

Łowieckie spotkania

13

Zagospodarowanie łowisk polnych



**Pod redakcją naukową
Dariusza J. Gwiazdowicza**

Łowieckie spotkania

13

Zagospodarowanie łowisk polnych

Łowieckie spotkania

13

Zagospodarowanie łowisk polnych

Pod redakcją naukową
Dariusza J. Gwiazdowicza



Janów Lubelski 2026

Redakcja naukowa: prof. dr hab. Dariusz J. Gwiazdowicz

Korekta językowa: Piotr Rumatowski

Projekt okładki: Grzegorz Bogucki

Na okładce: kuropatwa *Perdix perdix* (fot. Łukasz Pilaczyński)

Copyright © Polski Związek Łowiecki, Zarząd Okręgowy w Lublinie,
Stacja Badawcza PZŁ w Czempiniu



ISBN 978-83-7986-596-3

Bogucki Wydawnictwo Naukowe
ul. Górna Wilda 90, 61-576 Poznań
e-mail: biuro@bogucki.com.pl
www.bogucki.com.pl

Druk: Perfekt

Spis treści

Przedmowa	7
<i>Władysław Danielewicz</i>	
Przydrożne wierzby oraz ich wartość przyrodnicza i kulturowa	9
<i>Jacek Zajączkowski, Michał Orzechowski</i>	
Zadrzewienia śródpolne	33
<i>Halina Ratyńska</i>	
„Łąki śródleśne” – znaczenie przyrodnicze i zagospodarowanie	45
<i>Adam Kapler</i>	
Inwazyjne gatunki roślin w polskich łowiskach	65
<i>Piotr Kowalczak, Bogumił Nowak</i>	
Oczka wodne w krajobrazie rolniczym	93
<i>Marek Panek</i>	
Podstawy zagospodarowania terenów polnych dla zajęcy i kuropatw	137
<i>Katarzyna Tajchman, Maciej Wójcik</i>	
Woliery adaptacyjne jako istotny etap procesu habituacji kuropatwy szarej do środowiska naturalnego	149
<i>Roman Włodarz</i>	
Finansowanie zadrzewień śródpolnych	163
<i>Szymon Hatłas</i>	
Zagospodarowanie łowisk polnych jako platforma współpracy .	177

Przedmowa

Rolnictwo na ziemiach polskich zaczęło rozwijać się już w neolicie, czyli kilka tysięcy lat temu. Pierwotnie była to dość prymitywna gospodarka żarowa polegająca na wypalaniu lasu w celu utworzenia pola, które uprawiano metodą kopaczkową. Oczywiście taka metoda nie przynosiła zbyt wysokich plonów, a gleba szybko się wyżaławiała. Dlatego stosunkowo niską wydajność rekompensowano wzrostem powierzchni rolnej, co sprawiało, że lasów drastycznie ubywało. Otwarta przestrzeń z wysokiej jakości żerem, a także mozaikowatość pól i różnorodność upraw rolnych sprawiały, że środowisko agrarne było zasiedlane przez szereg gatunków zwierzyny. Myśliwi polowali wtedy nie tylko w lasach, ale i na polach, a szczególnie prestiżowe były łowy z chartami i sokołami.

W kolejnych stuleciach krajobraz rolniczy podlegał widocznym zmianom i dziś potężne agrocenozy z kukurydzą czy rzepakiem nie są niczym wyjątkowym. Ta zmiana struktury upraw oraz mechanizacja i chemizacja rolnictwa sprawiły, że dla niektórych gatunków zwierząt, takich jak jelenie czy dziki, warunki do żerowania oraz baza osłono-wa są optymalne. W konsekwencji jest tych zwierząt coraz więcej, co czasami koliduje z działalnością gospodarczą. Jednocześnie dla innych gatunków, takich jak zające czy kuropatwy, warunki są skrajnie niekorzystne, a ich liczebność coraz niższa. Zgodnie z ustawą Prawo łowieckie myśliwi są zobowiązani do stałego polepszania zwierzynie warunków środowiska jej bytowania, dotyczy to zwłaszcza obwodów polnych. Wypełnianie jednak tego zadania nie jest łatwe i wymusza często bliską współpracę zarówno z właścicielem gruntu, jak innymi podmiotami, takimi jak samorząd lokalny, nadleśnictwo czy organizacje pozarządowe.

Tematem kolejnego „Łowieckiego spotkania” było zagospodarowanie łowisk polnych, dlatego zorganizowano je we wschodniej części Polski, gdzie krajobraz rolniczy stwarza doskonałe warunki do występowania zwierzyny drobnej. Inicjatorem był dr Szymon Hałas, kierow-

nik Stacji Badawczej PZŁ w Czempiniu, w której badania dotyczące gatunków zwierząt w obwodach polnych mają kilkudziesięcioletnią historię. Serdecznie dziękuję autorom, którzy podjęli trud przygotowania interesujących referatów obejmujących bardzo zróżnicowaną tematykę, od roli ogławianych wierzb w krajobrazie rolniczym, poprzez łąki śródleśne, aż do aspektów finansowych i organizacyjnych zakładania zadrzewień. Szczególne słowa podziękowania kieruję do Roberta Świebody, łowczego okręgowego w Lublinie, za wsparcie organizacyjne i finansowe. Wszystkim czytelnikom życzę wielu inspiracji, dobrych pomysłów oraz sukcesów we wdrażaniu programów poprawy warunków bytowania zwierzyny w obwodach polnych.

Z koleżeńskim
Darzbór!

Dariusz J. Gwiazdowicz

Przewodniczący Rady Fundacji Hodowli
i Reintrodukcji Zwierząt Dziko Żyjących

„Polska wierzba, krzywa, pochylona,
Piorunami trafiana raz po razie,
Ma tysiące gałęzi, zieleńszych od liści, Prostych, promiennych,
Które biją z jej piersi jak akty strzeliste, Ku niebu, w ekstazie!
Wielki, wielki mam sentyment dla tej wierzby!
Jak ona wierzy w życie! – I my wierzymy...”

