 1988). Na hipotezę tę wskazuje porównanie danych z Warszawy i z innych miast Polski, gdzie wrona nie była tak liczna. W miastach tych sroki bardzo często gniazdowały na topolach, np. w Gdańsku na drzewie tym umieszczonych było 45% gniazd (Meissner & Duś 2005), w Zielonej Górze 39% (Bocheński et al. 2001), w Słupsku 39% (Pakuła et al. 2005), w Olsztynie 40% (Dulisz 2005), w Bydgoszczy 36% (Indykiewicz 2001), w Białej Podlaskiej 34% (Mitrus & Woźniak 2002), a w Krakowie Krowodrzy nawet 80% (Barszcz 1998). Kontrastuje to z danymi z Warszawy, gdzie jedynie 14% gniazd tego gatunku znajdowało się na topolach, nato-

miast gniazdowało na nich 62% wron. Jerzak (1997) wykazał, że częste wykorzystywanie przez srokę topoli w miastach nie wynika z jej wysokiego udziału w drzewostanie, ale jest wyrazem preferowania tego drzewa przez sroki. Według Tatnera (1982) preferencje konkretnego gatunku drzewa ujawniają się u sroki tylko wtedy, kiedy ma ona możliwość dużego wyboru. Wspiera to hipotezę o wpływie obecności wrony na wybór drzewa gniazdowego przez srokę w Warszawie.

Wielu badaczy sugeruje, że obecność wrony na danym terenie może redukować liczebność sroki (Fasola & Brichetti 1983, Jerzak 1995, Jokimäki 1999). Wrona może wypędzić srokę z rewiru, przejąc jej gniazdo, a dodatkowo jest jednym z głównych drapieżników jej lęgów (Baeyens 1981, Vines 1981, Tatner 1982). Pewne przesłanki pozwalają przypuszczać, że liczne występowanie wrony w Warszawie nie pozostało bez wpływu na liczebność sroki. Jak wspomniano, zagęszczenia sroki w parkach przestały wzrastać po latach 80. XX wieku, a więc wtedy, kiedy najsilniej wzrosła liczebność wrony w tym środowisku. Między latami 80. a początkiem XXI wieku sroka nawet wycofała się z jednego z parków (pKP) badanych w obu okresach. Brak istotnego statystycznie związku między zagęszczeniem sroki i wrony w Warszawie wynika prawdopodobnie z niewielkiej liczby analizowanych powierzchni.

Mimo dużej presji wrony, sroka występowała licznie na niektórych z badanych powierzchni. Przy tak wysokiej liczebności konkurenta, sroka musiała wykazać się dużą plastycznością ekologiczną, m.in. w wyborze miejsc gniazdowych. Wyrazem tego było zakładanie gniazd na krzewach, większa niż u wrony liczba gatunków drzew gniazdowych (zwłaszcza w osiedlach) i mniejsze przywiązanie do jednego gatunku, znacznie szerszy przedział wysokości umiejscowienia gniazda oraz wysokości drzew gniazdowych, a także większa tolerancja bliskiego sąsiedztwa budynków. Na większy zakres możliwości gniazdowych sroki (liczba gatunków drzew, zakres wysokości) w porównaniu z wroną wskazują też wyniki innych badań (np. Kopij & Kosińska 2008).

Dziękuję Panu profesorowi Maciejowi Luniakowi za krytyczne uwagi do niniejszej publikacji.

Literatura

- Antczak J. 2004. Ptaki lęgowe parków miejskich Słupska i Koszalina. W: Indykiewicz P., Barczak T. (red.). Fauna miast Europy Środkowej 21. wieku, ss. 411–417. LOGO, Bydgoszcz.
- Antonov A., Atanasova D. 2002. Nest-site selection in the Magpie *Pica pica* in a high-density urban population of Sofia (Bulgaria). *Acta Ornithol.* 37: 55–66.
- Baeyens G. 1981. Magpie breeding success and Carrion Crow interference. *Ardea* 69: 125–139.
- Baeyens G., Jerzak L. 1997. Magpie *Pica pica*. In: Hagemeijer W.J.M., Blair M.J. (eds). *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, ss. 672–673. T&AD Poyser, London
- Barszcz P. 1998. Zagęszczenie i umiejscowienie gniazd sroki *Pica pica* w Krakowie-Krowodrzy. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 54: 119–124.
- Biaduń W. 2004. Ptaki Lublina. Wyd. Akademia Medyczna, Lublin.
- Bocheński M., Jerzak L., Czechowski P. 2001. Liczebność i zagęszczenie sroki *Pica pica* w Zielonej Górze w 2001 r. W: Indykiewicz P., Barczak T., Kaczorowski G. (red.). *Bioróżnorodność i ekologia populacji zwierzęcych w środowiskach zurbanizowanych*, ss. 245–249. Wyd. NICE, Bydgoszcz.
- Bokotey A.A. 1997. Numbers and distribution of the Magpie *Pica pica* in Lvov (Ukraine). *Acta Ornithol.* 32: 5–7.
- Drachmann J., Broberg M.M., Sogaard P. 2002. Nest predation and semicolonial breeding in Linnets *Carduelis cannabina*. *Bird Study* 49: 35–41.
- Dulisz B. 2005. Struktura przestrzenna, umieszczenie gniazd i zagęszczenie populacji sroki *Pica pica* w dwóch typach zabudowy Olsztyna. W: Jerzak L., Kavanagh B.P., Tryjanowski P. (red.). *Ptaki krakowate Polski*, ss. 461–472. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.

