Ornis Polonica 2024, 65: 295–323

Wodniczka *Acrocephalus paludicola* jako dominant zespołu lęgowych ptaków wróblowych Passeriformes szuwaru kłociowego *Cladietum marisci* Chełmskich Torfowisk Węglanowych

Tomasz Buczek

Czeremchowa 12/36, 20-807 Lublin; tomaszbuczek@gmail.com

Abstrakt: Niniejsza praca prezentuje wyniki badań składu gatunkowego, struktury dominacji i zagęszczenia zespołu lęgowych ptaków wróblowych gniazdujących na obszarze specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 „Chełmskie Torfowiska Węglanowe" PLB060002 (4 309 ha), położonego w okolicach Chełma (wschodnia Polska). Obserwacje prowadzono na trzech powierzchniach zlokalizowanych w szuwarach kłoci wiechowatej *Cladietum marisci*. Zbiorowisko to jest typowe dla alkalicznych torfowisk, zajmując też znaczną ich powierzchnię (753 ha). Powierzchnie badawcze wytyczono na trzech torfowiskach – Roskosz (R), Tarnowo (T) i Bagno Serebryskie (B). Na każdej powierzchni liczenia prowadzono w latach 2008–2011 i w roku 2022. W analizach porównawczych wykorzystano wyniki badań prowadzonych przez innych autorów na powierzchniach R i T w latach 1992–1993. Liczenia prowadzono kombinowaną metodą kartograficzną, wykonując 6–12 liczeń w sezonie. Porównanie wyników między okresami badań wykazało stabilność składu gatunkowego (średni wskaźnik podobieństwa Sørensena QS = 77,8) i struktury dominacji (śr. wskaźnik podobieństwa dominacji Renkonena Re = 68,8). W zespole dominowały gatunki o odmiennych lokalnych trendach liczebności: wodniczka *Acrocephalus paludicola* – trend spadkowy lub zanik (w latach 1992–2008 gatunek dominujący na wszystkich powierzchniach), potrzos *Emberiza schoeniclus* – stabilna liczebność, rokitniczka *A. schoenobaenus* i brzęczka *Locustella luscinioides* – wyraźny wzrost. Odnotowane trendy w niewielkim stopniu zależały od stabilnych lokalnych warunków siedliskowych, takich jak: głębokość wody, wysokość roślinności szuwarowej czy stopień zakrzewienia. Dominantom towarzyszyły: świerszczak *L. naevia*, świergotek łąkowy *Anthus pratensis* i pokląskwa *Saxicola rubetra*. Średnie zagęszczenie zespołu wynosiło 15,9 par/10 ha. Porównanie badanych powierzchni ze zgrupowaniami ptaków wróblowych torfowisk niskich w Polsce, w których wodniczka zajmowała pierwszą lub drugą pozycję w strukturze dominacji, wykazało wysokie podobieństwo składu gatunkowego (QS = 73,8; N = 14) i dominacji (Re = 64,1; N = 14). Warunki panujące na krajowych torfowiskach niskich sprzyjają wodniczce jako skrajnemu specjaliście siedliskowemu, zapewniając też dogodne warunki gatunkom o szerokiej tolerancji, jak potrzos czy rokitniczka. W siedliskach zdominowanych przez wodniczkę pozostałe gatunki znajdują suboptymalne warunki życia, co przejawia się ich niskimi zagęszczeniami.

Słowa kluczowe: Chełmskie Torfowiska Węglanowe, zespół ptaków, dominacja, zagęszczenie, wodniczka, rokitniczka, brzęczka, świerszczak, potrzos

The Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* as a dominant species of the Passeriformes breeding avian community inhabiting the rushes of *Cladietum marisci* of the Chełm Calcareous Marshes. Abstract: This paper presents the species composition, dominance structure and density of the passerine bird community breeding on Chełm Calcareous Marshes (Chełmskie Torfowiska Węglanowe, eastern Poland) in a Special Protection Area Natura 2000 PLB060002. Observations were carried out on three census plots located in the rushes of *Cladietum marisci*. This plant community is typical for alkaline fens and covers a significant area (753 ha). The census plots were marked on three fens: Roskosz (R), Tarnowo (T) and Bagno Serebryskie (B). The counting was carried out in each area in the years 2008–2011 and in 2022. On each plot, the censuses were repeated twice, in 2008–2011 and in 2022. The comparative analyses used the results of research conducted by other authors on the R and T plots in the years 1992–1993. The counts were carried out using a combined territory mapping method (Enemar's method). Between 6 and 12 counts were carried out on the plots per season. Observations spanning three decades showed stability in species composition (mean Sørensen similarity index QS = 77.8) and dominance structure (mean Renkonen similarity index Re = 68.8). Avian community on the studied plots was dominated by species characterized by different local trends in abundance: the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* – decline or disappearance (in the years 1992–2008, it was the dominant species on all plots), Reed Bunting *Emberiza schoeniclus* – a stable population, Sedge Warbler *A. schoenobaenus* and Savi's Warbler *Locustella luscinioides* – a distinct increase. The observed trends depended only slightly on stable local habitat conditions including water depth, height of reed vegetation or the degree of bush cover. Dominants were accompanied by the Common Grasshopper Warbler *L. naevia*, Meadow Pipit *Anthus pratensis* and Whinchat *Saxicola rubetra*. The mean density of the community was 15.9 pairs/10 ha. The comparison of the studied plots with passerine bird communities inhabiting lowland marshes in Poland where the Aquatic Warbler was ranked as the first or second in dominance, revealed high similarity in species composition (mean Sorensen's similarity index QS = 73.8; N = 14) and similarity in dominance structure (mean Renkonen similarity index Re = 64.1; N = 14). The conditions prevailing in the country fens favor the Aquatic Warbler as an extreme habitat specialist, and also provide favorable conditions for species with a wide habitat tolerance, such as Reed Bunting and Sedge Warbler. In habitats dominated by the Aquatic Warbler, other species find suboptimal living conditions, which is reflected in their low densities.

Key words: Chełm Calcareous Marshes, bird community, dominance, density, Aquatic Warbler, Sedge Warbler, Savi's Warbler, Common Grasshopper Warbler, Reed Bunting

W zespołach szuwarowych torfowisk niskich Europy Środkowej gniazduje zasługujący na szczególną uwagę zespół ptaków wróblowych z dominującą wodniczką *Acrocephalus paludicola*, zwany dalej „zespołem wodniczkowym". Wodniczka to stenotopowy (wyspecjalizowany) gatunek o wyjątkowych adaptacjach aparatu ruchu, pozwalających łączyć umiejętność wspinania się po cienkich źdźbłach turzyc i biegania po powierzchni gruntu (Leisler et al. 1989, Leisler & Catchpole 1991, Schulze-Hagen 1993, Dyrcz 1995), i promiskuitycznym systemie rozrodczym (Schulze-Hagen et al. 1989, Dyrcz & Zdunek 1993a, Schulze-Hagen et al. 1999). Towarzyszą jej gatunki ptaków o szerokich spektrach siedliskowych, reprezentujące przede wszystkim rodzaje *Acrocephalus*, *Locustella, Emberiza* i *Anthus*. „Zespół wodniczkowy" zamieszkuje mezo- i eu-troficzne torfowiska z roślinnością szuwarową we wczesnej fazie sukcesji, charakteryzujące się względnie stabilnym poziomem wody oraz minimalnym udziałem drzew i krzewów (Kozulin & Flade 1999, Tanneberger et al. 2010). Od końca lat 60. XX w. zgrupowania z dominującą wodniczką były przedmiotem badań ilościowych na stanowiskach we wschodniej Polsce: Krowie Bagno (Dyrcz et al. 1973), Bagna Biebrzańskie (Dyrcz et al. 1984a, 1984b, 1985a, 1985b, Kupis 2003), Bagno Bubnów (Piotrowska 2000) i Chełmskie Torfowiska Węglanowe (Piotrowska 2000, Buczek & Buczek 2017) oraz w centralnej i zachodniej

części kraju na Bagnach Kramskich (Nawrocki et al. 1983) i w Słońsku (Osiejuk et al. 1999).

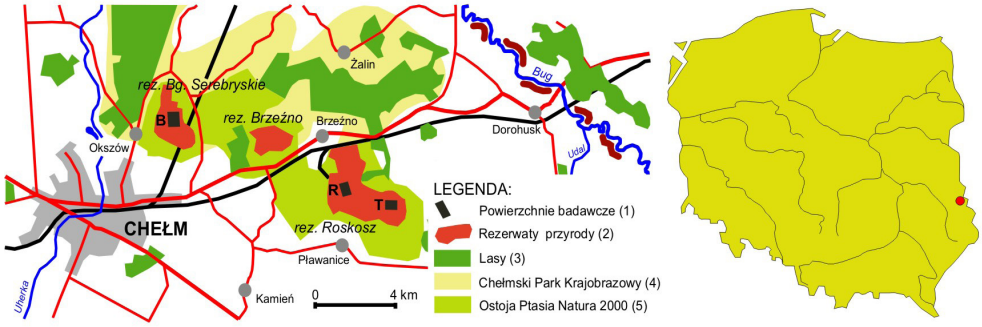
Obszar Natura 2000 Chełmskie Torfowiska Węglanowe PLB060002 od kilku dekad wymieniany jest wśród najcenniejszych ostoi ptaków w Polsce (Wesołowski & Winiecki 1988, Dyrcz 1989, Gromadzki et al. 1994, Buczek & Buczek 2017) i w Europie (Grimmett & Jones 1989, Hearth & Evans 2000, Sidło et al. 2004, Flade et al. 2018). Wysoką rangę tej ostoi zapewniają gatunki zasiedlające, niespotykane w innych częściach Europy Centralnej, wielkopowierzchniowe szuwary kłoci wiechowatej *Cladietum marisci* (Herbichowa & Wołejko 2004, Buczek 2005, Buczek & Buczek 2017). Tutejszy zespół ptaków wróblowych tworzą owadożerne: wodniczka, rokitniczka *Acrocephalus schoenobaenus*, brzęczka *Locustella luscinioides*, świerszczak *L. naevia* i częściowo entomofagiczny fitofag potrzos E*mberiza schoeniclus*. Wszystkie wymienione gatunki, za wyjątkiem zimującego w Europie potrzosa, to afro-palearktyczne migranty.

Liczebność krajowych i europejskich populacji rokitniczki, świerszczaka oraz potrzosa wykazują stabilność, z lokalnymi tendencjami wzrostowymi, zaś populacje brzęczki fluktuują (Vickery et al. 2014, Chylarecki et al. 2018, Keller et al. 2020). Wodniczka od początku XX w. zaczęła zmniejszać zasięg występowania wycofując się ze stanowisk położonych na Syberii, na Węgrzech oraz w Niemczech a na pozostałych obszarach zmniejszyła liczebność (Flade et al. 2018, Tanneberger et al. 2009, Żmihorski et al. 2016, Tanneberger & Kubacka 2018). Z tego powodu wpisano ją na Czerwoną listę ptaków Europy jako gatunek narażony na wyginięcie – *vulnerable* (VU) (Aquatic Warbler Conservation Team 1999, Hilton-Taylor 2000, BirdLife International 2000, 2021). Ma ona również status gatunku parasolowego (ang. *umbrella species*), zapewniającego skuteczność ochrony siedlisk oraz towarzyszących jej gatunków (Roberge & Angelstam 2004).

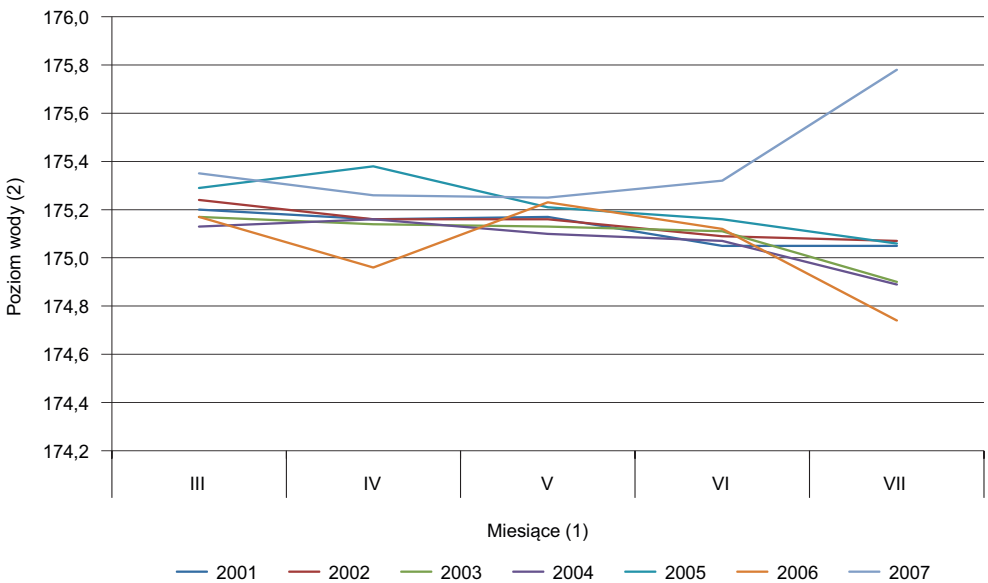
Celem niniejszej pracy jest prezentacja składu gatunkowego, struktury dominacji, zagęszczenia oraz wymagań siedliskowych zespołu ptaków wróblowych Passeriformes gniazdujących w szuwarach kłoci wiechowatej Chełmskich Torfowisk Węglanowych. Uzyskane wyniki porównano również z innymi krajowymi zgrupowaniami ptaków wróblowych, w których wodniczka zajmowała pierwszą lub drugą pozycję w strukturze dominacji, zamieszkującymi torfowiska niskie. Podjęto także dyskusję na temat oceny liczebności wodniczki z wykorzystaniem różnych metod kartowania.