Maria Pawlikowska-Jasnorzewska „Przydrożna wierzba”

Władysław Danielewicz

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

wladyslaw.danielewicz@up.poznan.pl

Przydrożne wierzby oraz ich wartość przyrodnicza i kulturowa

Wstęp

Drogi to najstarsze, wytworzone przez ludzi, liniowe elementy krajobrazu. Taki charakter mają też m.in. granice własności ziemskiej i użytków rolnych (łąk, pól i pastwisk), strefy ekotonowe polno-leśne, rowy, kanały itp. Nie oznacza to, że wszystkie liniowe struktury krajobrazowe związane są z aktywnością człowieka w środowisku przyrodniczym. W krajobrazie naturalnym do najbardziej pospolitych komponentów należą doliny cieków (rzek, strumieni i potoków) oraz brzegi zbiorników wodnych. W pierwszym i drugim wypadku podłużne układy środowiskowe charakteryzują się swoistym, pasmowym otoczeniem roślinnym. Początkowo zarówno naturalne, jak i antropogeniczne skupienia drzew i krzewów miały podobny, „miejscowy” skład gatunkowy. Przy drogach przez wiele lat zachowywały się fragmenty zbiorowisk ukształtowanych spontanicznie, które z czasem albo całkowicie likwi-

dowano, albo zastępowano komponentami mniej lub bardziej harmonizującymi z naturalną, tradycyjną i swoistą regionalnie fizjonomią krajobrazu. Często uprawiano drzewa owocowe, a przy ważniejszych traktach zamiast nich i pospolitych wierzb sadzono bardziej długowieczne i mniej kłopotliwe ze względu na trwałość pni i konarów oraz ładniejsze drzewa wywodzące się z drzewostanów leśnych – lipy, graby, dęby i buki. W końcu zainteresowanie gatunkami obcymi wprowadziło do przydrożnej, śródpolnej przestrzeni kasztanowce, robinie i nierozdymne topole, których introdukcję z wielką siłą lansowano w XX w.

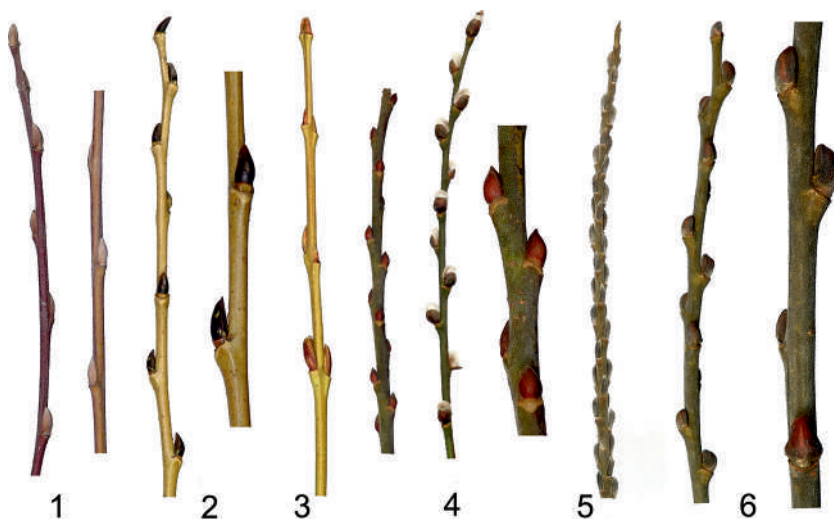
Obecnie tzw. wierzby przydrożne są jeszcze gdzieś dość częstym, choć zwykle zanikającym elementem polskiego pejzażu. Mimo wielowiekowego postępu i zasadniczych zmian w gospodarowaniu gruntami rolnymi, drogownictwie oraz w gospodarce zadrzewieniowej, lokalnie wciąż mogą zachowywać dawne funkcje użytkowe. Dziś są jednak traktowane przede wszystkim jako swojski element krajobrazu, trwale wpisany w historię i kulturę, czego wyraz znajdujemy w opisach dziejów oraz dziełach twórczości artystycznej.

W tym opracowaniu dokonano próby krótkiego, popularnego przeglądu najważniejszych informacji o wierzbach przydrożnych, o ich przyrodniczej naturze i związkach z człowiekiem.

Wierzby – osobliwa grupa roślin

Wierzby (łac. *Salix*, wg Rejewskiego 1996 prawdopodobnie z celt. *sal* = poblize, sąsiedztwo oraz *lis* = woda) to jedna z najbardziej intrygujących grup systematycznych polskiej dendroflory. W świecie reprezentowana jest przez około 500 gatunków, a w Polsce obejmuje około 25 niebędących mieszańcami taksonów tej rangi (Seneta i in. 2021) i jest najliczniejsza wśród rodzimych drzew i krzewów poza jeżynami z malinami (łac. *Rubus*, zapewne od barwy owoców *ruber*), z których większość stanowią tzw. apomikty, czyli gatunki wyróżniane na innych zasadach niż rośliny rozmnażające się generatywnie. Wierzby to u nas rodzaj najbardziej zróżnicowany pod względem form wzrostu, reprezentowany jest przez wysokie i średniej wielkości drzewa oraz duże i niskie, a także miniaturowe krzewy, czyli płożące się krzewinki. Najwyższe, będące drzewami, mogą osiągać około 30 m wysokości, a najgrubsze prawie 8 m obwodu. Najmniejsze ledwo wystają ponad powierzchnię podłoża na kilka centymetrów lub są w nim ukryte, np. w zagłębieniach skalnych.

Rzadką, wśród drzew i krzewów, a typową dla wierzb właściwością morfologiczną, jest okrycie pąków tylko przez jedną łuskę oraz brak tzw. krótkopędów. Cechy łusek, np. kształt i zabarwienie, a także wielkość i ustawienie pąków, również kolor oraz owłosienie pędów lub jego brak, są charakterystyczne dla gatunków i pozwalają na ich identyfikację w stanie bezlistnym (ryc. 1).



Ryc. 1. Bezlistne pędy najpospolitszych wierzb: 1 – w. biała, 2 – w. krucha, 3 – w. purpurowa, 4 – w. iwa, 5 – w. wiciowa, 6 – w. szara (fot. W. Danielewicz)

Kwiaty wierzby są bardzo małe (nie mają płatków ani działek), zebrane w kwiatostany typu kotki, czyli grona z wiotką osią, na jednych roślinach tylko męskie albo tylko żeńskie. Zapylają je owady. Nieliczne gatunki są wiatropylne. Owocem jest torebka, po otwarciu której uwalniają się liczne, drobne nasiona wyposażone w puch, spełniający funkcję aparatu lotnego.