- Fasola M., Brichetti P. 1983. Mosaic distribution and breeding habitat of the Hooded Crow *Corvus corone cornix* and the Magpie *Pica pica* in Padana Plain (Northern Italy). *Avocetta* 7: 67–84.
- Górski W. 1997. Urban and rural populations of the Magpie *Pica pica* in the Koszalin Region, NW Poland. *Acta Ornithol.* 32: 51–59.
- Grabiński W. 1996. Ekologia rozrodu wrony siwej *Corvus corone cornix* w środowisku stawów rybnych. *Ptaki Śląska* 11: 5–38.
- Groom D.W. 1993. Magpie *Pica pica* predation on Blackbird *Turdus merula* nests in urban areas. *Bird Study* 40: 55–62.
- Holyoak D. 1968. A comparative study of the food of some British Corvidae. *Bird Study* 18: 122–128.
- Horn H.S. 1966. Measurement of „overlap” in comparative ecological studies. *Am. Nat.* 100: 419–424.
- Houston D. 1997. Carrion Crow *Corvus corone*. In: Hagemeyer W.J.M., Blair M.J. (eds). *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: The Distribution and Abundance*, ss. 684–685. T&AD Poyser, London.
- Indykiewicz P. 2001. Zależność między miejscem posadowienia gniazda a zmiennością konstrukcji gniazd sroki *Pica pica* (L.) w środowisku zurbanizowanym. W: Indykiewicz P., Barczak T., Kaczorowski G. (red.). *Bioróżnorodność i ekologia populacji zwierzęcych w środowiskach zurbanizowanych*, ss. 250–256. Wyd. NICE, Bydgoszcz.
- Janiszewski T., Włodarczyk R., Wojciechowski Z. 2005. Numbers and distribution of breeding corvids in Łódź city (central Poland). W: Jerzak L., Kavanagh B.P., Tryjanowski P. (red.). *Ptaki krukowate Polski*, ss. 435–459. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Jerzak L. 1995. Breeding ecology of an urban Magpie *Pica pica* population in Zielona Góra (SW Poland). *Acta Ornithol.* 29: 123–133.
- Jerzak L. 1997. Magpie *Pica pica* nest sites in urban habitats in Poland. *Acta Ornithol.* 32: 69–76.
- Jerzak L. 2005. Sroka *Pica pica* w Polsce – przegląd badań. W: Jerzak L., Kavanagh B.P., Tryjanowski P. (red.). *Ptaki krukowate Polski*, ss. 35–52. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Jerzak L., Knast M., Kolańska M., Bocheński M., Czechowski P., Kosicki J.Z. 2008. Liczebność, zagęszczenie i miejsca lęgowe sroki *Pica pica* w Zielonej Górze w latach 2007 i 2008. W: Indykiewicz P., Jerzak L., Barczak T. (red.). *Ochronić różnorodność biotyczną w miastach*, ss. 440–447. SAR „Pomorze”, Bydgoszcz.
- Jokimäki J. 1999. Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems* 3: 21–34
- Kopij G., Kosińska I. 2008. Liczebność i wybiórczość miejsc gniazdowych u wrony *Corvus cornix* i sroki *Pica pica* w gradiencie synurbizacji. W: Indykiewicz P., Jerzak L., Barczak T. (red.). *Ochronić różnorodność biotyczną w miastach*, ss. 455–463. SAR „Pomorze”, Bydgoszcz.
- Kuczyński L., Chylarecki P. 2012. Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski. Rozmieszczenie, wybiórczość siedliskowa, trendy. GIOŚ, Warszawa.
- Lehmann R., Otto W., Witt K. 2005. Erfassung von Nebelkrähe (*Corvus corone cornix*) und Elster (*Pica pica*) 2003 in Berlin. *Berl. ornithol. Ber.* 15: 129–155.
- Lesiński G. 1998. Rozwój populacji sroki *Pica pica* w peryferyjnej i podmiejskiej zabudowie Warszawy w latach 1983–1998. *Kulon* 3: 185–193.
- Loman J. 1975. Nest distribution in a population of the Hooded Crow *Corvus cornix*. *Ornis Scand.* 6: 169–178.
- Luniak M. 1981. The birds of the park habitats in Warsaw. *Acta Ornithol.* 18: 335–374.
- Luniak M. 1994. The development of bird communities in new housing estates in Warsaw. *Memorbilia Zool.* 49: 257–267.
- Luniak M., Jabłoński P., Marczak P. 1986. Ptaki parku Łazienki Królewskie (Warszawa) w latach 1954–84. *Acta Ornithol.* 22: 23–50.
- Luniak M., Kozłowski P., Nowicki W. 1997. Magpie *Pica pica* in Warsaw – abundance, distribution and changes in its population. *Acta Ornithol.* 32: 77–86.
- Luniak M., Kozłowski P., Nowicki W., Plit J. 2001. *Ptaki Warszawy 1962–2000*. PAN, IGiPZ, Warszawa.
- Łomnicki A. 2006. *Wprowadzenie do statystyki dla przyrodników*. PWN, Warszawa.