Teren badań

Obserwacje prowadzono w rezerwatach torfowiskowych Bagno Serebryskie i Roskosz, wchodzących w skład Obszaru Specjalnej Ochrony Ptaków sieci Natura 2000 Chełmskie Torfowiska Węglanowe PLB 060002 (rys. 1). Torfowiska stanowią istotny element krajobrazu Obniżenia Dubieńskiego będącego częścią Polesia Wołyńskiego (Solon et al. 2018). Osobliwością florystyczną torfowisk są otwarte, mezotroficzne szuwary kłoci wiechowatej *Cladietum marisci* o łącznej powierzchni ponad 750 ha (Buczek 2005). Wyjątkowymi cechami tego siedliska są żyzność oraz alkaliczny odczyn osadów torfowych i wód (pH = 7,3), na które wpływa bezpośredni kontakt ze skalistym podłożem kredowym (Dobrowolski 1998, Janiec 1998, Hájek et al. 2006). W okresie lęgów ptaków w misach torfowych zwykle utrzymuje się wysoki i w miarę stabilny poziom wody. Prowadzone od marca do lipca 2000–2007 pomiary z użyciem piezometrów wykazały spadek poziomu wody w trakcie trwania sezonu lęgowego średnio o 15,1 cm na torfowisku Roskosz i 6,8 cm na Bagnie Serebryskim (rys. 2 i 3; mat. niepubl. Zespołu Lubelskich Parków Krajobrazowych, oddział w Chełmie).



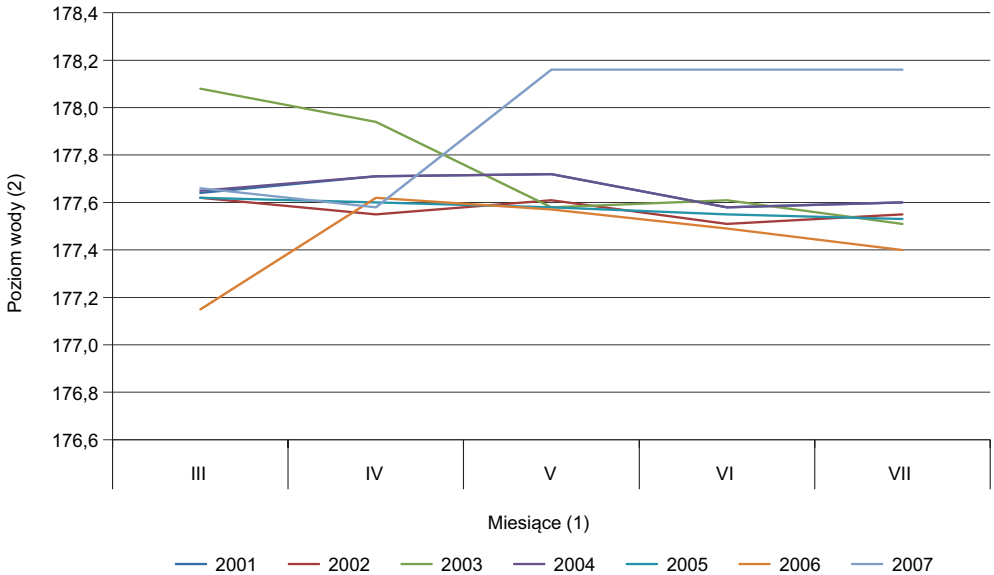
Rys. 1. Położenie powierzchni badawczych na torfowiskach węglanowych w okolicach Chełma
Fig. 1. *Location of study plots in calcareous marshes near Chełm. (1) – census plots: B – Bagno Serebryskie, R – Roskosz, T – Tarnowo, (2) – nature reserves, (3) – forests, (4) – Chełm Landscape Park, (5) – Special Protection Area Natura 2000*



Rys. 2. Zmiany poziomu wody w sezonach lęgowych 2001–2007 na torfowisku Roskosz (rzędna gruntu 174,54 m n.p.m.). Źródło danych: Zespół Parków Krajobrazowych Polesia oddział w Chełmie
Fig. 2. *Changes of water level in the breeding seasons 2001–2007 in the Roskosz marsh (height above sea level 174.54 m). Source: The Chełm Division of the Polesie Landscape Park Complex. (1) – month, (2) – water level (cm).*

Badania zespołów ptaków wróblowych prowadzono na trzech powierzchniach wytyczonych w jednorodnych szuwarach kłociowych o wielkości od 11,6 do 24,2 ha (rys. 1, tab. 1). Nie więcej niż 5% badanej powierzchni stanowiły charakterystyczne dla krajobrazu torfowisk wysepki, rowy melioracyjne oraz torfianki.

Położona w zachodniej części rez. Roskosz **powierzchnia R** obejmowała jeden z najbardziej wilgotnych fragmentów chełmskich torfowisk (tab. 1, fot. 1). W latach 1992–1993 i 2008 obszar porastał jednorodny szuwar kłociowy z udziałem turzycy sztywnej *Carex elata* (ok. 20%) i domieszką trzciny pospolitej *Phragmites australis*, turzycy nitko-



Rys. 3. Zmiany poziomu wody w sezonach lęgowych 2001–2007 na torfowisku Bagno Serebryskie (rzędna gruntu 177,47 m n.p.m.). Źródło danych: Zespół Parków Krajobrazowych Polesia oddział w Chełmie
Fig. 3. *Changes of water level in the breeding seasons 2001–2007 in the Bagno Serebryskie marsh (177.47 m a.s.l). Source: The Chełm Division of the Polesie Landscape Park Complex. (1) – month, (2) – water level (cm).*

Fot. 1. Szuwary kłoci wiechowatej na powierzchni badawczej Roskosz (R) w roku 2008 (fot. T. Buczek) – *The rushes of saw sedge on the plot area Roskosz (R) in 2008*

Tabela 1. Podstawowe parametry siedliskowe powierzchni próbnych na Chełmskich Torfowiskach Węglanowych. * pomiary wykonano w drugiej dekadzie maja

Table 1. *Basic habitat characteristics of sample plots in the Chełm Calcareous Marshes. (1) – basic plots parameters, (2) – area [ha], (3) – average water depth* [cm], (4) – average rush height* [cm], (5) – vegetation cover level [%]*, (6) – litter coverage level [%]*,(7) – presence of tufted structure, (8) – number of bushes (9) – year of last fire, (10) – year of last mowing, (11) – plot center coordinates, (12) – research sample plot /years of research. * measurements were made in the second decade of May*

Podstawowe parametry powierzchni (1)	Powierzchnia badawcza / lata badań (12)							
	Roskosz			Tarnowo			Bagno Serebryskie	
	1993	2008	2022	1993	2008	2022	2010–2011	2022
Powierzchnia (2) [ha]	12,3	11,6	11,6	13,7	14,4	14,4	24,2	24,2
Średnia głębokość wody* (3) [cm]	20 (N=12)	45 (N=17)	20 (N=13)	10 (N=13)	30 (N=21)	15 (N=15)	15 (N=16)	20 (N=15)
Średnia wysokość szuwaru* (4) [cm]	115 (N=13)	115 (N=17)	100 (N=11)	100 (N=13)	110 (N=13)	85 (N=15)	90 (N=16)	85 (N=15)
Stopień pokrycia roślinności (5) [%]*	70	80		80	70	70	80	85
Stopień pokrycia ścioły (6) [%]*	20	30		20	20	10	15	10
Obecność struktury kępkowej (7)	+	+	+	+	+	+	+	+
Liczba krzewów (8)	20	28		13	27	24	29	22
Rok ostatniego wypalenia (9)				1987	1990		2008	
Rok ostatniego koszenia (10)			2020			2020		2018
Współrzędne centrum powierzchni (11)	N 51°08'44,22" E 23°38'50,08"			N 51°08'16,19" E 23°40'41,21"			N 51°10'16,30" E 23°31'32,34"	

watej *C. lasiocarpa* oraz pojedynczymi, niskimi krzaczastymi wierzbami szarymi *Salix cinerea* (Buczek 2005). Na powierzchni utrzymywały się pochodzące z wielu sezonów splątane liście kłoci (ścioła) o stopniu pokrycia 20%. Poziom wody na powierzchni R wykazywał znaczne różnice pomiędzy latami (tab. 1). W południowo-wschodnim narożu areału znajdowała się niewielka wysepka (0,5 ha) otoczona pasem zakrzewień wierzbowych wysokości 2–3 m. W latach 1985–2022 na powierzchni nie odnotowano przypadków wypalania szuwarów. Od roku 2011 szuwary koszono w ramach programu rolnośrodowiskowego. Przeprowadzone w roku 2020 koszenie doprowadziło do zniszczenia struktury roślinności. Na całej powierzchni występowały blisko metrowej szerokości koleiny z wygniecioną ściołą i słabo odrastającą roślinnością, pomiędzy którymi rosły metrowej szerokości pasy turzyc (fot. 2). Z uwagi na zmiany w strukturze roślinności i utratę naturalności, danych z powierzchni R z roku 2020 nie uwzględniono w analizach porównawczych zespołu ptaków.

Fot. 2. Szuwary kłoci wiechowatej zniszczone koszeniem na powierzchni badawczej Roskosz w roku 2022 (fot. T. Buczek) – *The rushes of saw sedge destroyed by mowing on the plot area Roskosz (R) in 2022*

Cenzusy na **powierzchni T** (Tarnowo) prowadzono w latach 1993, 2008 i 2022. Była ona zlokalizowana we wschodniej części rez. Roskosz (rys. 1). Jej północną granicę wyznaczał rów melioracyjny o szerokości 1,5 m, z brzegami porośniętymi pojedynczymi wierzbami o wysokości do 2 m. Obszar pokrywał szuwar kłoci wiechowatej w wariancie typowym *Cladietum marisci typicum* z domieszką trzciny (do 5%) i niewielkim udziałem kępkowych turzyc: sztywnej, nitkowatej i Buxbauma *C. buxbaumii* (Buczek 2005; tab. 1). Na powierzchni znajdował się płat (3,6 ha) o większym udziale trzciny (ok. 30%), o wysokości ok. 1,7 m. Ostatni pożar kłociowiska na tym obszarze miał miejsce w roku 1987, a ostatnie koszenie w ramach programu rolnośrodowiskowego prowadzono w roku 2020. Przy okazji koszenia szuwarów usunięto znaczną liczbę krzewów.

Powierzchnia B obejmowała centralny fragment zachodniej części rez. Bagno Serebryskie (tab. 1). Liczenia prowadzono tu w latach 2010, 2011 i 2022. Na powierzchni dominował zespół kłoci wiechowatej w wariancie typowym z niewielką domieszką trzciny, kępiastych turzyc (sztywnej i Buxbauma) oraz udziałem kępkowej trzęślicy modrej *Molinia caerulea* (miejscami do 10%). Blisko 10% powierzchni zajmował wariant mszysty szuwaru kłoci wiechowatej (Buczek 2005). W latach 1984–2008, przy niskim poziomie wody, powierzchnię 7-krotnie trawiły pożary, które hamowały odkładanie się ścioły, powstrzymały rozwój zakrzewień oraz ograniczały wnikanie roślin łąkowych (Buczek 2005). Przy okazji koszenia szuwarów (ostatnie w roku 2018) znacznie zmniejszono udział krzewiastych wierzb. W północno-wschodniej części obszaru występowała sieć rowów melioracyjnych i torfianek (5% areału) porośniętych na brzegach krzaczastymi wierzbami o wysokości 2–4 m. W latach 2010 i 2011 poziom wody spadał z 15 cm na początku maja do 0 cm pod koniec czerwca, a w roku 2022 utrzymywał się przez cały sezon na poziomie ok. 20 cm (tab. 1).

Materiał i metody

Badaniami ilościowymi objęto zespół ptaków wróblowych zamieszkujący szuwary kłociowe. Liczenia prowadzono kombinowaną metodą kartograficzną (Enemar 1959, Dyrcz & Tomiałojć 1974, Tomiałojć 1980, 2010) z uwzględnieniem uwag metodycznych dotyczących oceny liczebności wodniczki (Dyrcz & Maniakowski 2004, Dyrcz & Krogulec 2009). Lokalizację ptaków nanoszono na plany powierzchni, uwzględniające położenie krzewów, wysepek, rowów melioracyjnych i torfianek. Powierzchnie oznakowano w terenie co 100 m. W roku 2008 na powierzchniach R i T przeprowadzono odpowiednio 7 i 8 liczeń, od ostatniej dekady kwietnia do pierwszej dekady lipca. Dwa ostatnie liczenia (po 20 czerwca) miały na celu ustalenie liczby samców wodniczki śpiewających przed drugimi lęgami (Dyrcz & Zdunek 1993a, Krogulec & Kloskowski 2003). Na powierzchni B w latach 2010 i 2011 wykonano odpowiednio 11 i 12 liczeń, w tym trzy po 20 czerwca. W obu sezonach dodatkowy czas poświęcono liczeniu niepokojących się i karmiących samic oraz wyszukiwaniu gniazd wodniczki. W roku 2022 na powierzchniach B i T przeprowadzono po 6 liczeń, a na powierzchni R 5 liczeń od ostatniej dekady kwietnia do połowy czerwca. Rok później powierzchnie R i T kontrolowano dwukrotnie, w połowie maja i w połowie czerwca, w celu potwierdzenia niewystępowania wodniczki. Z uwagi na porę aktywności większości gatunków zespołu cenzusy prowadzono zwykle wieczorem, od 18:00 do zapadnięcia zmroku. We wszystkich sezonach jedno lub dwa liczenia na każdej powierzchni przypadało na godziny poranne, od 06:00. Liczenia prowadzono w odstępach tygodniowych. Na powierzchni B zlokalizowano zasięg terytoriów poszczególnych gatunków do występujących elementów siedliska.

Pomiary głębokości wody, wysokości roślin (od powierzchni torfu) oraz opisy struktury zbiorowisk roślinnych prowadzono w pierwszej dekadzie maja w losowo wybranych punktach terenu (tab. 1). Warunki siedliskowe panujące na powierzchniach R i T w latach 1992 i 1993, badanych wówczas przez M. Piotrowską i J. Wójciaka (Piotrowska 2000), odtworzono dzięki wynikom badań roślinności (Buczek et al. 1993, Buczek 2005) i opisom otoczenia gniazd błotniaków stawowych *Circus aeruginosus* (Buczek & Keller 1994; mat. własne niepubl.).

Z badanymi powierzchniami porównano zespoły ptaków wróblowych zamieszkujące torfowiska niskie wschodniej Polski: Bagno Bubnów – 2 powierzchnie (Piotrowska et al. 1990, Piotrowska 2000), Bagna Biebrzańskie – 4 powierzchnie (Dyrcz et al. 1984a, 1985a, 1985b, Kupis 2003) oraz położone na zachodzie i w centrum kraju: Słońsk – 1 powierzchnia (Osiejuk et al. 1999) i Bagna Kramskie w środkowym biegu Warty – 2 powierzchnie (Nawrocki et al. 1983). Wybrane zespoły spełniały następujące kryteria: (1) wodniczka zajmowała pierwszą lub drugą pozycję w strukturze dominacji, (2) badano je metodą kartograficzną, (3) zespoły zamieszkiwały torfowiska niskie, (4) powierzchnie badawcze obejmowały otwarte fragmenty torfowisk o jednolitym składzie roślinności szuwarowej z niewielkim udziałem zakrzewień (wysoka homogeniczność), (5) zbiorowiska roślinne posiadały pierwotny charakter lub były poddane ekstensywnej gospodarce.