Wierzby spotykamy w różnych środowiskach, w związku z czym można wyróżnić następujące grupy ekologiczne tych roślin:

- 1) górskie, naskalne gatunki krzewinkowe, np. wierzba alpejska;
- 2) górskie krzewy (drzewa), np. wierzby śląska i oszczepowata;
- 3) torfowiskowe gatunki krzewiaste, np. objęte ochroną gatunkową wierzby borówkolistna i lapońska;

- 4) drzewa i krzewy związane z siedliskami bagiennymi torfowisk niskich i przejściowych, np. wierzba szara czy wierzba pięciopęcikowa;
- 5) wydmowe wierzby krzewiaste – wierzba piaskowa;
- 6) łęgowe krzewy, np. wierzby purpurowa, trójpręcikowa, wiciowa (ryc. 2) oraz drzewa – wierzby biała i krucha oraz ich mieszańce, będące przedmiotem dalszych części tego opracowania;
- 7) gatunki występujące w różnych warunkach, zwykle poza siedliskami wilgotnymi, np. wierzba iwa.



Ryc. 2. Przybrzeżne zbiorowisko wierzb krzewiastych: wiciowej, purpurowej i trójpręcikowej w dolinie Warty koło Rogalina (fot. W. Danielewicz)

Gatunki wierzb wspólnie wyróżniają się właściwościami biologicznymi i ekologicznymi, które wpływały na ich rolę w krajobrazach roślinnych w przeszłości oraz decydują o współczesnym znaczeniu tych drzew i krzewów w środowisku przyrodniczym. To właściwości typowe dla roślin pionierskich, takie jak to, że uzyskują zdolność przystosowania się do skrajnych warunków, mają predyspozycje do przekształcania skrajnych warunków na warunki optymalne dla życia pojedynczych

organizmów i populacji, a w końcu całych biocenoz, wyprzedzają inne gatunki w procesie zdobywania i zasiedlania nowych obszarów, decydują o przebiegu inicjalnych faz sukcesji pierwotnej lub wtórnej, ale zwykle ustępują, gdy układ ekologiczny osiągnie pełną stabilność (Faliński 1990). Wierzby są światłolubne, optymalne warunki występują dla nich na stanowiskach „otwartych”, mają zdolność do szybkiego wzrostu i wegetatywnego rozrostu w młodości oraz opanowywania w ten sposób zajmowanych siedlisk, we wczesnych etapach życia obficie zakwitają i owocują oraz wytwarzają olbrzymie ilości nasion roznoszonych na duże odległości przez wiatr. Niemalą rolę odgrywa także hydrochoria, czyli rozprzestrzenianie nasion przez wody rzek i zbiorników wodnych. Niektóre gatunki dodatkowo mogą się rozmnażać przez samoistne ukorzenianie fragmentów pędów oddzielonych od roślin macierzystych, np. wskutek łamiącego gałęzie i gałązki działania wiatru.

W dalekiej przeszłości (w późnym glacialu, ok. 12 300 lat temu), gdy kończył się okres lodowcowy oraz panował klimat zimny i suchy, uniemożliwiający formowanie się lasów, w miejscach dostępnych dla roślin występowała tundra glacialna z niskimi krzewami, czyli formacja, jaką współcześnie spotykamy w bezleśnych, zimnych rejonach północy Eurazji i Ameryki Północnej. Wierzby należały wtedy do najważniejszych składników zbiorowisk w środkowej Europie, później wchodziły w skład formacji o charakterze lasostepu. W kolejnych okresach epoki połodowcowej rośliny te na ogół traciły na znaczeniu, trzymając się głównie siedlisk niezajmowanych przez cienisty las, takich jak bagna, brzegi rzek i jezior, obszary wydymowe itp. Ich rola ponownie wzrosła w związku z działalnością człowieka w przyrodzie polegającą głównie na likwidacji lasów i osuszaniu bagien z uwolnieniem spontanicznych procesów ekologicznych, takich jak sukcesja czy regeneracja zbiorowisk roślinnych.

Wierzby występują dziś w warunkach naturalnych i półnaturalnych oraz powszechnie w środowiskach zdegradowanych wytworzonych przez człowieka, takich jak porzucone pola, zaniedbane parki, gruzowiska, usypiska, wyrobiska itp., na których ujawniają swe pionierskie właściwości. Wspomnieć też trzeba o tym, że te właściwości stały się przyczyną niechcianych konsekwencji introdukcji europejskich wierzb w Australii, które są tam uznane za rośliny inwazyjne wymagające zwalczania (Cremer 2003).

Wierzby przydrożne w warunkach naturalnych

Do tzw. wierzby przydrożnych zaliczamy najczęściej dwa gatunki botaniczne (znane z wolnej przyrody), które są drzewami: wierzbę białą, wierzbę kruchą oraz spontaniczne mieszańce między nimi. Wierzba biała zachowuje powszechnie znaną nazwę naukową *Salix alba* L., natomiast w przypadku wierzby kruchej nastąpiła zmiana na *Salix euxina* I.V.Belyaeva. Dokonana niedawno analiza okazu zielnikowego, na którym Linneusz oparł opis swej *S. fragilis*, wykazała, że okaz ten niezupełnie odpowiada nagolistnym, szeroko rozprzestrzenionym w naturze roślinom określanym, do czasu publikacji Belaевой (2009), jako *S. fragilis* – takim wierzbowi, od tak dawna błędnie opatrywanym linneuszowską nazwą, należało więc nadać nową nazwę, *S. euxina*. Okazało się zarazem, że roślina opisana przez Lineusza jako *S. fragilis* reprezentuje mieszańca *S. euxina* z *S. alba* – zgodnie z regułami kodeksu nomenklatury roślin mieszańce te należy więc nazywać *S. ×fragilis* L., której synonimem staje się nazwa używana dotychczas dla mieszańców wierzby białej i kruchej, mianowicie *S. ×rubens* Schrank (Seneta i in. 2021).