- Meissner W., Duś U. 2005. Liczebność i rozmieszczenie gniazd sroki *Pica pica* w wybranych dzielnicach Gdańska. W: Jerzak L., Kavanagh B.P., Tryjanowski P. (red.). Ptaki krukowate Polski, ss. 417–522. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Mitrus C., Woźniak B. 2002. Liczebność i preferencje siedliskowe sroki *Pica pica* w Białej Podlaskiej w latach 1998–1999. Not. Orn. 43: 262–266.
- Neubauer G., Sikora A., Chodkiewicz T., Cenian Z., Chylarecki P., Archita B., Betleja J., Rohde Z., Wieloch M., Woźniak B., Zieliński P., Zielińska M. 2011. Monitoring populacji ptaków Polski w latach 2008–2009. Biul. Monit. Przyrody 8: 1–40.
- Nowakowski J.J., Dulisz B. 2005. Population densities and synurbization of corvids in Olsztyn city (NE Poland). W: Jerzak L., Kavanagh B.P., Tryjanowski P. (red.). Ptaki krukowate Polski, ss. 481–500. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Nowicki W. 1992. Zmiany awifauny lęgowej parków Warszawy (1975–1985) oraz zastosowanie skrzynek lęgowych dla jej kształtowania. Acta Ornithol. 27: 65–92.
- Nowicki W. 2001. Ptaki śródmieścia Warszawy. Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa.
- Pakuła B., Sala M., Gwiazda E., Flak J., Froelich S., Matukiewicz J., Plonkowska M. 2005. Liczebność i zagęszczenie oraz lokalizacja gniazd sroki *Pica pica* w Kołobrzegu, Lęborku i w Słupsku w latach 2000–2004. W: Jerzak L., Kavanagh B.P., Tryjanowski P. (red.). Ptaki krukowate Polski, ss. 523–530. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Ptaszyk J. 2000. *Pica pica* (L. 1758) – sroka. W: Bednorz J., Kupczyk M., Kuźniak S., Winiecki A. (red.). Ptaki Wielkopolski. Monografia faunistyczna, ss. 501–504. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Ptaszyk J. 2003. Ptaki Poznania – stan jakościowy i ilościowy oraz jego zmiany w latach 1850–2000. Wyd. Nauk. UAM, Poznań.
- Rolando A. 1988. Data on eco-ethology of coexistence in corvids in north-western Italy. Boll. Zool. 55: 315–321.
- Tatner P. 1982. Factors influencing the distribution of Magpie *Pica pica* in an urban environment. Bird Study 29: 227–234.
- Tomiałojć L. 2009. Spadek liczebności śródpolnych ptaków krukowatych *Corvidae* w południowo-zachodniej Polsce. Chrońmy Przyr. Ojcz. 65: 415–422.
- Tomiałojć L. 2011. Changes in breeding bird communities of two urban parks in Wrocław across 40 years (1970–2010): before and after colonization by important predators. Ornis Pol. 52: 1–25.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Udolf J. 2005. Przebieg synurbizacji i wybiórczość siedliskowa miejskiej populacji wrony siwej *Corvus cornix* we Wrocławiu. W: Jerzak L., Kavanagh B.P., Tryjanowski P. (eds). Ptaki krukowate Polski, ss. 355–366. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Vines G. 1981. A socio-ecology of Magpies *Pica pica*. Ibis 123: 190–202.
- Vuorisalo T., Andersson H., Hugg T., Lahtinen R., Laaksonen H., Lehtikoinen E. 2003. Urban development from an avian perspective: causes of hooded crow (*Corvus corone cornix*) urbanisation in two Finnish cities. Landscape and Urban Plan 62: 69–87.
- Zduniak P. 2005. Wrona siwa *Corvus cornix* w Polsce – stan wiedzy i perspektywy badań. W: Jerzak L., Kavanagh B.P., Tryjanowski P. (red.). Ptaki krukowate Polski, ss. 113–125. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Zieliński J. 2001. Awifauna lęgowa małych parków i cmentarzy w Bydgoszczy. W: Indykiewicz P., Barczak T., Kaczorowski G. (red.). Bioróżnorodność i ekologia populacji zwierzęcych w środowiskach zurbanizowanych, ss. 201–205. Wyd. NICE, Bydgoszcz.

Andrzej Węgrzynowicz
 Muzeum i Instytut Zoologii PAN
 Wilcza 64, 00-679 Warszawa
 awegrzynowicz@op.pl