Analizę porównawczą podobieństwa składu gatunkowego zgrupowań ptaków lęgowych oparto na współczynniku Sørensena QS (Trojan 1975): $QS = 2c/(a+b) \times 100\%$, gdzie: a i b oznaczają liczbę gatunków w porównywanych zespołach pierwszym i drugim, c – oznacza liczbę gatunków wspólnych dla obu zespołów. Skorzystano również ze wskaźnika podobieństwa dominacji Renkonena: $Re = \Sigma\, w$, gdzie w oznacza wspólną dominację gatunku na obu powierzchniach. W przypadku obu wskaźników wartość w zakresie 50–70% świadczy o dużym podobieństwie zespołów, a powyżej 70% dowodzi przynależności do jednego ugrupowania (Tomiałojć 1970).

Wyniki

Zespół ptaków wróblowych zasiedlający w latach 1992–2022 szuwary kłociowe tworzyło 7 gatunków (tab. 2–4), wśród których wodniczka, potrzos, rokitniczka i brzęczka stanowiły w różnych latach łącznie średnio 94,7% (85,3–100%; N = 7) składu zespołu. Dominantom towarzyszyły świerszczak *Locustella naevia*, świergotek łąkowy *Anthus pratensis* i pokląskwa *Saxicola rubetra* (tab. 2–4). Dominujące gatunki wykazywały odmienne tendencje liczebności. W latach 2022 i 2023 na powierzchniach R i T nie odnotowano wodniczki, która w okresie 1992–2008 wykazywała tu stabilną liczebność (tab. 2 i 3). Na powierzchni B w latach 2010–2022 jej liczebność zmniejszyła się o 26% (tab. 4). Porównanie wyników liczeń na powierzchniach R i T pomiędzy skrajnymi latami badań wykazało: wzrost populacji potrzosa o 24%, blisko 6-krotny wzrost liczebności rokitniczki oraz pojawienie się i dynamiczny wzrost liczebności brzęczki (tab. 2 i 3). Na powierzchni B w latach 2010–2022 potrzos zachował stabilną liczebność a rokitniczka i brzęczka odnotowały trzykrotny wzrost liczebności (tab. 4). Średnie zagęszczenie „zespołu wodniczkowego" na badanych torfowiskach wynosiło 15,9 par/10 ha (12,0–20,3; N = 7). Pomiędzy latami 1992–1993 a rokiem 2008 odnotowano znaczny wzrost zagęszczenia zespołu na powierzchniach R – z 12,0 do 20,3 par/10 ha i na powierzchni T – z 12,5 do 19,5 p./10 ha. W kolejnym okresie, od 2008 do 2022, na powierzchni B nastąpił wzrost zagęszczenia zespołu o 22,9%, a na powierzchni T spadek o 23,7% (tab. 2 i 3).

Tabela 2. Skład, struktura i zagęszczenie ptaków wróblowych na powierzchni Roskosz (R) w latach 1992–1993 (pow. 12,3 ha), 2008 i 2022 (pow. 11,6 ha). * Dane za M. Piotrowska i J. Wójciak (Buczek et al. 1993). ** W przypadku wodniczki podano liczbę śpiewających samców w okresie odbywania pierwszych lęgów

Table 2. *Composition, structure and density of passerine birds on the sample plot Roskosz (R) in the years 1992–1993 (area 12.3 ha), 2008 and 2022 (area 11.6 ha). (1) – species, (2) – total, (3) – number of pairs, (4) – mean density, (5) – mean dominance, (6) – density, (7) – dominance. * Data from M. Piotrowska and J. Wójciak (Buczek et al. 1993). ** In the case of the Aquatic Warbler, the number of singing males during the first breeding period are provided*

Gatunek (1)	1992–1993*				2008			2022		
	Liczba par (3)		Średnie zagęszczenie (4) p./10 ha	Średnia dominacja (5) %	Liczba par (3)	Zagęszczenie (6) p./10 ha	Dominacja (7) %	Liczba par (3)	Zagęszczenie (6) p./10 ha	Dominacja (7) %
	1992	1993								
*Acrocephalus paludicola***	6,5	5,5	4,9	40,7	8	6,9	34,0			
Emberiza schoeniclus	6	5	4,5	37,3	4,5	3,9	19,1	7	6,0	37,8
Acrocephalus schoenobaenus	+	1,5	0,6	5,1	5	4,3	21,3	6	5,2	32,4
Locustella luscinioides	2	2,5	1,8	15,3	5	4,3	21,3	4,5	3,9	24,3
Anthus pratensis	+	0,5	0,2	1,7	+					
Saxicola rubetra					1	0,9	4,3	1	0,9	5,4
Razem (2)	14,5	15,0	12,0	100,1	23,5	20,3	100,0	18,5		99,9

Tabela 3. Skład, struktura i zagęszczenie ptaków wróblowych na powierzchni Tarnowo (T) w latach: 1993 (pow. 13,7 ha), 2008 i 2022 (pow. 14,4 ha). * Dane M. Piotrowska i J. Wójciak (Buczek et al. 1993)

Table 3. *Composition, structure and density of passerine birds on the sample plot Tarnowo (T) in 1993 (area 13.7 ha), 2008 and 2022 (area 14.4 ha). Description as in tab. 2*

Gatunek (1)	1993*			2008			2022		
	Liczba par (3)	Zagęszczenie (4) p./10 ha	Dominacja (5) %	Liczba par (3)	Zagęszczenie (4) p./10 ha	Dominacja (5) %	Liczba par (3)	Zagęszczenie (4) p./10 ha	Dominacja (5) %
Acrocephalus paludicola **	9	6,6	52,9	9	6,3	32,1	–	–	–
Emberiza schoeniclus	4,5	3,3	26,5	7,5	5,2	26,8	5,5	3,8	25,6
Acrocephalus schoenobaenus	1,5	1,1	8,8	7	4,9	25,0	8	5,6	37,2
Locustella luscinioides	+			4,5	3,1	16,1	8	5,6	37,2
Lucustella naevia							+		
Anthus pratensis	2	1,5	11,8	+					
Razem (2)	17,0	12,5	100,0	28,0	19,5	100,0	21,5	15,0	100,0

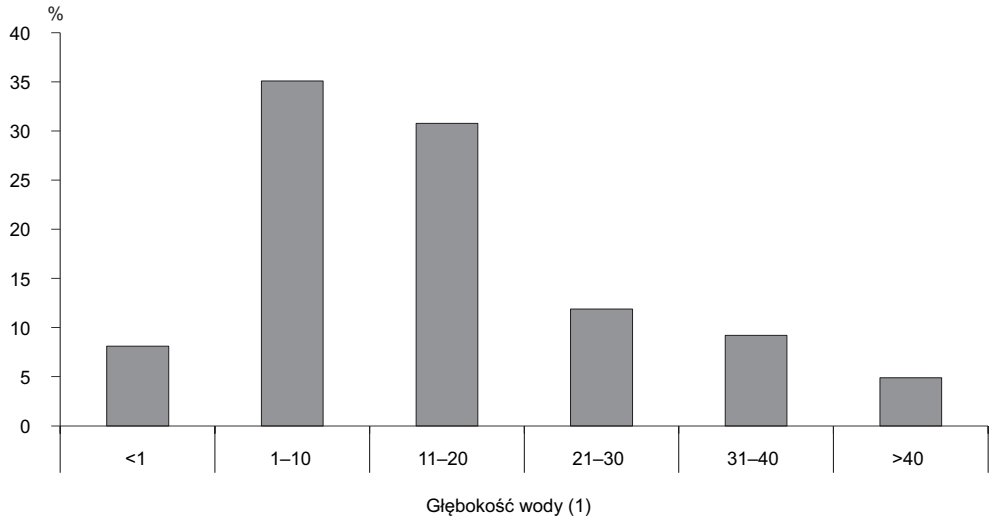
W latach 1992–2011 najwyższe wskaźniki zagęszczenia śpiewających samców wodniczki wynosiły 4,9–6,9/10 ha (średnio 6,0; N = 5, tab. 2–4). Maksymalne zagęszczenie stwierdzono w roku 2008 na powierzchni R (tab. 1). W roku 2022 na powierzchni B wodniczka występowała w zagęszczeniu 3,7 samców/10 ha, tracąc pozycję najliczniejszego gatunku w zespole. Pozostałe gatunki osiągały zwykle niższe średnie zagęszczenia (tab. 2–4).

Przed drugimi lęgami u wodniczki obserwowano wzrost liczebności śpiewających samców, średnio o 24,5% (12,3–38,5; N = 4), a ich zagęszczenia osiągały wówczas przeciętnie 8,2 samców/10 ha (5,2–11,2; N = 4). W latach 2010 i 2011 na powierzchni B do

Tabela 4. Skład, struktura i zagęszczenie ptaków wróblowych na powierzchni Bagno Serebryskie (B) w latach: 2010, 2011 i 2022 (24,2 ha). * W przypadku wodniczki podano liczbę śpiewających samców w okresie odbywania pierwszych lęgów

Table 4. *Composition, structure and density of passerine birds on the sample plot Bagno Serebryskie (B) in 2010, 2011 and 2022 (24.2 ha). Description as in tab. 2*

Gatunek (1)	Liczba par (3)		Średnie zagęszczenie (4) p./10 ha	Średnia dominacja (5) %	2022		
	2010	2011			Liczba par (3)	Zagęszczenie(6) p./10 ha	Dominacja (7) %
Acrocephalus paludicola *	13	11	5,0	35,6	9	3,7	20,9
Emberiza schoeniclus	11	9,5	4,2	30,4	12	5,0	27,9
Acrocephalus schoenobaenus	3	3	1,2	8,9	9	3,7	20,9
Locustella luscinioides	3	4	1,4	10,4	11	4,5	25,6
Locustella naevia	5	4	1,9	13,3	2	0,8	4,7
Saxicola rubetra	+	1	0,2	1,5	+		
Razem (2)	35	32,5	13,9	100,1	43	17,8	100,0



Rys. 4. Częstość występowania śpiewających samców wodniczki na Chełmskich Torfowiskach Węglanowych w zależności od głębokości wody w roku 2008 (N = 185; mat. własne)
Fig. 4. *Frequency of occurrence of singing Aquatic Warblers males in the calcareous marshes near Chełm depending on the water depth in 2008 (N = 185; own data). (1) – water level (cm)*

pierwszych lęgów przystąpiło odpowiednio 6 i 7 samic wodniczki (2,5 i 2,9 samic/10 ha). Proporcja samców do samic wyniosła wówczas odpowiednio: 2,2:1 i 1,6:1. Na torfowiskach chełmskich samce wodniczki w 65% notowano w szuwarach, gdzie głębokość wody nie przekraczała 20 cm (rys. 4; mat. własne oparte na pomiarach w miejscach śpiewu 185 samców w roku 2008).

Powierzchnie badawcze wykazywały względem siebie bardzo wysokie średnie podobieństwo składu gatunkowego – QS = 77,8 (57,1–91,0; N = 21, tab. 5) i struktury dominacji – Re = 68,8 (34,4–92,4; N = 21, tab. 6). W latach 1992–2008 na wszystkich powierzchniach dominowała wodniczka, śr. 39,1% (32,1–52,9%; N = 5, tab. 2–4). Wysokie liczebności w grupie dominantów odnotowano w latach 1992–2022 – w przypadku potrzosa 27,7% (19,1–37,3%; N = 7), rokitniczki 18,2% (5,1–37,2%; N = 7) oraz brzęczki 21,6% (0,0–37,2%; N = 7). W roku 2022 wodniczka wycofała się z powierzchni T i R (tab. 2 i 3) a na powierzchni B utraciła pierwszą pozycję w strukturze dominacji na rzecz potrzosa i brzęczki (tab. 4).

Lokalizacja miejsc śpiewu i terytoriów poszczególnych gatunków ptaków wchodzących w skład „zespołu wodniczkowego" na powierzchni B na torfowisku Bagno Serebryskie w latach 2010 i 2011 (rys. 5 i 6) była związana z: (1) występowaniem otwartych fragmentów szuwarów kłociowych, (2) występowaniem wysepek, (3) obecnością pojedynczych krzewów oraz (4) sąsiedztwem ekotonu torfowiskowo-łąkowego. Samce wodniczki zajmowały terytoria w jednorodnych otwartych kłociowiskach w centralnych fragmentach torfowisk, gdzie rzadko towarzyszyły im potrzos (gatunek zespołu o najszerszym spektrum siedliskowym), brzęczka oraz świerszczak. Szuwar kłociowy z delikatnymi pędami kłoci i wątłymi pędami trzciny stwarzał dogodne warunki śpiewu samcom wodniczki. W terytoriach potrzosów oraz brzęczek w szuwarach kłociowych liczniej występowała trzcina i pojedyncze krzewy. Na powierzchni B obserwowano wyraźnie rozdzielenie terytoriów rokitniczki i wodniczki. Rokitniczki zajmowały fragmenty z pojedynczymi krzewami lub wyższą trzciną, gdzie często występowały w towarzystwie