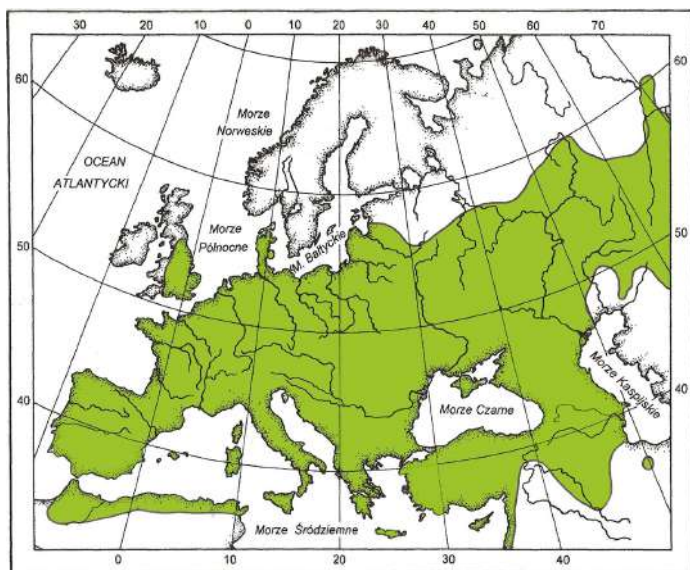
Warto jeszcze wspomnieć o popularnej u nas w parkach i na skwerach wierzbie płaczącej (nagrobnej, żałobnej) o długich, zwisających, złocistożółtych pędach. Spośród jej wielu nazw naukowych, poprawna okazała się *Salix ×pendulina* nothof. *salamonii* (Carrière) I.V.Belayeva. Jest to jeden z mieszańców wierzby babilońskiej i wierzby wyniosłej.



Ryc. 3. Ulistniona gałązka wierzby białej (fot. W. Danielewicz)

Wierzba biała (dawniej m.in. białowierzba, blindzia) w optymalnych warunkach jest dużym drzewem, dochodzącym do 30 m wysokości. Roczne gałązki są cienkie i długie, u starszych okazów zwisające, młode jasnobrunatne lub żółtawe oraz owłosione. Liście są lancetowate do 10 cm długości, na wierzchołku zaokrąglone, na brzegach piłkowane, początkowo obustronnie jedwabiste owłosione (ryc. 3), później z owłosieniem tylko na dolnej stronie, która po-

nadto jest szarzielona i jaśniejsza od wyraźnie ciemnozielonej i delikatnie połyskującej strony górnej. Kwitnie równocześnie z rozwojem liści w kwietniu i maju. Jej zasięg obejmuje prawie całą Europę (ryc. 4), z wyjątkiem Skandynawii i rejonów północno-wschodnich, oraz zachodnią i południową Syberię, południowo-zachodnią Azję i północno-zachodnią Afrykę. W Polsce wierzba biała występuje na całym obszarze, w górach do około 800 m n.p.m., najczęściej w dolinach rzek, poza tym głównie nad strumieniami i jeziorami, ale poza miejscami zabagnionymi.



Ryc. 4. Zasięg geograficzny wierzby białej

Wierzba krucha (dawniej m.in. kruchowierzb, kruchodrzew) to także duże drzewo z szeroką, często kopulastą koroną i gałązkami skierowanymi ku górze. Pędy są grubsze i sztywniejsze niż u wierzby białej, żółtozielone do jasnobrązowych, nagie połyskujące, u nasady kruche (łatwo odłamujące się, zwłaszcza po silnych wiatrach). Pąki tego gatunku są duże, ciemnobrązowe lub prawie czarne, błyszczące i nagie. Liście mają kształt od lancetowatego do wąskojajowatego, długość 12–15 cm, są szersze niż u wierzby białej, na brzegach grubo, gruczołowato piłkowane; z wierzchu intensywnie zielone i nieco lśniące, pod spodem jaśniejsze, często sinawe i nagie (ryc. 5). U nasady ogonka

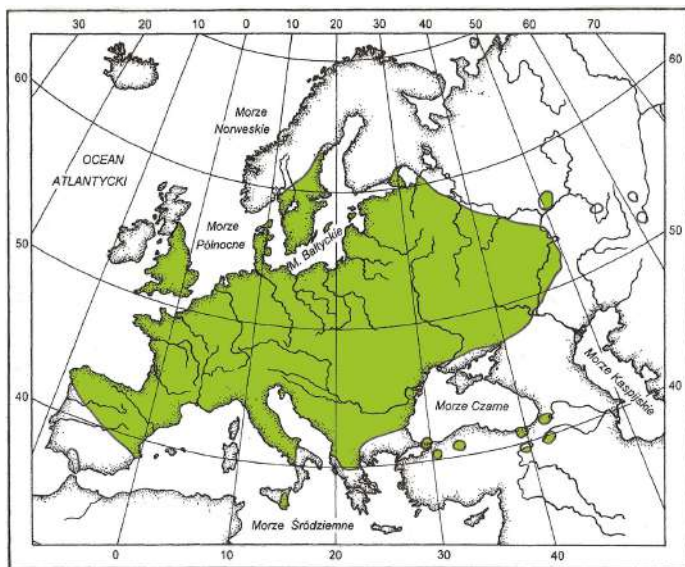


Ryc. 5. Liście wierzby kruchej
(fot. W. Danielewicz)

znajdują się dwie pary gruczołków. Kwitnie równocześnie z rozwojem liści w kwietniu i maju. Zwarty zasięg obejmuje środkową i południową Europę (ryc. 6). Stanowiska rozproszone znajdują się w południowo-zachodniej i środkowej Azji oraz w północno-zachodniej Afryce. W Polsce występuje na całym obszarze, w górach do 900 m n.p.m., rośnie w takich samych warunkach jak wierzba

biała. Według Pacyniaka (1992) pnie sędziwych wierzb osiągają u nas wiek około 160 lat.