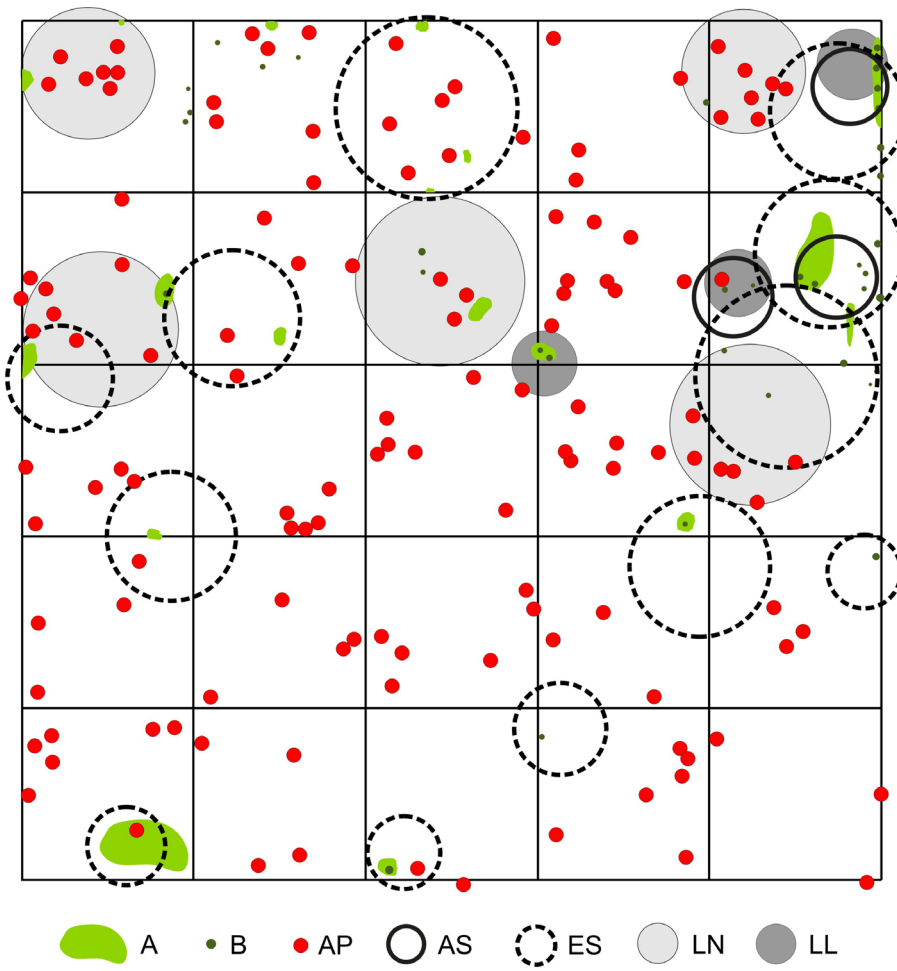
Table 5. Porównanie współczynnika podobieństwa składu gatunkowego Sørensena (QS) zespołów ptaków wróblowych zamieszkujących torfowiskach niskie w Polsce, w których wodniczka zajmowała pierwszą lub drugą pozycję w strukturze dominacji. Kolorem szarym oznaczono wartości bardzo wysokiego podobieństwa (70–100%). Pozostawiono oryginalne skróty nazw powierzchni badawczych. Źródła danych: (a) – Dyrcz et al. 1985, (b) – Kupis 2003, (c) – Osiejuk et al. 1999, (d) – Nawrocki et al. 1983, (e) – Piotrowska et al. 1990, (f) – Piotrowska 2000, (g) – materiały własne

Tabela 5. *Comparison of the Sørensen species composition index (QS) of passerine bird communities inhabiting fens in Poland where the Aquatic Warbler was ranked as the first or second in dominance. Very high similarity values (70–100%) are marked in grey. The original abbreviations of the names of the research plots left in their original form. (1) – sample plot name and years of research, (2) – location, (3) – number of species, (4) – Aquatic Warbler position, (5) – Aquatic Warbler dominance, (6) – Aquatic Warbler density, (7) – density of passerine community, (8) – data source. Data sources: (a) – Dyrcz et al. 1985, (b) – Kupis 2003, (c) – Osiejuk et al. 1999, (d) – Nawrocki et al. 1983, (e) – Piotrowska et al. 1990, (f) – Piotrowska 2000, (g) – own materials*

Nazwa powierzchni / lata badań (1)	BBM 1967-1968	BBE 1977-1978	Bat 2000	Moz 2000	Ma 1989	T-02 1977-1978	T-03 1979	BBI 1988	S 1988	R 1992-1993	R 2008	T 1993	T 2008	B 2010-2011
BBM / 1967–1968	X													
BBE / 1977–1978	71,4	X												
Bat / 2000	71,4	80,0	X											
Moz / 2000	80,0	90,9	90,9	X										
Ma / 1989	71,4	60,0	60,0	72,7	X									
T-02 / 1977–1978	61,5	88,9	66,7	80,0	60,0	X								
T-03 / 1979	61,5	88,9	66,7	80,0	60,0	100,0	X							
BB I / 1988	94,1	76,9	76,9	85,5	76,9	66,9	66,7	X						
S / 1988	80,0	90,1	90,9	100,0	72,7	80,0	80,0	85,7	X					
R / 1992–1993	57,1	80,0	60,0	72,7	60,0	88,9	88,9	61,5	72,7	X				
R / 2008	57,1	80,0	60,0	72,7	60,0	66,7	66,7	61,5	72,7	80,0	X			
T / 1993	61,5	88,9	66,7	80,0	66,7	100,0	100,0	66,7	80,0	88,9	66,7	X		
T / 2008	46,2	66,7	44,4	60,0	66,7	75,0	75,0	50,0	60,0	88,9	88,9	75,0	X	
B / 2010-2011	66,7	72,7	72,7	83,3	72,7	60,0	60,0	71,4	83,3	72,7	90,9	60,0	80,0	X
Lokalizacja (2)	Bagna Biebrzańskie				Słońsk	Bg. Kramskie		Bg. Bubnów i Bg. Staw (PPN)		Torfowiska węglanowe				
Liczba gatunków (3)	9	5	5	5	5	4	4	8	6	5	5	4	4	6
Pozycja wodniczki (4)	2	1	2	1	1	1	2	2	2	1	1	1	1	1
Dominacja wodniczki (5)	26,0	34,4	34,6	32,9	34,2	31,3	24,8	24,8	26,7	40,7	34,0	52,9	32,1	35,6
Zagęszczenie wodniczki (6)	5,3	5,2	8,1	7,3	4,1	6,0	3,5	5,6	6,0	4,9	6,9	6,6	6,3	5,0
Zagęszczenie zespołu (7)	20,4	15,1	23,5	23,3	12,0	19,2	14,1	22,6	22,5	12,0	20,3	12,5	19,5	13,9
Źródło danych (8)	(a)		(b)		(c)	(d)		(e)		(f)	(g)	(f)	(g)	

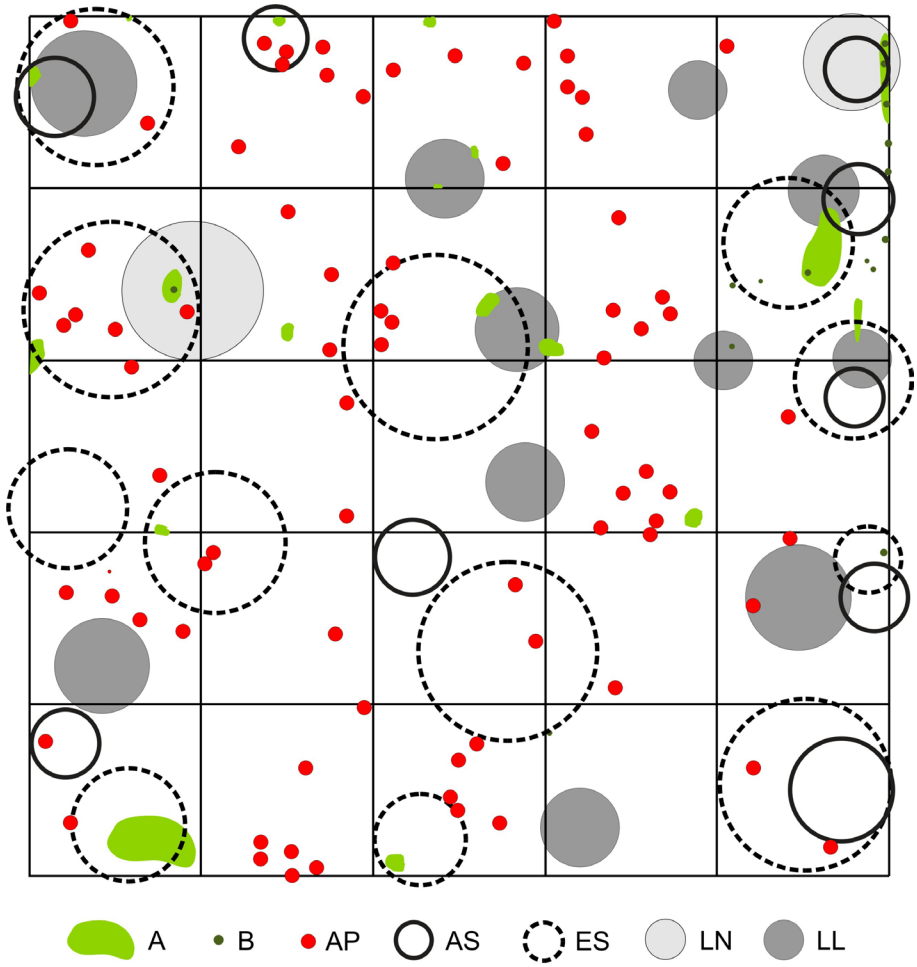
brzęczek. Oba gatunki nie wykazywały względem siebie przejawów konkurencji. Odnotowano przypadki jednoczesnego śpiewu samców obu gatunków na jednym krzewie. Wzrost liczebności brzęczki na powierzchni T w latach 2008 i 2022 wynikał z zasiedlenia przez nią fragmentu o zwiększonym udziale trzciny w zespole kłoci wiechowatej (tab. 3). W obrębie terytoriów świerszczaków znajdowały się zwykle niewielkie wysepki z kępiastą roślinnością turzycową lub trzęślicą modrą (rys. 5 i 6).

Większość szuwarów kłociowych chełmskich torfowisk węglanowych, w tym badane powierzchnie, objęto wariantem 4.9 pakietu 4 programu rolnośrodowiskowego Unii Europejskiej. O ile na powierzchniach B i T nie obserwowano wpływu koszenia na strukturę



Rys. 5. Rozmieszczenie ptaków wróblowych na powierzchni próbnej B na torfowisku Bagno Serebryskie w roku 2010. A – wysepki, B – pojedyncze krzewy wierzb, AP – miejsca śpiewu samców wodniczki (pierwsze lęgi), AS – terytoria rokitniczki, ES – terytoria potrzosa, LN – terytoria świerszczaka, LL – terytoria brzęczki

Fig. 5. *Distribution of passerine birds in sample plot B in the Bagno Serebryskie peat bog in 2010. A – islets, B – single willow bushes, AP – singing places of male Aquatic Warbler (first breeding), AS – Sedge Warbler territories, ES – Reed Bunting territories, LN – Common Grasshopper Warbler territories, LL – Savi's Warbler territories*



Rys. 6. Rozmieszczenie ptaków wróblowych na powierzchni próbnej B na torfowisku Bagno Serebryskie w roku 2011. Oznaczenia jak na ryc. 5
Fig. 6. *Distribution of passerine birds in sample plot B in the Bagno Serebryskie peat bog in 2011. Description as in fig. 5*

roślinności, to na powierzchni R doszło do znacznego zniszczenia siedliska (fot. 2). Mogło to być jedną z przyczyn wycofania się wodniczki z tego terenu.

Dyskusja

„Zespół wodniczkowy" (zespół ptaków wróblowych z dominacją wodniczki) zasiedla jednorodne płaty roślinności szuwarowej, wykazujące jednocześnie dużą sezonową i międzysezonową stabilność. Na terenie Polski są to zbiorowiska roślinne charakterystyczne dla wczesnych faz sukcesyjnych roślinności torfowisk niskich (Herbich 2004, Wołejko et al. 2005), takie jak: szuwary wielkoturzycowe ze związku *Magnocaricion*: turzycy tunikowej *Caricetum apprpinquatae*, turzycy sztywnej *C. elatae*, turzycy błotnej *C. acutiformis* i szuwar kłociowy *Cladietum marisci* oraz ze związku *Calthion palustris*:

zespół turzycy darniowej *C. cespitosae*, ze związku *Caricion fuscae* zespół turzyc pospolitej i siwej *Caricion-canescenti-fuscae*, ze związku *Rhynchosporion albae* zespół turzycy bagiennej *C. limosae*, ze związku *Phragmition* szuwar mannowy *Glycerietum maximae*, zespół szuwar skrzypu bagiennego *Equisetum fluviatile* oraz łąki trzęślicowe *Molinietum caeruleae* ze związku *Molinion caeruleae* (mat. własne, Nawrocki et al. 1983, Dyrcz et al. 1984b, 1985a, Osiejuk et al. 1999, Piotrowska 2000, Kupis 2003). Podobne zbiorowiska roślinne zajmuje wodniczka na Białorusi (Kozulin & Flade 1999, Kozulin et al. 2004). Zbliżone pod względem składu „zespołu wodniczkowego" chełmskie torfowiska węglanowe oraz Bagna Bubnów i Staw są nieckami o ombrogenicznym (opadowym) zasilaniu wodą (Janiec 1998, Ilnicki 2002). Na obu tych stanowiskach występują szuwary kłociowe (Piotrowska 2000, Buczek 2005, Grzywaczewski 2015). Odmienny charakter zasilania wodą mają Bagna Biebrzańskie zasilane wodami podziemnymi (soligeniczne) i powierzchniowymi (fluwiogeniczne), Bagna Kramskie oraz okolice Słońska. Większość formacji roślinnych zasiedlanych przez „zespół wodniczkowy" ma strukturę kępkową co, z uwagi na wodniczkę, rokitniczkę i potrzosa, jest kluczową właściwością umożliwiającą umiejscowienie gniazda (Okulewicz 1989, Dyrcz & Zdunek 1993a, Hałupka 1996, Król et al. 2002, Vergeichik & Kozulin 2006a, 2006b). Na stanowiskach białoruskich nie wykazano korelacji pomiędzy występowaniem kęp a zagęszczeniem wodniczki, ale stwierdzono, że gatunek unikał fragmentów torfowisk o płaskim dnie i poziomie wody ponad 20–50 cm (Kozulin & Flade 1999, Kozulin et al. 2004). Na torfowiskach chełmskich w podtopionych szuwarach kłociowych wodniczki umieszczały gniazda na kępkach gatunków towarzyszących kłoci wiechowatej, jak m.in. turzyca sztywna (*Cladietum marisci* wariant z *Carex elata*) lub trzęślica modra (*Cladietum marisci* wariant z *Molinia caerulea* (mat. własne, Buczek 2005). W wariancie *Cladietum marisci typicum* i wariancie mszystym zespołu zwykle występowała niewielka domieszka gatunków kępkowych, m.in. turzyca Buxbauma *Carex buxbaumii* czy marzyca ruda *Schoenus ferrugineus* (Buczek 2005). Wodniczki nie obserwowano we fragmencie powierzchni T z dominującą trzciną. Na chełmskich torfowiskach wodniczka nie występowała w trzcinowiskach o zagęszczeniu 200–300 łodyg/m^2 (Kloskowski & Krogulec 1999), choć na innych stanowiskach były to dla niej optymalne warunki (Sellin 1989).