Mieszzańce opisanych wierzb określane wspomnianą już nazwą naukową *Salix x fragilis* L., a po polsku wierzbą wyniosłą lub wierzbą czerwoną, to grupa roślin o niektórych cechach pośrednich, czasem o różnej kombinacji cech obu rodzicielskich gatunków. Korona jest w zarysie zaokrąglona lub jajowata, młode pędy wyprostowane, rzadziej lekko przewisające, czerwone lub żółte, początkowo skąpo owłosione,



Ryc. 6. Zasięg geograficzny wierzby kruchej

starsze nagie, boczne zwykle łatwo odłamują się u nasady, pąki zimą są podobnie zabarwione jak pędy, czasem z częściowo poczerniałymi zaschłymi łuskami, dojrzałe liście natomiast nagie lub ze skąpym owłosieniem, spodem sinawe. W praktyce te pospolite mieszańce często nie są odróżniane od gatunków macierzystych, dlatego istnieją wątpliwości, czy różnego rodzaju informacje na ich temat rzeczywiście dotyczą jednego z gatunków rodzicielskich czy wierzby wyniosłej.

W tzw. wolnej przyrodzie trzy wymienione taksony wierzb mają wiele wspólnych właściwości ekologicznych. Występują w różnych środowiskach, jednak nie we wszystkich osiągają tzw. optimum ekologiczne. Pojęcie to oznacza zakres warunków, w których określone gatunki roślin są najbardziej trwałymi elementami zbiorowisk, najsukcesyjniej opierającymi się konkurencji ze strony innych elementów, dzięki czemu, m.in. w przypadku drzew, mogą odgrywać decydującą rolę o strukturze i funkcjonowaniu układów ekologicznych. Wierzby – biała, krucha i wyniosła – znajdują takie optimum w dolinach średnich i dużych rzek nizinnych, na przybrzeżnych obszarach aluwialnych. Na przykład w dolinie Odry i Warty należą do najpospolitszych elementów dendroflory (Danielewicz 2008). Główną rolę odgrywają w składzie drzewostanów łęgu wierzbowego, w fitosocjologicznym ujęciu w zespole *Salicetum albo-fragilis* R.Tx. (1948) 1955.

W polskiej literaturze przedmiotu łęg wierzbowy był wielokrotnie opisywany (Borysiak 1990, Matuszkiewicz J. 2001, Matuszkiewicz W. 2001, Matuszkiewicz i in. 2012) jako zbiorowisko wykształcające się w strefie corocznych zalewów, głównie wiosennych, w pobliżu koryta rzecznego, gdzie na ogół stale odbywa się osadzanie najcięższych frakcji mineralnych (piasku i żwiru) niesionych przez wody płynące w czasie wezbrań (ryc. 7, 8). W tych warunkach głównym siedliskiem są gleby typu mad rzecznych wytworzonych z piaszczysto-żwirowych utworów aluwialnych. W tego typu układach ekologicznych procesy sukcesji pierwotnej i regeneracji są ciągle żywe, dzięki czemu pionierskie wierzby tak długo, jak działają zalewy, mogą zachowywać swą dominację w nadrzecznych zbiorowiskach łęgowych.

W fizjonomii łęgu wierzbowego uwagę zwraca nieduże zwarcie drzewostanu wierzbowego, w którym domieszkę tworzą topole – biała i czarna, a w podszycie udział wąskolistnych wierzb krzewiastych – wiciowej, purpurowej i trójpręcikowej. Runo jest zazwyczaj bardzo bujne i składa się przede wszystkim z roślin azotolubnych, albowiem w podłożu dochodzi do uwalniania się dużych ilości azotu z rozkładu materii organicznej naniesionej przez wody rzeczne. Częste są m.in.: pokrzywa zwyczajna, jeżyna popielica, rzepicha ziemnowodna, kielisznik



Ryc. 7. Łęg wierzbowy w dolinie środkowej Odry
koło Połębka (fot. W. Danielewicz)



Ryc. 8. Wielopniowa wierzba biała w łęgu wierzbowym w dolinie
Warty koło Poznania ukształtowana pod wpływem mechanicznego
oddziaływania (ścinania) kry lodowej (fot. W. Danielewicz)

zaroślowy, żywokost lekarski oraz oplatający drzewa i krzewy chmiel zwyczajny.

Warto zaznaczyć, że wierzbowe lasy nadrzeczne należą do najbardziej zagrożonych zbiorowisk roślinnych i środowisk w Europie. Ich fizyczne niszczenie powodowane było od odległych czasów pierwszego ludzkiego osadnictwa w dolinach rzek przez intensywne rolnictwo po rozbudowę infrastruktury urbanistycznej i komunikacyjnej. Poza tym ich specyfika jest zakłócana przez działania osłabiające lub eliminujące występowanie corocznych zalewów. Zaliczane są do siedlisk przyrodniczych 91E0 * Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe oraz olsy źródliskowe – w Polsce o statusie siedlisk narażonych, a w Europie do ekosystemów objętych ochroną priorytetową w ramach systemu Natura 2000 (Korzeniak i in. 2025).

Omawiane wierzby ciągle są dość pospolite nad rzekami, m.in. w Polsce, však jako gatunki pionierskie zasiedlają wolne przestrzenie po zniszczeniu roślinności naturalnej, ale w niewielu miejscach utrzymały się jako element dobrze zachowanych ekosystemów lasów łęgowych. Jednak nawet tam, gdzie na siedliskach przekształconych antropogenicznie, np. na żwirowiskach i usypiskach, spontanicznie utworzyły wtórne skupienia traktowane zwykle jako tzw. zapusty, powinny być traktowane jako wyraz tendencji dynamicznych zbiorowisk składających się na swoisty element lokalnego krajobrazu, zasługujący na ochronę.

Lasotwórcze znaczenie omawianych wierzb wiąże się z wieloma innymi aspektami ich roli w środowisku przyrodniczym. Wymienić trzeba przynajmniej relacje z niektórymi grupami zwierząt, albowiem trudno nawet oszacować, z iloma przedstawicielami fauny są związane wierzby, albo jako pokarm, albo jako osłona lub schronienie czy siedlisko. Od kilkudziesięciu lat niemal w całym kraju najbardziej rzucającym się w oczy efektem wpływu zwierząt na pnie i konary tych drzew są tzw. zgryzy bobrowe. Zarówno wierzby, jak i bobry są często mieszkańcami tych samych środowisk aluwialnych w dolinach rzecznych. Jest to przykład wyraźnej zbieżności preferencji życiowych roślin i zwierząt oraz zależności między nimi. Wierzby w tych warunkach są pospolite, a więc dostępne w dużych ilościach, mają miękką korę i drewno, ścinane nie giną, gdyż mają dużą zdolność do regeneracji pędów, a fragmenty gałązek przemieszczanych przez bobry dają im możliwość zakorzenienia się w nowych miejscach. Pozytywny wpływ bobrów na środowiska nadrzecznych łęgów wierzbowych jest powszechnie znany i nie wymaga komentarza.

Tkankami wierzb, oprócz bobrów, odżywia się wiele innych ssaków, wśród nich zwierzyna płowa (sarny, jelenie, łosie), oraz kilkaset gatunków owadów i pajęczaków. Niektóre z nich, z gospodarczego punktu widzenia, są nazywane szkodnikami (Szmidt 1990), choć w wolnej przyrodzie spełniają funkcje biocenotyczne, których nie można poddawać wartościowaniu.

Z rozległej gamy mikrosiedlisk, jakie powstają w pniach i koronach oraz na korze drzew wierzbowych (pęknięcia, załomy, rozpadliny, dziuple, zagęszczenia pędów odroślowych i tzw. próchnowiska), korzystają m.in. ptaki (ok. 100 gatunków) znajdujące w nich miejsca lęgowe i schronienie, takie jak mazurki, sikory, pliszki, kraski czy dudki, a także owady saproksyliczne (Gutowski i in. 2022). Na korze żyją dziesiątki gatunków glonów, porostów i mszaków. W wierzbowych pniach znajdują schronienie zające, jeże i liczne gryzonie, a w spróchniałym drewnie chętnie spędzają zimę padalce.

Ludzie i wierzby

Od zarania dziejów nawiązywały się rozmaite relacje ludzi ze środowiskiem przyrodniczym, m.in. z roślinami, które dostarczały przede wszystkim pożywienia, ciepła ze spalania, surowca konstrukcyjnego, leków i używek, a ponadto pełniły wiele innych funkcji użytkowych i kulturowych.

Można zakładać, że wierzby zyskiwały na znaczeniu w życiu społeczeństw w podobny sposób w różnych rejonach ich naturalnych zasięgów. Decydowały o tym przede wszystkim:

- powszechne występowanie, zwłaszcza na siedliskach wilgotnych, m.in. nad rzekami i jeziorami;
- szybki przyrost, wytwarzanie długich i elastycznych pędów;
- duża żywotność – zdolność do rozrostu wegetatywnego i regeneracji pędów oraz związana z tym wieloletnia trwałość użytkowania;
- duża odporność na wiele niekorzystnych czynników środowiskowych, m.in. na powodziowe zatapianie dzięki zdolności do tworzenia korzeni przybyszowych;
- łatwość uprawy poza naturalnymi siedliskami;
- miękkie drewno, łatwe do pozyskania i obróbki o szerokim zastosowaniu, zwłaszcza w wiejskim gospodarstwie domowym.

Wierzby, które nazywamy przydrożnymi, miały zawsze istotne znaczenie utylitarne dla społeczeństw zasiedlających obszary z du-

żym udziałem mokradeł, zwłaszcza tereny deltowe u ujścia rzek do mórz. Znamiennym przykładem zastosowania tych drzew w trudnych warunkach wynikających z nadmiaru wody w zagospodarowywanym środowisku jest Holandia. Dzięki wykształcaniu rozległego systemu korzeniowego oraz zdolności do wyparowywania dużych ilości wody, największej wśród europejskich drzew, przez wierzbę białą była ona na szeroką skalę wprowadzana do zadrzewień na osuszanych siedliskach bagnistych, a także wzdłuż dróg dla osłony holenderskich polderów od wiatrów i w celu ożywienia krajobrazu (Dolatowski 1990).

W Polsce do upowszechnienia uprawy wierzb przydrożnych przyczyniło się przybycie, reprezentujących wysoki poziom kultury rolnej i dobrze znających technikę uproduktywiania mokradeł, Olędrów, którzy w XVI–XVII w. zakładali osady wzdłuż Wisły i jej dopływów, na Kujawach, Mazowszu i w Wielkopolsce (Targowski 2016). Zaczęło się od Żuław Wiślanych, dokąd trafili pierwsi osadnicy. W Warszawie pojawili się w 1628 r. Według Paszkieta (2012):

Wierzba wyciąga korzeniami wodę, a korzenie wiążą grunt. Dlatego doskonale nadawała się do melioracji. Z tego powodu obsadzano wierzbami rowy melioracyjne, tworząc mazowiecki, a w istocie holenderski krajobraz – o czym nasi znajomi Holendrzy nieraz mówili, że na mazowieckiej wsi czują się jak u siebie. Co pięć lat każda wierzba była ogławiana: ścinano wszystkie gałęzie, które zużywano np. do budowy płotków. Wierzbie ogławianie służy, wzmacnia ją, a drzewo wytwarza charakterystyczne zgrubienie na szczycie pnia, z którego wyrastają gałęzie.

Jest bardzo prawdopodobne, że pomysły dotyczące wykorzystania wierzb powstawały od bardzo dawna w różnych regionach świata i niezależne od siebie. Można przypuszczać, że nawet w najbardziej odizolowanych skupiskach wiejskich, położonych blisko rzek, ludzie dostrzegali np. nadrzeczne gatunki wspomnianych wcześniej wierzb wąskolistnych (wiciowej, trójpręcikowej i purpurowej), których długie i dające się łatwo wyginać oraz bujnie odrastające po ścięciu pędy, będące przystosowaniem tych krzewów do zajmowania krawędzi koryt rzecznych silnie napieranych po ustąpieniu mrozów przez krę lodową, są dobrym materiałem do wyrobu codziennego użytku, takich jak różnego rodzaju kosze i koszyczki, maty, plecione osłony itp. Analogicznie – będące drzewami wierzby dawały regularne pożytki z gałęzi grubszych i bardziej sztywnych o wikliniarskim zastosowaniu, mogły być surowcem budulcowym i energetycznym (Brykczyński 1899). Nietrud-

no było też dostrzec, że pędy niektórych wierzb były chętnie zgryzane przez zwierzęta, co dało asumpt do zastosowania tego typu pożywienia w hodowli krów, owiec i koni.