Skład gatunkowy zespołów z dominującą wodniczką zasiedlających krajowe torfowiska niskie charakteryzuje wysokie podobieństwo z dominacją (obok wodniczki) potrzosa, rokitniczki i świergotka łąkowego (tab. 5). Większa różnorodność gatunkowa zespołu zamieszkującego Bagna Biebrzańskie (powierzchnia BBM; Dyrcz et al. 1985a) czy Bagno Bubnów (powierzchnia BBI; Piotrowska et. al 1990, Piotrowska 2000), odpowiednio 9 i 8 gatunków, wynikała z wyższego udziału ptaków łąkowych (łącznie ok. 10%). Na Bagnach Biebrzańskich zasiedlały one fragmenty łąk po ustępujących wiosennych powodziach lub fragmenty niezalewowe (Dyrcz et al. 1984b, 1985a, Dyrcz & Czeraszkiewicz 1993). Analizowane zespoły osiągają wysokie wskaźniki podobieństwa struktury składu gatunkowe i dominacji QS i Re (tab. 6 i 7), co pozwala wyróżnić je jako „zespół wodniczkowy". Pod względem składu gatunkowego zespół wróblowych chełmskich torfowisk był najbardziej zbliżony do zespołu zamieszkującego w przeszłości Bagna Kramskie (Nawrocki et al. 1983), a pod względem podobieństwa struktury dominacji do zgrupowania badanego w okolicach Słońska (Osiejuk et. al. 1999). W porównaniu z zespołami ptaków wróblowych zasiedlających najbliżej położone (ok. 30 km) Bagno Bubnów i Staw wykazywał wyraźnie mniejsze podobieństwo wskaźników QS i Re (tab. 5 i 6).

Wysokie wskaźniki podobieństwa struktury dominacji i składu gatunkowego „zespołu wodniczkowego" odnotowane na powierzchniach położonych na torfowiskach wę-

glanowych dowodzą znacznej wewnątrz- i międzysezonowej stabilności siedlisk, przejawiającej się między innymi mało zmiennym poziomem wody w sezonie (rys. 2 i 3), wysokością i strukturą roślinności szuwarowej oraz ilością krzewów (tab. 1). Wskazane parametry ulegały zmianom na skutek wieloletnich okresów suszy oraz naturalnych pożarów (Buczek 2005) oraz w wyniku koszenia szuwarów w ramach programu rolnośrodowiskowego.

Wodniczka jako skrajny specjalista siedliskowy, dominowała wśród ptaków wróblowych na 9 spośród 14 wybranych do porównań powierzchni z terenu Polski (tab. 5). W pozostałych przypadkach ustępowała gatunkom o szerokiej tolerancji ekologicznej – na dwóch powierzchniach potrzosowi oraz w pojedynczych przypadkach rokitniczce, świergotkowi łąkowemu i skowronkowi *Alauda arvensis*. Wyjątkową parą dominantów były skowronek (27,9%) i wodniczka (26%) na zalewowych łąkach w Dolinie Biebrzy (powierzchnia BBM; Dyrcz et al. 1985a) oraz świergotek łąkowy (38,7%) i wodniczka (34,6%) na powierzchni Bat (Kupis 2003). Interesujący był też skład zespołu zasiedlającego w roku 2008 powierzchnię R na torfowiskach chełmskich, gdzie wodniczce (34%) towarzyszyły z identycznym udziałem (po 21,3%), rokitniczka i brzęczka (tab. 2). Należy zwrócić uwagę na fakt, że brzęczka stała się jednym z dominantów na badanych terenach torfowiskowych dopiero w XX w., po przypadającej na poprzednie dwie dekady ekspansji gatunku w Polsce (Mokwa & Mokwa 2004, Chylarecki et al. 2018). Na przełomie lat 60. i 70. XX w. na pobliskim Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim (ok. 35 km na NWN) występowanie brzęczki ograniczało się wyłącznie do szuwarów jezior i stawów rybnych pomimo istnienia znacznych powierzchni torfowisk (Dyrcz et al. 1973).

Wykazany w niniejszej pracy spadek liczebności wodniczki ma wyraźnie lokalny charakter. Badania prowadzone od roku 2012 w ramach Monitoringu Ptaków Polski na 80 transektach wykazują stabilną liczebność gatunku w kraju (Wardecki et al. 2021). Wcześniej, w pierwszej dekadzie XX w., podobny trend utrzymywał się na najważniejszych stanowiskach gatunku na Lubelszczyźnie (Żmihorski et al 2016). Należy podkreślić, że obserwowana stabilizacja nastąpiła po przypadających na lata 80. i pierwszą połowę lat 90. XX w. dynamicznych spadkach liczebności gatunku na krajowych lęgowiskach (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Dyrcz & Maniakowski 2004, Tanneberger & Kubacka 2018). W Poleskim Parku Narodowym w latach 2007–2014 liczebność śpiewających samców podwoiła się (Grzywaczewski 2015). Na Bagnach Biebrzańskich, największym spośród krajowych stanowisk wodniczki, w ostatnich 2–3 dekadach obserwuje się stabilizację liczebności gatunku (Chodkiewicz & Przymencki 2023, Krajewski et al. 2023). Nie można wykluczyć, że chełmska populacja podlega okresowym fluktuacjom obserwowanym też na innych stanowiskach (Tanneberger & Kubacka 2018). W przypadku rokitniczki na chełmskich torfowiskach odnotowano wyraźny wzrost liczebności, który towarzyszył umiarkowanym trendom wzrostowym w Polsce (Chylarecki et al. 2018). Potrzos wykazywał jedynie nieznaczne okresowe wahania liczebności, przy wykazującej tendencje spadkowe populacji krajowej (Chylarecki et al. 2018). „Zespołowi wodniczkowemu" na badanych w kraju stanowiskach towarzyszyły ponadto: pokląskwa, pliszka żółta *Motacilla flava*, świerszczak, cierniówka *Curruca communis* i skowronek. Na torfowiskach chełmskich pojawianie się gatunków towarzyszących – świerszczaka, świergotka łąkowego i pokląskwy – wynikało z subtelnych, lokalnych niejednorodności siedliskowych, takich jak obecność niewielkich płatów roślinności kępkowej (powierzchnie T i B) i niewielkich wysepek porośniętych zespołem trzęślicy modrej *Molinietum medioeuropaeum* (powierzchnia R) oraz znacznego okresowego przesuszenia szuwarów (powierzchnia T w roku 1993).

Tabela 6. Porównanie współczynnika podobieństwa dominacji Renkonena (Re) zespołów ptaków zamieszkujących torfowiskach niskie w Polsce, w których wodniczka zajmowała pierwszą lub drugą pozycję w strukturze dominacji. Pozostawiono oryginalne skróty nazw powierzchni badawczych. Kolorem szarym oznaczono wartości bardzo wysokiego podobieństwa (70–100%). Źródła danych jak na rys. 5.

Table 6. *Comparison of the Renkonen dominance similarity index (Re) of bird communities inhabiting fens in Poland where the Aquatic Warbler was ranked as the first or second in dominance. Very high similarity values (70–100%) are marked in grey. Data sources as in fig. 5. (1) – plot name/years of study, (2) – location*

Nazwa powierzchni / lata badań(1)	BBM 1967-1978	BBE 1977-1978	Bat. 2000	Moz. 2000	Ma 1989	T-02 1977-1978	T-03 1979	BB I 1988	S 1988	R 1992-1993	R 2008	T 1993	T 2008	B 2010-2011
BBM / 1967–1968	X													
BBE / 1977–1978	45,5	X												
Bat / 2000	48,1	77,5	X											
Moz / 2000	58,2	71,7	82,1	X										
Ma / 1989	60,9	64,2	47,6	57,4	X									
T-02 / 1977–1978	53,0	90,6	69,3	77,2	70,8	X								
T-03 / 1979	51,8	55,0	51,3	62,4	56,1	64,5	X							
BB I / 1988	52,3	81,3	71,7	73,0	59,3	79,3	54,3	X						
S / 1988	51,7	81,6	72,4	76,0	66,6	79,6	56,1	90,6	X					
R / 1992–1993	43,6	69,5	47,2	49,8	66,8	67,8	43,7	61,9	64,0	X				
R / 2008	51,9	56,4	49,2	59,2	72,3	62,4	58,2	50,0	53,7	73,5	X			
T / 1993	51,0	75,2	63,6	63,6	69,5	78,4	61,3	64,9	68,6	72,3	61,9	X		
T / 2008	47,6	61,4	54,1	54,1	78,1	70,9	61,9	53,4	57,1	79,3	92,4	67,4	X	
B / 2010–2011	48,2	68,1	55,1	62,3	73,1	69,9	45,8	63,8	73,3	81,5	73,8	74,8	78,2	X
Lokalizacja (2)	Bagna Biebrzańskie				Słońsk	Bagna Kramskie	Bagno Bubnów i Bagno Staw (PPN)		Torfowiska węglanowe					

Średnie zagęszczenie śpiewających samców wodniczki na porównywanych krajowych powierzchniach badanych metodą kartograficzną wynosiło średnio 5,8 (zakres 3,5–8,1; N = 14) śpiewających samców/10 ha (tab. 5 i 7). Badania z wykorzystaniem uproszczonej metody kartograficznej, ograniczającej liczbę kontroli do 2–3 w sezonie, wykazywały znacznie wyższe zagęszczenia samców wodniczki. W roku 2010 w turzycowiskach na powierzchni „Pogorzały" na Bagnie Ławki w Kotlinie Biebrzańskiej śpiewało 11,3 samców/10 ha (Polakowski 2011). Blisko dwukrotnie wyższe zagęszczenia, sięgające 21,5 śpiewających samców/10 ha, odnotowano na Bagnie Ławki w latach 2010–2012 (Tanneberger & Kubacka 2018), co odpowiadało wysokiemu zagęszczeniu gniazd gatunku (Kubacka et al. 2014). Z uproszczonej metody korzystano także na wybranych powierzchniach chełmskich torfowisk uzyskując wyższe zagęszczenia niż wykazano w prezentowanych badaniach (J. Kloskowski – inf. ustna). Wysokie zagęszczenia wodniczki odnotowano na wielkoobszarowych stanowiskach na Białorusi, m.in. na torfowiskach nad Jasiołdą – do 13,5 samców/10 ha (Kozulin & Flade 1999), czy w roku 2010 na jednej z powierzchni na bagnach Zvaniec – 22 samce/10 ha (Malashevich 2010). Tam również stosowano uproszczoną metodykę kartowania z niewielką liczbą kontroli.

Pozostałe gatunki „zespołu wodniczkowego" nie znajdują optymalnych warunków gniazdowania na krajowych niskich torfowiskach porośniętych jednolitą roślinnością szuwarową, co wyraża się ich niskimi zagęszczeniami. Rokitniczka występowała na nich w średnim zagęszczeniu 2,1 p./10 ha i należała do współdominantów (tab. 7 i 8). Szczególnie wysokie zagęszczenia gatunku odnotowano nad Biebrzą w zbiorowisku zaroślowym z dominacją olchy oraz wysokokępkowymi turzycami i trzciną – 31,7 p./10 ha i w zaroślach wierzbowo-brzozowych z fragmentami wysokokępkowych turzyc – 20,7–24,3 p./10 ha (Dyrcz et al. 1984b) a w Dolinie Narwi w otwartym szuwarze turzycy sztywnej *Caricetum elatae* 10,5–28,3 p./10 ha (Lewartowski & Piotrowska 1987). W wymienionych siedliskach była gatunkiem dominującym. W Europie w optymalnych siedliskach rokitniczka osiągała 20–30 p./10 ha (Glutz von Blotzheim & Bauer 1991). Wysokie zagęszczenie gatunku odnotowywano również w szuwarach na stawach w Dolinie Nidy – 14,5 p./10 ha (Wilniewczyc 2020) czy w szuwarach trzcinowych w rezerwacie jez. Druzno 20–29,5 p./10 ha (Nitecki et al. 2013).

Potrzos w otwartych szuwarach torfowisk niskich osiągał średnio 4,2 p./10 ha i często współdominował w zespole wraz z wodniczką (tab. 7 i 8). W optymalnych warunkach w Europie gatunek występował w zagęszczeniu 29,6 p./10 ha (Glutz von Blotzheim & Bauer 1997). W Polsce najwyższe wartości odnotowano w szuwarach na stawach w Dolinie Nidy – 16,2 p./10 ha (Wilniewczyc 2020), w szuwarze trzcinowym w rezerwacie jez. Druzno – 12–18 p./10 ha (Nitecki et al. 2013) oraz nad Biebrzą w zaroślowych wierzbowo-brzozowych z otwartymi fragmentami wysokokępkowych turzyc – 11,7 p./10 ha (Dyrcz et al. 1984b).

Dalekie od optimum były zagęszczenia brzęczki wchodzącej w skład „zespołów wodniczkowych", które wynosiło średnio 0,8 p./10 ha (tab. 7). Przykładowo nad Biebrzą na fragmencie torfowiska z zaroślami wierzby i brzozy przerośniętych trzciną odnotowano 19,2 p./10 ha (Dyrcz et al. 1984b). W trzcinowiskach stawów milickich śpiewające samce osiągały w zagęszczenia 0,7–15,8 p./10 ha (Pikulski 1986), w szuwarach na stawach w Dolinie Nidy 12,2 p./10 ha (Wilniewczyc 2020), a w szuwarze trzcinowym w rezerwacie jez. Druzno – 1,5–6,0 p./10 ha (Nitecki et al. 2013).