Częstemu sadzeniu i użytkowaniu wierzb przy drogach, rzekach, rowach i kanałach oraz na granicach ziemskich własności sprzyjało istnienie przestrzeni, która albo nie była przypisana do konkretnych właścicieli, albo stanowiła strefy marginalne ich dóbr, niecieszące się zainteresowaniem władarzy lub przez nich zaniedbywane. Miało to szczególne znaczenie dla ubogich mieszkańców wsi, których nie było stać na bardziej energetyczne drewno opałowe czy kupno gotowych wyrobów z droższych i niedostępnych dla każdego surowców. Jeszcze kilkanaście lat temu autor tego opracowania spotykał ludzi, dla których drewno z przydrożnych wierzb stanowiło podstawowe źródło surowca opałowego. Co ciekawe, np. nad Wartą koło Skwierzyny, mieszkańcy jednej ze wsi tak zorganizowali system użytkowania drzew, by wszyscy mogli korzystać z wierzb w sposób zapewniający wieloletnią trwałość pozyskiwania surowca.

Najczęstsze aspekty praktycznego znaczenia omawianych gatunków wierzb hasłowo można ująć jako:

- pasza dla zwierząt gospodarskich;
- materiał na opał;
- surowiec budulcowy;
- elementy ogrodzeń (ryc. 9, 10);
- źródło substancji leczniczych w medycynie ludowej i oficjalnej fitoterapii;
- znacznik służący do wyznaczania i utrwalania stref i linii granicznych w terenie (ryc. 11);
- tworzywo do wyrobu faszyny i innych komponentów konstrukcji ziemnych i ziemnowodnych służących zapobieganiu erozji;
- podstawowy surowiec w wikliniarstwie i do wyrobu przedmiotów galanterii drzewnej;
- elementy półnaturalnych i sztucznych zadrzewień, m.in. przydrożnych (ryc. 12);
- drzewa o dużym znaczeniu ochronnym, w regulacji stosunków wodnych, łagodzące negatywne skutki powodzi, wiatrów i degradacji gleb oraz zanieczyszczenia wód;
- rośliny pomocne w umacnianiu niestabilnych gruntów na terenach narażonych na erozję;
- estetyczny komponent tradycyjnego pejzażu (ryc. 13);
- przedmiot prac selekcyjnych w hodowli roślin;



Ryc. 9. Ogródzenie zbudowane z wykorzystaniem długich pędów odroślowych uzyskanych z główionych wierzb, Wielkopolski Park Etnograficzny (fot. W. Danielewicz)



Ryc. 10. Żywokoły wierzbowe jako elementy ogrodzenia, Wielkopolski Park Etnograficzny (fot. W. Danielewicz)



Ryc. 11. Wierzby na granicy pola i łąki, okolice
Pobiedzisk (fot. W. Danielewicz)



Ryc. 12. Ogławiane wierzby przy śródpolnej drodze
gruntowej, okolica Kiszkowa (fot. W. Danielewicz)



Ryc. 13. Nadwarciańskie wierzby we mgle (fot. W. Danielewicz)

- źródło pozyskiwania próchna z murszejących pni do tzw. podkurzaczy pszczoł.

Zadrzewienia z udziałem różnych gatunków drzew i krzewów, w tym przydrożnych wierzb, spełniają wiele funkcji środowiskowych i społecznych, opisywanych szczegółowo w licznych publikacjach, będących plonem wieloletnich badań naukowych prowadzonych m.in. w Instytucie Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN w Poznaniu (Karg, Bałazy 2011 i cytowana tam literatura).

Wierzby głowiaste

Ogławianie drzew (ang. *pollarding trees*) jest praktykowane prawdopodobnie od neolitu, kiedy człowiek zauważył, że silne cięcia pni niektórych gatunków, na niedużej, bez większego trudu osiągananej przez ludzi wysokości, przynosi sporo korzyści. W ten sposób można było regularnie, corocznie lub co kilka lat, uzyskiwać surowce roślinne o szerokim zastosowaniu, głównie w żywieniu zwierząt gospodarskich i zaopatrzeniu domostw w opał. W zachodnich i środkowych częściach Eu-

ropy taki proceder ma dziś w większości krajów charakter historyczny, np. rozwinięty w Anglii w XVII w. został zarzucony w połowie XX w. pod wpływem licznych głosów krytykujących tę drastyczną metodę użytkowania drzew (Petit, Watkins 2003). Do dziś utrzymuje się m.in. w krajach śródziemnomorskich i w niektórych regionach Skandynawii. Wszędzie do ogławiania nadawały się gatunki o dużej żywotności i zdolności do wielokrotnego tworzenia bujnych pędów odroślowych. Oprócz ogławianych wierzb można jeszcze u nas spotkać inne tradycyjnie głowione gatunki, takiej jak np. grab zwyczajny.

Głównym motywem współczesnego ogławiania przydrożnych wierzb jest ochrona historycznego krajobrazu. Zdaniem Dolatowskiego (2000):

Ogławianie to jeden z bardzo nielicznych sposobów uprawy roślin drzewiastych. W otwartym krajobrazie wiejskim ogławianie wierzb jest z pewnością jedynym powszechnie spotykanym przejawem wykorzystania drzew, znacznie rzadziej spotykamy odroślowe gospodarzenie drzewami olsz lub podkrzesywanie niektórych drzew, np. jesionów, olsz, mieszańców topól. Zanika lub zanikło sadzenie drzew na rozstajach dróg, drzew przydrożnych, które dawały cień zwierzętom pociągowym i wędrowcom, sadzenie w obejściach drzew piorunochronów itp.