Na wielu spośród porównywanych torfowisk niskich, z wyjątkiem chełmskich, istotne miejsce wśród dominantów „zespołu wodniczkowego" zajmował świergotek łąkowy, którego zagęszczenia osiągały średnio 2,8 p./10 ha (tab. 7). Wyższe zagęszczenia osiągał

Tabela 7. Porównanie struktury dominacji gatunków wchodzących w skład zespołu ptaków wróblowych, w których wodniczka zajmowała pierwszą lub drugą pozycję w strukturze dominacji, na torfowiskach niskich w Polsce. Źródła danych: (a) – materiały własne; (b) – Piotrowska 2000, (c) – Nawrocki et al. 1983, (d) – Osiejuk et al. 1999, (e) – Dyrcz et al. 1985, Kupis 2003

Table 7. *Comparison of the dominance structure of species of the passerine bird community where the Aquatic Warbler was ranked as the first or second in dominance in fens in Poland. (1) – species, (2) – mean community density, (3) – number of sample plots, (4) – fens in Poland, (5) – mean density. Data sources: (a) – own materials, (b) – Piotrowska 2000, (c) – Nawrocki et al. 1983, (d) – Osiejuk et al. 1999, (e) – Dyrcz et al. 1985, Kupis 2003*

Gatunek (1)	Torfowiska niskie w Polsce (4)					Średnie zagęszczenie (5)
	Torfowiska węglanowe (a)	Bagna Bubnów i Staw (b)	Bagna Kramskie (c)	Słońsk (d)	Bagna Biebrzańskie (e)	
Acocephalus paludicola	5,9 (4,9–6,9)	5,8 (5,6–6,0)	4,8 (3,5–6,0)	4,1	6,5 (5,2–8,1)	5,8 (3,5–8,1)
Emberiza schoeniclus	4,2 (3,3–5,2)	7,4 (7,2–7,6)	3,7 (1,7–5,7)	3,3	3,0 (2,2–4,7)	4,2 (1,7–7,6)
Acrocephalus schoenobaenus	2,4 (0,6–4,9)	0,6 (0,4–0,8)	4,5 (2,3–6,7)	2,3	1,3 (0,0–2,7)	2,1 (0,0–6,7)
Anthus pratensis	0,3 (0,0–1,5)	4,8 (4,4–5,2)	3,7 (2,2–5,2)	0	5,1 (1,1–9,1)	2,8 (0,0–5,2)
Locustella luscinioides	2,1 (0,0–4,3)	0	0	0	0	0,8 (0,0–4,3)
Locustella naevia	0,4 (0,0–1,9)	1,9 (1,2–2,5)	0	0,3	1,0 (0,0–2,0)	0,7 (0,0–2,5)
Saxicola rubetra	0,2 (0,0–0,9)	1,7 (1,6–1,8)	0	0	1,4 (0,1–2,7)	0,7 (0,0–2,7)
Alauda arvensis	0	0,1 (0,0–0,2)	0	0	1,4 (0,0–5,7)	0,4 (0,0–5,7)
Motacilla flava	0	0,3 (0,0–0,6)	0	2,0	0,6 (0,0–2,5)	0,4 (0,0–2,5)
Curruca communis	0	0	0	0	0,1 (0,0–0,2)	0,0 (0,0–0,2)
Średnie zagęszczenie zespołu (2)	15,6 (12,0–20,3)	22,55 (22,5–22,6)	16,7 (14,1–19,2)	12,0	20,6 (15,1–23,5)	17,9 (12,0–23,5)
Liczba powierzchni (N) (3)	5	2	2	1	4	14

w turzycowiskach mszystych w strefie emersyjnej (zalewowej) Bagien Biebrzańskich – przeciętnie 4,7 (3,6–5,9) p./10 ha (Dyrcz et al. 1984b). Również tam były to siedliska suboptymalne, ponieważ na rozległych łąkach i pastwiskach w Europie świergotki osiągały nawet 9,2–9,8 p./10 ha (Glutz von Blotzheim & Bauer 1985, Halupka 1998).

W warunkach chełmskich torfowisk węglanowych ważnymi czynnikami wpływającymi na liczebność i strukturę zespołu ptaków wróblowych są: głębokość wody, zarastanie kłociowisk trzciną, wysokość roślinności, wypalanie, realizacja programu rolnośrodowiskowego oraz pojawianie się lokalnych zakrzewień (Buczek & Buczek 2017). Wśród ptaków tworzących „zespół wodniczkowy" wodniczka jest szczególnie wrażliwa na zmiany

Tabela 8. Porównanie zagęszczeń gatunków wchodzących w skład zespołu ptaków wróblowych, w których wodniczka zajmowała pierwszą lub drugą pozycję w strukturze dominacji, na torfowiskach niskich w Polsce. Źródła danych jak w tab. 6.
Table 8. *Comparison of the density of species of the passerine bird community where the Aquatic Warbler was ranked as the first or second in dominance in fens in Poland. (1) – species, (2) – number of sample plots, (3) – fens in Poland, (4) – mean dominance. Data sources as in tab. 6*

Gatunek (1)	Torfowiska niskie w Polsce (3)					Średnia dominacja (4)
	Torfowiska węglanowe (a)	Bagna Bubnów i Staw (b)	Bagna Kramskie (c)	Słońsk (d)	Bagna Biebrzańskie (e)	
Acocephalus paludicola	39,1 (32,1–52,9)	25,8 (24,8–26,7)	28,1 (24,8–31,3)	34,2	32,0 (26,0–34,6)	33,2 (24,8–52,9)
Emberiza schoeniclus	28,2 (19,1–37,3)	32,8 (32,0–33,6)	20,9 (12,1–29,7)	27,5	15,7 (10,1–30,9)	24,1 (10,1–37,3)
Acrocephalus schoenobaenus	13,8 (5,1–25,0)	2,7 (1,8–3,6)	29,8 (12,0–47,5)	19,2	6,3 (0,0–11,9)	12,7 (0,0–47,5)
Locustella luscinioides	12,6 (0,0–21,3)	0	0	0	0	4,5 (0,0–21,3)
Locustella naevia	2,7 (0,0–13,3)	8,2 (5,3–11,1)	0	2,5	4,5 (0,0–8,9)	3,6 (0,0–13,3)
Anthus pratensis	2,7 (0,0–11,8)	21,3 (19,6–23,0)	21,4 (15,6–27,1)	0	24,9 (5,4–38,7)	14,2 (0,0–38,7)
Saxicola rubetra	1,2 (0,0–4,3)	7,6 (7,1–8,0)	0	0	6,3 (0,8–11,9)	3,3 (0,0–11,9)
Alauda arvensis	0	0,45 (0,0–0,9)	0	0	7,0 (0–27,9)	2,1 (0,0–27,9)
Motacilla flava	0	1,4 (0,0–2,7)	0	16,7	3,1 (0–12,3)	2,3 (0,0–16,7)
Curruca communis	0	0	0	0	0,3 (0–1,0)	0,1 (0,0-1,0)
Liczba powierzchni (N) (2)	3	2	2	1	4	14

głębokości wody (Kloskowski & Krogulec 1999, Kloskowski et. al. 2015). W przypadku torfowisk węglanowych spadek poziomu wody powoduje łąkowienie szuwarów kłociowych w kierunku łąk trzęślicowych *Molinietum caeruleae* (Buczek 2025) i w konsekwencji przebudowę składu zespołu ptaków. Przy takim kierunku sukcesji z siedliska wycofywały się wodniczka, potrzos i rokitniczka, a wkraczały świergotek łąkowy oraz skowronek (jako dominanci) oraz pokląskwa i pliszka żółta. Zbliżony kierunek zmian „zespołu wodniczkowego" obserwowano na Pojezierzu Łęczyńsko–Włodawskim (Dyrcz et al. 1973) i Bagnach Biebrzańskich (Dyrcz et al. 1984b). Na Białorusi zagęszczenia samców wodniczki malały wraz ze wzrostem poziomu wody, a po przekroczeniu 20–50 cm na niekępkowych torfowiskach obserwowano całkowite wycofywanie się ptaków. W takich warunkach proporcja wodniczki do rokitniczki spadała do wartości 1:10 (Ko-

zulin & Flade 1999, Kozulin et al. 2004). W przypadku wodniczki wzrost poziomu wody powyżej 20 cm uniemożliwia samicom chwytanie naziemnych stawonogów (Schulze-Hagen 1993). Bez wpływu na liczebność samców pozostawał spadek wody w trakcie sezonu lęgowego do poziomu i poniżej powierzchni gruntu. Podczas badań największe zagęszczenie śpiewających samców odnotowano w roku 2008 na powierzchni R o przeciętnej głębokości wody 45 cm. Tam też znaleziono gniazdo wodniczki położone ok. 10 cm ponad poziomem wody w skłębionym, suchym, wieloletnim listowiu kłoci wiechowatej. Wysoki poziom wody samice kompensowały latając po owady na położone w odległości 150–250 metrów śródtorfowiskowe wysepki (kilkanaście obserwacji własnych). Głębokość wody wymieniana jest jako główny czynnik wpływający na rozmieszczenie gatunków z rodzaju *Acrocephalus*, przy czym wodniczka i rokitniczka preferują niższy poziom niż trzcinniczek *A. scirpaceus* i trzciniak *A. arundinaceus* (Leisler 1981, Leisler et al. 1989). W przypadku wodniczki potwierdzają to badania na Bagnach Biebrzańskich, gdzie najchętniej zasiedlała ona fragmenty szuwarów podtopionych wodą nieprzekraczającą 15 cm (Oppel et al. 2014). Zalanie gniazd było jedną z przyczyn strat lęgów wodniczki na Bagnach Biebrzańskich (Dyrcz & Zdunek 1993b) oraz na torfowiskach chełmskich (Kloskowski & Krogulec 1999).

Na powierzchniach badanych na chełmskich torfowiskach śpiewające samce wodniczki obserwowano w szuwarach kłociowych o wysokości 85–115 cm (tab. 1). Tymczasem optymalna dla gatunku wysokość roślinności szuwarowej wynosi 60–90 cm (Kloskowski et al. 2005). Na stanowiskach białoruskich najwyższe zagęszczenia wodniczki osiągały w turzycowiskach o wysokości do 1 m, przy czym preferowały roślinność o wysokości 60–70 cm (Kozulin & Flade 1999).

Czynnikiem limitującym liczebność gatunku na badanym terenie był, notowany od początku lat 90. XX w., wzrost udziału trzciny w zespołach turzycowych, w skrajnych przypadkach prowadzący do powstawania lokalnych trzcinowisk *Phragmitetum australis* (Buczek 2005, Próchnicki 2005). Wodniczka toleruje zespoły szuwarowe z trzciną o zagęszczeniu 100 łodyg/m^2 a całkowicie porzuca miejsca, gdzie zagęszczenia sięgają 200–300 łodyg/m^2 (Kloskowski & Krogulec 1999). Na powierzchni T, na liczącym 3,6 ha fragmencie kłociowiska o 30–40% udziale trzciny (wys. ok. 1,7 m), obserwowano wycofanie się wodniczki i wkroczenie rokitniczki i brzęczki. Na Pomorzu Zachodnim optymalne dla wodniczki było pokrycie trzciną poniżej 60%, zapewniające jej swobodne poruszanie się oraz efektywne żerowanie (Tanneberger et al. 2010). Z kolei w dolinie Narwi na powierzchniach z dużym udziałem trzciny dominowały rokitniczka i potrzos wraz z trzcinniczkiem oraz trzciniakiem (Lewartowski & Piotrowska 1987). Z uwagi na anatomiczne adaptacje do życia w szuwarach wielkich turzyc wodniczka nie jest w stanie opanować tego typu siedlisk, a tym samym konkurować z innymi gatunkami rodzaju *Acrocephalus* (Leisler et al. 1989, Schulze-Hagen 1993, Dyrcz 1995).

Ograniczająco na populacje wodniczki wpływa stopień zakrzewienia powierzchni wzrastający wraz z obniżaniem się poziomu wody na torfowiskach (Pałczyński 1985, Kloskowski & Krogulec 1999). Obecność krzewów, podobnie jak i dorodnych pędów trzciny, stwarza możliwość przesiadywania i śpiewu cięższym od wodniczki brzęczkom i potrzosom (Pikulski 1986, Okulewicz 1989). Na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, w zaawansowanych fazach sukcesji torfowisk niskich (w kierunku ich zakrzewienia), pojawiały się zespoły z dominującymi rokitniczką i potrzosem, którym towarzyszyły cierniówka, piecuszek *Phylloscopus trochilus* i łozówka *Acrocephalus palustris* (Dyrcz et al. 1973). Na Bagnach Biebrzańskich były to także cierniówka i brzęczka (Dyrcz et al. 1984b). Badania prowadzone w jednorodnych siedliskach szuwarowych torfowisk cheł-

mskich pozwalają jedynie na stwierdzenie, że obecność pojedynczych krzewów korzystnie wpływała na liczebność rokitniczki, brzęczki i potrzosa.

Pojawiające się w przeszłości pożary kłociowisk spowolniały tempo sukcesji roślinności oraz ograniczały ekspansję krzewów i drzew (Buczek 2005, Grzywaczewski et al. 2014). Korzystny wpływ wypalania na ptaki związane z szuwarami, w tym również zespół z dominującą wodniczką, odnotowano na torfowiskach chełmskich oraz innych stanowiskach (Pons & Bas 2005, Deák et al. 2014, Grzywaczewski et al. 2014). Miejsca po zimowych i wczesnowiosennych pożarach były jeszcze w tym samym sezonie zasiedlane przez pojedyncze samce wodniczki (Kloskowski & Krogulec 1999, Grzywaczewski et al. 2014, Buczek & Buczek 2017). W kolejnych sezonach wpływ pożaru na liczebność wodniczki był pozytywny pod warunkiem utrzymania odpowiedniego poziomu wody (Piotrowska 2000, Grzywaczewski et al. 2014). Fluktuacje liczebności w związku z wiosennym wypalaniem obserwowano również na Polesiu (Kozulin et al. 2004).

Na chełmskich torfowiskach rokitniczka, potrzos i brzęczka zamieszkiwały największe spektrum siedlisk (Buczek & Buczek 2017). Gatunki te dominowały w zakrzewionych strefach ekotonalnych i zwiększały liczebność w centralnych partiach torfowisk, w których wzrastał udział trzciny i pojedynczych krzewów (Buczek & Buczek 2017). Faworyzowanie przez rokitniczkę miejsc zakrzewionych było jednym z powodów wykluczania się terytoriów wodniczki i rokitniczki na Bagnach Kramskich (Nawrocki et al. 1983, Surmacki (2005). Wysoką tolerancję w wyborze terytoriów wykazywały względem siebie rokitniczka i potrzos oraz potrzos i brzęczka, co wcześniej obserwowano na torfowiskach Kis-Balaton na Węgrzech (Moskat et al. 1992). W przypadku rokitniczki i potrzosa stwierdzono pokrywanie się terytoriów, a konkurencję minimalizowały przesunięcie w terminach lęgów i niewielkie różnice siedliskowe (Grujbárová et al. 2005).

Podsumowując, wodniczka jest stenotopowym gatunkiem wskaźnikowym siedlisk wczesnych stadiów sukcesji (Pons & Bas 2005, Deák et al. 2014). Budowa anatomiczna aparatu ruchu umożliwiająca wodniczce wspinanie po cienkich źdźbłach turzyc i bieganie po powierzchni gruntu (Leisler et al. 1989, Leisler & Catchpole 1991, Dyrcz 1995) dowodzi wyjątkowej adaptacji do siedlisk szuwarowych o zmiennym poziomie wody. Takie warunki występują na torfowiskach fluwiogenicznych położonych w strefach emersyjnych, jak i torfowiskach o zasilaniu ombrogenicznym położonych w nieckach terenu. Mogą również występować w szuwarach z obfitym kożuchem warstwy mszystej umożliwiającym wodniczkom żerowanie (Kozulin & Flade 1999, Buczek 2005). Bogate w pokarm (drobne bezkręgowce) mezo- i eutroficzne zespoły roślinności szuwarowej torfowisk niskich (Schulze-Hagen et al. 1989, Kozulin & Flade 1999, Hájek et al. 2006, Tanneberger & Kubacka 2018) zapewniły wodniczce możliwość rozwoju promiskuitycznego sytemu rozrodczego, w którym tylko samice odpowiadają za karmienie lęgu (Schulze-Hagen et al. 1999, Dyrcz & Zdunek 1993a). Siedliska optymalne dla wodniczki są znacznie mniej atrakcyjne dla towarzyszących jej gatunków. Nie decydują o tym preferencje pokarmowe, które są zbliżone u gatunków wchodzących w skład „zespołu wodniczkowego" (Schulze-Hagen et al. 1989, Okulewicz 1991, Chernetsov & Manukyan 2000, Brickle & Peach 2004, Ferreiro-Carballal et al. 2017, Tanneberger & Kubacka 2018). Dla gatunków cięższych od wodniczki, jak potrzos czy brzęczka, pędy roślin turzycowatych, w tym jednej z największych spośród nich – kłoci wiechowatej, są zbyt delikatne by mogły na nich przesiadywać i śpiewać. Ponadto gatunki towarzyszące wodniczce nie znajdują w szuwarach turzycowych optymalnych warunków do budowy gniazd.

Uwagi metodyczne

Porównywalność wyników badań zespołów ptaków lęgowych, w tym stosowanie standardowych wskaźników podobieństwa składu gatunkowego (QS) czy struktury dominacji (Re) wymaga korzystania z ujednoliconej metodyki (Tomiałojć 2010). Dotyczy to przede wszystkim stosowania porównywalnych metod liczenia ptaków, interpretacji wyników, jak również jednakowych standardów wyboru powierzchni badawczych oraz opisu siedliskowego. Powierzchnie powinny być wytyczane w siedliskach: (1) reprezentatywnych dla danego obszaru, (2) jednorodnych pod względem struktury roślinności, (3) jednorodnych pod względem warunków abiotycznych oraz (4) odległych od stref ekotonalnych. Wszelkie niejednorodności skutkują wykazywaniem gatunków niezwiązanych z danym siedliskiem, co w konsekwencji wpływa na strukturę dominacji. W przypadku siedlisk torfowiskowych opis siedliska, umożliwiający analizy porównawcze, powinien uwzględniać: (1) nazwę zespołu roślinnego, (2) stopień pokrycia roślinności, (3) przeciętną wysokość szuwaru, (4) strukturę roślinności, przede wszystkim kępkowość, (5) określenie stopnia zakrzaczenia (liczba lub zagęszczenie krzewów i drzew), (6) głębokość wody, (7) zmiany głębokości wody w czasie trwania sezonu, oraz (8) stosowane formy aktywnej ochrony lub zabiegi agrotechniczne, jak koszenie. Niezbędna w badaniach monitoringowych powtarzalność wymaga dokładnego określenia lokalizacji powierzchni na mapach lub podania współrzędnych geograficznych.

Odrębnym problemem jest porównywalność wyników badań z zastosowaniem odmiennych metod liczeń, tj. prowadzonych klasyczną metodą kartograficzną (Enemar 1959) z ewentualnymi kombinacjami dostosowanymi do specyfiki siedliska i gatunku (Dyrcz & Tomiałojć 1974, Tomiałojć 1980, 2010) i prowadzonych na znacznych powierzchniach uproszczoną metodą kartograficzną, w której liczbę cenzusów ograniczono do jednego lub dwóch w sezonie. Brak porównywalności badań z użyciem różnych metod liczeń ma źródło w różnych ich celach. Klasyczna metoda kartograficzna służy badaniom gatunków lub ich zespołów na powierzchniach kilku, kilkunastu hektarów. Z kolei uproszczone metody służą ocenie liczebności gatunków na znacznych powierzchniach. Różnice w szacunkach widać szczególnie w ilościowych badaniach wodniczki. Zagęszczenia śpiewających samców wodniczki na powierzchniach próbnych badanych klasyczną metodą kartograficzną były znacznie niższe niż wykazane badaniami z wykorzystaniem metod uproszczonych (Kozulin & Flade 1999, Polakowski 2011). Jedną z przyczyn odmiennych wyników może być wybór powierzchni. W przypadku metody kartograficznej badania prowadzone są na stosunkowo niewielkich powierzchniach w siedliskach reprezentatywnych dla danego obszaru, które nie zawsze muszą być optymalne dla badanych gatunków. W przypadku uproszczonej metody liczenia obejmują znaczne powierzchnie z mozaiką siedlisk, w tym fragmentami siedlisk optymalnych i nieoptymalnych. Błędy w ocenach liczebności, zwłaszcza na podstawie ekstrapolowanych danych z małych powierzchni próbnych, mogą wynikać z koncentrowania się śpiewających samców w różnych sezonach w różnych fragmentach obszaru, co może wynikać z aktualnych warunków wilgotności czy stanu roślinności (Polakowski 2011). Międzysezonowe różnice w rozmieszczeniu wodniczki obserwowano m.in. na Chełmskich Torfowiskach Węglanowych (Piotrowska 2000) i w Poleskim Parku Narodowym (Grzywaczewski 2015). Przemieszczenia osobników mogą odbywać się nawet w trakcie sezonu lęgowego, co obserwowano na białoruskich stanowiskach wodniczki (Kozulin et al. 2004). Na nieporównywalność wyników badań wykorzystujących klasyczną metodę kartograficzną i metody uproszczone („szybkie kartowanie") w zakresie zagęszczeń gatunków i analizy struktury dominacji zwracał uwagę Tomiałojć (2013). Autor nie uznawał

szybkiego mapowania terytoriów jako metody kartograficznej, podkreślając że metodę kartograficzną wyróżnia kryterium stacjonarności oparte na co najmniej 2–3 stwierdzeniach ptaków w terytorium (Tomiałojć 2016). Z kolei Kopij (2015) twierdził, że szybkie mapowania są wydajniejszą odmianą metody kartograficznej. Ograniczenie prac terenowych do kilku szybkich, najczęściej jednej lub dwóch kontroli, może prowadzić do błędów oceny liczebności monitorowanych gatunków wynikających z: (1) możliwości prowadzenia obserwacji w dniach o słabej aktywności ptaków, (2) nie notowania równoczesnych stwierdzeń śpiewających samców, (3) pomijania zachowań terytorialnych, (4) płoszenia ptaków podczas poruszania się w szpalerze i ponownego ich liczenia, (5) nieuwzględniania faktu, że niepokojone ptaki zwiększają aktywność, (6) koncentrowania się ptaków w różnych miejscach powierzchni w zależności od warunków w danym sezonie. Ponadto błędy oceny liczebności mogą wynikać z udziału osób o słabej znajomości terenu i braku doświadczenia w rozpoznawaniu głosów podobnie śpiewających gatunków. Należy podkreślić, że metody uproszczone nadają się do monitorowania liczebności gatunków rzadkich oraz charakteryzowania ich rozmieszczenia (Tomiałojć 2010). Były też sugerowane do monitoringu wodniczki (Krogulec & Kloskowski 2003).

W przypadku badań prowadzonych na stanowiskach wielkopowierzchniowych zagęszczenia nie powinny być przeliczane na 10 ha, lecz na kilometr kwadratowy. W niektórych pracach można spotkać rozróżnienie zagęszczeń samców wodniczki podawanych dla dużych i małych powierzchni, gdzie przeliczano je odpowiednio na 1 km^2 i 10 ha (Polakowski 2011). W przypadku liczeń na dużych areałach można też podawać liczebność w odniesieniu do badanej powierzchni.

Zupełnie odrębną kategorią badań ilościowych wodniczki są, służące celom monitoringowym, liczenia na transektach. Autorzy badań prowadzonych tą metodą sugerują wyjątkową ostrożność w porównywaniu wyników takich liczeń z wynikami uzyskanymi metodami kartograficznymi, zarówno klasycznymi, jak i uproszczonymi (Oppel et al. 2014).

Autor wyraża podziękowanie Waldemarowi Biaduniowi oraz Januszowi Kloskowskiemu za cenne uwagi i wstępną korektę artykułu.

Literatura

Aquatic Warbler Conservation Team 1999. World population, trends and conservation status of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. Vogelwelt 120: 65–85.

BirdLife International 2000. Threatened Birds of the World. Barcelona and Cambridge UK. Lynx Editions and BirdLife International.

BirdLife International 2021. European Red List of Birds. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

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.

Buczek A. 2005. Siedliskowe uwarunkowania, ekologia, zasoby i ochrona kłoci wiechowatej *Cladium mariscus* (L.) POHL. w makroregionie lubelskim. Acta Agrophysica. Rozprawy i monografie 129: 1–126.

Buczek A., Buczek T., Krogulec J., Kucharczyk H., Kucharczyk M., Pałka K., Piotrowska M., Wójciak H., Wójciak J. 1993 msc. Inwentaryzacja przyrodnicza torfowisk węglanowych w Chełmskim Parku Krajobrazowym i na terenach przyległych. TWWP, Lublin.

Buczek T., Buczek A. 2017. Awifauna lęgowa Chełmskich Torfowisk Węglanowych – zmiany jakościowe i ilościowe w latach 1986–2015. Ornis Pol. 58: 215–243.

Buczek T., Keller M. 1994. Breeding ecology of the Marsh Harrier *Circus aeruginosus* in eastern Poland. Part 1. Population numbers and phenology of the onset of lying. Acta Ornithol. 29: 67–80.
Chernetsov N., Manukyan A. 2000. Foraging strategy of the Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) on migration. Vogelwarte 40: 189–197.
Chodkiewicz T., Przymencki M. (red.). 2023. Sprawozdanie z prac terenowych i opracowanie wyników uzyskanych w sezonie lęgowym w 2023 roku. Zadanie 1. Monitoring ptaków - prace terenowe i opracowanie wyników. Monitoring ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2023–2025. GIOŚ, Warszawa.
Chylarecki P., Chodkiewicz T., Neubauer G., Sikora A., Meissner W., Woźniak B., Wylegała P., Ławicki Ł., Marchowski D., Betleja J., Bzoma S., Cenian Z., Górski A., Korniluk M., Moczarska J., Ochocińska D., Rubacha S., Wieloch M., Zielińska M., Zieliński P., Kuczyński L. 2018. Trendy liczebności ptaków w Polsce. GIOŚ, Warszawa.
Deák B., Valkó O., Török P., Végvári Z., Hartel T., Schmotzer A., Kapocsi I., Tóthmérész B. 2014. Grassland fires in Hungary – Experiences of nature conservationists on the effects of fire on biodiversity. Appl. Ecol. Environ. Res. 12: 267–283.
Dobrowolski R. 1998. Strukturalne uwarunkowania rozwoju współczesnej rzeźby krasowej na międzyrzeczu środkowego Wieprza i Bugu. Wyd. UMCS, Lublin.
Dyrcz A. 1989. Tereny ważne dla ornitologii i ochrony ptaków w Polsce. Prz. zool. 33: 417–437.
Dyrcz A. 1995. Wodniczka *Acrocephalus paludicola* (Vieill.) – ptak o niezwykłej biologii rozrodu. Wiad. Ekol. 3: 177–185.
Dyrcz A., Czeraszkiewicz R. 1993. Liczebność, zagrożenia i sposoby ochrony populacji lęgowej wodniczki (*Acrocephalus paludicola*) w Polsce. Not. Orn. 33: 231–246.
Dyrcz A., Krogulec J. 2009. Wodniczka – *Acrocephalus paludicola*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasią, ss. 569–574. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
Dyrcz A., Maniakowski M. 2004. *Acrocephalus paludicola* – wodniczka. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki (część II). Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Min. Środowiska 8: 325–329.
Dyrcz A., Okulewicz J., Wiatr B. 1973. Ptaki Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w okresie lęgowym. Acta Zool. Cracov. 18: 400–473.
Dyrcz A., Okulewicz J., Witkowski J. 1984a. Bird communities of the Biebrza valley. Pol. Ecol. Stud. 10: 403–423.
Dyrcz A., Okulewicz J., Witkowski J. 1985a. Bird communities on natural eutrophic fen mires in the Biebrza river valley, NE Poland. Vogelwarte 33: 26–52.
Dyrcz A., Okulewicz J., Witkowski J. 1985b. Changes in bird communities as the effect of peatland managament. Pol. Ecol. Stud. 11: 79–85.
Dyrcz A., Okulewicz J., Witkowski J., Jesionowski J., Nawrocki P., Winiecki A. 1984b. Ptaki torfowisk niskich Kotliny Biebrzańskiej. Opracowanie faunistyczne. Acta Ornithol. 20: 1–108.
Dyrcz A., Tomiałojć L. 1974. Application of the mapping method in the marshland habitats. Acta Ornithol. 14: 205–210.
Dyrcz A., Zdunek W. 1993a. Breeding ecology of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* on the Biebrza marshes, northeast Poland. Ibis 135: 181–189.
Dyrcz A., Zdunek W. 1993b. Breeding statistics of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* on the Biebrza marshes, northeast Poland. J. Ornithol. 134: 317–323.
Enemar A. 1959. On the determination of the size and composition of a passerine bird population during the breeding season. Var Fagelv. Suppl. 2: 1–114.
Ferreiro-Carballal S., Belda E.J., Ceresa F., Monrós J.S. 2017. Dietary characterization of Savi's Warbler *Locustella luscinioides* and Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* in eastern Spain. Ardea 105: 79–83.
Flade M., Malashevich U., Krogulec J., Poluda A., Preiksa Z., Végvári Z., Lachmann L. 2018. World distribution, population, and trends. In: Tanneberger F., Kubacka J. (eds.). The Aquatic Warbler

Conservation Handbook, pp. 20–33. Brandenburg State Office for Environment (LfU), Potsdam.
Glutz von Blotzheim U.N., Bauer K.M. 1985. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 10. Passeriformes. 1. Teil. Aula –Verlag. Wiesbaden.
Glutz von Blotzheim U.N., Bauer K.M. 1991. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 12/I. Passeriformes. 3. Teil. Aula –Verlag. Wiesbaden.
Glutz von Blotzheim U.N., Bauer, K.M. 1997. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 14/III. Passeriformes 5. Teil. Aula –Verlag. Wiesbaden.
Grimmett R.F.A., Jones T.A. 1989. Important Bird Areas in Europe. Technical Publication 9. International Council for Bird Preservation. Cambridge, UK.
Gromadzki M., Dyrcz A., Głowaciński Z., Wieloch M. 1994. Ostoje ptaków w Polsce. OTOP. Bibl. Monitor. Środ., Gdańsk.
Grujbárová Z., Kocian L., Némethová D. 2005. Habitat selection in the sedge warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) and the reed bunting (*Emberiza schoeniclus*). Biol. Brat. 60: 571–577.
Grzywaczewski G. 2015. Long-term changes in the population of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Poleski National Park (Eastern Poland) in the context of extensive agricultural use. Annales UMCS. Sect. EE Zootechnica 33 (2): 1–12.
Grzywaczewski G., Cios S., Sparks T.H., Buczek A., Tryjanowski P. 2014. Effect of Habitat Burning on the Number of Singing Males of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. Acta Ornithol. 49: 175–182.
Hájek M., Horsak M., Hájkova P., Dite D. 2006. Habitat diversity of central European fens in relation to environmental gradients and an effort to standardise fen terminology in ecological studies. Perspectives in Plant Ecol., Evol. and Syst. 8: 97–114.
Halupka K. 1998. Nest predation in Meadow Pipits *Anthus pratensis* nesting in natural conditions. Ornis Fenn. 75: 139–143.
Hałupka L. 1996. Breeding ecology of the Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) in the Biebrza marshes (NE Poland). Ornis Hung. 6: 9–14.
Hearth M.F., Evans M.I. (eds). 2000. Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation. BirdLife International. Cambridge, UK.
Herbich J. (red.). 2004. Wody słodkie i torfowiska. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. T. 2.
Herbichowa M., Wołejko L. 2004. Torfowiska nakredowe (*Cladietum marisci, Caricetum buxbaumi, Schoenetum nigricantis*). W: Herbich J. (red.). Wody słodkie i torfowiska. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. T. 2: 163–171. Min. Środowiska, Warszawa.
Hilton-Taylor C. (ed.). 2000. IUCN Red List of threatened species. IUCN/SSC, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
Ilnicki P. 2002. Torfowiska. W: Ilnicki P. (red.). Torfowiska i torf, ss. 21–175. Wyd. Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego, Poznań.
Janiec B. 1998 msc. Stosunki hydrograficzne. W: Buczek A., Buczek T. (red.). Plan ochrony rezerwatu torfowiskowego „Bagno Serebryskie" na lata 1999–2018. Lubelskie Tow. Orn. Maszynopis.
Keller V., Herrando S., Voříšek P., Franch M., Kipson M., Milanesi P., Martí D., Anton M., Klvaňová A., Kalyakin M.V., Bauer H.G., Foppen R.P.B. 2020. European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynks Editions, Barcelona.
Kloskowski J., Krogulec J. 1999. Habitat selection by Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Poland: consequences for conservation of the breeding areas. Vogelwelt 120: 113–120.
Kloskowski J., Tanneberger F., Marczakiewicz P., Wiśniewska A., Choynowska A. 2015. Optimal habitat conditions for the globally threatened Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in eastern Poland and their implications for fen management. Ibis 157: 406–412.
Kopij G. 2015. Metoda kartograficzna: wersje uproszczone czy kombinowane? Ornis Pol. 56: 137–145.
Kozulin A., Flade M. 1999. Breeding habitat, abundance and conservation status of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Belarus. Vogelwelt 120: 97–111.

Kozulin A., Vergeichik L., Stepanovich Y. 2004. Factors affecting fluctuations of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* population of Byelarussian mires. Acta Ornithol. 39: 47–56.
Krajewski Ł., Chodkiewicz T., Czernek S., Grajewska A., Henel K., Korniluk M., Maciorowski G., Marczakiewicz P., Mirski P., Neubauer G., Szczęch R., Świętochowski P., Tumiel T. 2023. Awifauna lęgowa Doliny Biebrzy – stan aktualny i zmiany. Ornis Pol. 64: 161–189.
Krogulec J., Kloskowski J. 2003. Monitoring Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Poland. Ornis Hung. 12–13: 191–196.
Król W., Solarz W., Zając T. 2002. Breeding biology of the sedge warbler *Acrocephalus schoenobaenus* in the river Nida wetlands (Poland). Biol. Brat. 57. 5: 617–625.
Kubacka J., Oppel S., Dyrcz A., Lachmann L., Da Costa J.P.D.B., Kail U., Zdunek W. 2014. Effect of mowing on productivity in the endangered Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. Bird Conserv. Int. 24: 45–58.
Kupis J. 2003. Zmiany w ugrupowaniu ptaków ekosystemu łąki turzycowej po wznowieniu użytkowania rolniczego. Woda Środowisko Obszary Wiejskie 3: 129–137.
Leisler B. 1981. Die okologische Einnischung der mitteleuropaischen Rohrsanger *Acrocephalus*, Sylviinae. 1. Habitattrennung. Vogelwarte 311: 45–74.
Leisler B., Catchpole C.K. 1991. The evolution of polygyny in European red warblers of the genus *Acrocephalus*: A comparative approach. Ethol. Ecol. Rvol. 4: 225–243.
Leisler B., Ley H.W., Winkler H. 1989. Habitat, behaviour and morphology of *Acrocephalus* warblers: an integrated analysis. Ornis Scand. 20: 181–186.
Lewartowski Z., Piotrowska M. 1987. Zgrupowanie ptaków lęgowych w Dolinie Narwi. Acta Ornithol. 23: 215–272.
Malashevich U. 2010. Report on estimation of the Aquatic Warbler population in Belarus, 2010. BirdLife Belarus, Minsk.
Mokwa K., Mokwa T. 2004. *Locustella luscinioides* (Savi, 1824) – brzęczka. W: Gromadzki M. (red.). Ptaki (część II). Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. T. 8: 322–324. Min. Środowiska.
Moskat C., Waliczky Z., Baldi A. 1992. Dispersion and association of some marshland-nesting birds: a matter of scale. Acta Zool. Hung. 1–2: 47–62.
Nawrocki P., Jermaczek A., Jesionowski J., Nawrocka B., Winiecki A. 1983. Ptaki Bagien Kramskich w okresie lęgowym w latach 1976-79. W: Czarnecki Z. (red.). Prace Kom. Biol. Pozn. Tow. Przyjaciół Nauk 67: 19–41.
Nitecki C., Jakubas D., Typiak J. 2013. Awifauna jeziora Druzno. W: Nitecki C. (red.). Jezioro Drużno – Monografia przyrodnicza, ss. 15–31. Wyd. Mantis, Olsztyn.
Okulewicz J. 1989. Biologia i ekologia rozrodu potrzosa (*Emberiza schoeniclus*) w rejonie stawów milickich. Ptaki Śląska 7: 1–39.
Okulewicz J. 1991. Pokarm piskląt potrzosa (*Emberiza schoeniclus*) w środowisku stawów hodowlanych. Ptaki Śląska 8: 1–17.
Oppel S., Marczakiewicz P., Lachmann L., Grzywaczewski G. 2014. Improving Aquatic Warbler Population Assessments by Accounting for Imperfect Detection. PLoS ONE 9 (4): e94406.
Osiejuk T.S., Kuczyński L., Jermaczek A., Tryjanowski P. 1999. The effect of water conditions on breeding bird communities of pastures, meadows, and shrub habitats in the Słońsk reserve, NW Poland. Biol. Brat. 54: 207–214.
Pałczyński A. 1985. Succession trends in plant communities of the Biebrza valley. Pol. Ecol. Stud. 11: 5–20.
Pikulski A. 1986. Biologia i ekologia rozrodu brzeczki (*Locustella luscinioides*) w rezerwacie „Stawy Milickie" (doniesienie tymczasowe). Ptaki Śląska 4: 2–39.
Piotrowska M. 2000. Zagrożenia i ochrona wodniczki (*Acrocephalus paludicola*) na Lubelszczyźnie. W: Łętowski J. (red.). Walory przyrodnicze Chełmskiego Parku Krajobrazowego i jego najbliższych okolic, ss. 206–215. Wyd. UMCS, Lublin.
Piotrowska M., Wójciak J., Borchulski Z. 1990. Bagno Bubnów, projektowany rezerwat faunistyczny w województwie chełmskim. Chrońmy Przyr. Ojcz. 46: 54–60.

Polakowski M. 2011. Wysokie zagęszczenie wodniczki *Acrocephalus paludicola* w Dolinie Biebrzy wiosną 2010 roku. Ornis Pol. 1: 67–69.
Pons P., Bas J.M. 2005. Open-habitat birds in recently burned areas: the role of the fire extent and species' habitat breadth. Ardeola 52: 119–131.
Próchnicki P. 2005. The expansion of common reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) in the anastomosing river valley after cessation of agriculture use (Narew River Valley, NE Poland). Pol. J. Ecol. 53: 353–364.
Roberge J.M., Angelstam P. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. Conserv. Biol. 18: 76–85.
Schulze-Hagen K. 1993. Bekanntes und weniger Bekanntes vom Seggenrohrsänger *Acrocephalus paludicola*. Limicola 3: 229–246.
Schulze-Hagen K., Flinks H., Dyrcz A. 1989. Brutzeitliche Beutewahl beim Seggenrohrsänger *Acrocephalus paludicola*. J. Ornithol. 130: 251–255.
Schulze-Hagen K., Leisler B., Schäfer H.M., Schmidt V. 1999. The breeding system of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* – a review of new results. Vogelwelt 120: 87–96.
Sellin D. 1989. Vergleichende Untersuchungen zur Habitatstruktur des Seggenrohrsängers *Acrocephalus paludicola*. Vogelwelt 110: 198–208.
Sidło P.O., Błaszkowska B., Chylarecki P. (red.). 2004. Ostoje ptaków o randze europejskiej w Polsce. OTOP, Warszawa.
Solon J., Borzyszkowski J., Bidłasik M., Richling A., Badora K., Balon J., Teresa Brzezińska-Wójcik T., Chabudziński L., Dobrowolski R., Grzegorczyk I., Jodłowski M., Kistowski M., Kot R., Krąż P., Lechnio J., Macias A., Majchrowska A., Malinowska E., Migoń P., Myga-Piątek U., Nita J., Papińska E., Rodzik J., Strzyż M., Terpiłowski S., Ziaja W. 2018. Physico-geographical mesoregions of Poland: verification and adjustment of boundaries on the basis of contemporary spatial data. Geogr. Pol. 91: 143–170.
Surmacki A. 2005. Habitat use by three *Acrocephalus warblers* in an intensively used farmland area: the influence of breeding patch and its surroundings. J. Ornithol. 146: 160–166.
Tanneberger F., Flade M., Preiksa Z., Schröder B. 2010. Habitat selection of the globally threatened Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* at the western margin of its breeding range and implications for management. Ibis 152: 347–358.
Tanneberger F., Kubacka J. (red.). 2018. The Aquatic Warbler Conservation Handbook. Brandenburg State Office for Environment (LfU), Potsdam.
Tanneberger F., Tegetmeyer C., Dylawerski M., Flade M., Joosten H. 2009. Commercially cut reed as a new sustainable habitat for the globally threatened Aquatic Warbler. Biodivers. Conserv. 18: 1475–1489.
Tomiałojć L. 1970. Badania ilościowe nad synantropijną awifauną Legnicy i okolic. Acta Ornithol. 12: 293–392.
Tomiałojć L. 1980. Podstawowe informacje o sposobie prowadzenia cenzusów z zastosowaniem kombinowanej metody kartograficznej. Not. Orn. 21: 55–61.
Tomiałojć L. 2010. Niezrozumienie zasad opisywania ilościowego zespołów ptaków lęgowych. Ornis Pol. 51: 285–295.
Tomiałojć L. 2013. Dlaczego z wyników względnych nie powinno się wyliczać zagęszczenia ptaków ani udziału procentowego w zespole? Ornis Pol. 54: 279–292.
Tomiałojć L. 2016. Metoda kartograficzna a metoda szybkiego mapowania. Ornis Pol. 57: 148–154.
Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „proNatura", Wrocław.
Trojan P. 1975. Ekologia ogólna. PWN, Warszawa.
Vergeichik L., Kozulin A. 2006a. Breeding ecology of Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in their key habitats in SW Belarus. Acta Ornithol. 41: 153–161.
Vergeichik L., Kozulin A. 2006b. Changing nesting dates and nest placement as adaptations of Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* to unstable nesting conditions on fen mires in Belarus. Vogelwelt 127: 145–155.

Vickery J.A., Ewing S.R., Smith K.W., Pain D.J, Bairlein F., Skorpilova J., Gregory R.D. 2014. The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. Ibis 156: 1–122.
Wardecki Ł., Chodkiewicz T., Beuch S., Smyk B., Sikora A., Neubauer G., Meissner W., Marchowski D., Wylegała P., Chylarecki P. 2021. Monitoring Ptaków Polski w latach 2018–2021. Biul. Monit. Przyr. 22: 1–80.
Wilniewczyc P. 2020. Zgrupowania ptaków lęgowych w Niecce Nidziańskiej. Ornis Pol. 61: 197–224.
Wesołowski T., Winiecki A. 1988. Tereny o szczególnym znaczeniu dla ptaków wodnych i błotnych w Polsce. Not. Orn. 29: 3–25.
Wołejko L., Herbichowa M., Potocka J. 2005. Typological differentiation and status of Natura 2000 mire habitatas in Poland W: Moore – von Sibirien bis Feuerland/Mires – from Siberia to Tierra del Fuego. Stapfia 85, zugleich Kataloge der OÖ. Landesmuseen Neue Serie 35: 175–219.
Żmihorski M., Ławicki Ł., Marchowski D., Wylegała P., Pärt T. 2016. Spatial Variation in Long-Term Trends in a Metapopulation of the Globally Threatened Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Poland. Acta Ornithol. 51: 245–256.