Obecnie ogławianie będące często zabiegiem kształtowania sylwetki drzew ze względu na niepożądany, nadmierny rozwój koron, niekiedy także z powodu mniej lub bardziej uzasadnionej troski o bezpieczeństwo ludzi lub obiektów, jest nierzadko praktyką wzbudzającą kontrowersje wśród niektórych przyrodników i dendrologów. Znany specjalista dendrolog, założyciel i wieloletni prezes Polskiego Towarzystwa Chirurgów Drzew, Zbigniew Chachulski, w książce „Pielęgnowanie i leczenie drzew starszych” (Chachulski 2019) pisał:

Cięcie ogławiające to zmora polskiego krajobrazu. Szczególnie jest to widoczne poza miastem, na terenach wiejskich, gdzie z nastaniem wiosny masowo pozbawia się wierzb całkowicie koron. Na szczęście gatunek ten stosunkowo szybko odbudowuje utraconą masę wegetacyjną, ale dzieje się to kosztem energii, którą drzewo normalnie spożytkowałoby na walkę z infekcją. W efekcie, wcześniej czy później, kończy się to śmiercią lub wyłamaniami takiego drzewa.



Ryc. 14. Letni wygląd ogławianej wiosną wierzby (fot. W. Danielewicz)

W podobnym duchu wypowiadali się inni autorzy na ten temat, np. Drabińska (2020), a w szerszym ujęciu Kosmala (2006), który zwraca uwagę na fakt, że „jeśli przyjrzymy się ogławianym wierzbom z bliska, to zauważymy, że ich pnie są często wypróchniałe, pokrzywione i porośnięte hubami”, a więc świadczące o znaczącym osłabieniu kondycji życiowej drzew (ryc. 14, 15).

Jako interesujące w tym kontekście mogą być traktowane wyniki, raczej nie bardzo odkrywczych, badań zreferowane w pracy Sebeka i in. (2013), w której wyka-



Ryc. 15. Rozpadlina w starej wierzbie z ukorzenionym pędem, świadectwem żywotności drzewa (fot. W. Danielewicz)

zono, że ogławiane wierzby gwarantują znacznie więcej siedlisk dla organizmów saproksylicznych niż nieogławiane w tym samym wieku, na co mogą się powoływać zwolennicy ogławiania. To przykład częstego w dyskusjach przyrodniczych dylematu aksjologicznego: co ważniejsze, a co mniej ważne, co chronić kosztem czego.

Zwyczaj kulturowego ogławiania wierzb jest dziś przypominany nie tylko w skansenach (ryc. 16), lecz także w otwartym krajobrazie polno-łąkowym. Polskie Towarzystwo Przyrodnicze „Bocian”, które akcję ogławiania wierzb zorganizowało po raz pierwszy w 2007 r., po przyłączeniu się innych, zaprzyjaźnionych organizacji, ustanowiło Dni Wierzby Głowiastej, które odbywają się od stycznia do marca zarówno na Mazowszu, jak i w innych regionach Polski. Hasłem przewodnim jest: „Wierzba głowiasta tętni życiem! Podtrzymaj tę tradycję – sadź i ogławiaj wierzby” (<https://www.bocian.org.pl/o-nas>).



Ryc. 16. Pielęgnowane wierzby przydrożne w Wielkopolskim Parku Etnograficznym (fot. W. Danielewicz)

Kultywowanie głowienia wierzb ma też szerszy kontekst, wiąże się bowiem z popularyzacją wiedzy o wierzeniach i obyczajach ludowych naszych przodków. Wierzba uchodziła za drzewo płodności i wiosen-

nego odrodzenia, a także symbol żałoby, smutku oraz miejsce przebywania duchów, jednak w większości naszych podań i legend, odzwierciedlających zabobonne wierzenia, występuje jako mieszkanie czarta:

W starych dudławych, czyli dziuplastych wierzbach stojących na rozstaju dróg lubił siedzieć czart, Napaśnik albo Przechera, Frant, diabły nocne. Każdy z nich krzywił dyszle, by wozy zjeżdżały na manowce, usypiał utrudzonych woźniców lub rzucał na nich niepamięt, żeby zapominali dokąd jadą.

Tego rodzaju oraz inne ciekawe informacje o wierzbach, m.in. w symbolice i mitologiach Słowian oraz zastosowaniu w medycynie ludowej, znajdują się m.in. w artykule Dobrowolskiego (2011) i w książce Ziółkowskiej (2024).

Kojarzone z sielskim krajobrazem terenów wiejskich rzędy głowiąstych wierzb przydrożnych, śródpolnych i przydomowych były atrakcyjnym motywem w twórczości artystycznej, zwłaszcza w malarstwie (Lacina 2016), fotografice (np. Hartwig 1989, Pocgaj, Rut 2003) i literaturze (np. Rot-Buga 2013, Rusek 2025).

Zakończenie

Wierzby przydrożne znikają z naszych krajobrazów bezpowrotnie. Dotyczy to nie tylko otoczenia najbardziej ruchliwych i najważniejszych dróg krajowych, wojewódzkich i powiatowych, ale także tych najbardziej lokalnych, które są modernizowane według współczesnych standardów technicznych, a te nie uwzględniają zakładania czy pielęgnacji zadrzewień wierzbowych. Jest to zrozumiałe, bowiem przydrożne drzewa nie mogą stwarzać zagrożeń dla ludzi i pojazdów, w związku z czym nie przewiduje się już wprowadzania gatunków, jeszcze nie tak dawno powszechnie uprawianych, jak szybko rosnące topole kanadyjskie czy robinia akacjowa. Można przypuszczać, że wierzby przydrożne ostaną się w krajobrazie rolniczym, z dala od zgiełku komunikacyjnego, tam, gdzie tradycje ich uprawy są jeszcze utrzymywane przez starsze pokolenia lub są odnawiane przez ludzi młodych.

Literatura

- Belayeva I. 2009. Nomenclature of *Salix fragilis* L. and a new species, *S. euxina* (Salicaceae). *Taxon*, 58: 1344–1348. <https://doi.org/10.1002/tax.584021>
- Borysiak J. 1990. Zespół łągu wierzbowo-topolowego *Salici-Populetum* R.Tx. 1931 Meijer Dress 1936 p.p. w dolinach rzek niżowych Polski. [W:] S. Białobok (red.), *Wierzby Salix alba* L., *Salix fragilis* L. Nasze Drzewa Leśne, Monografie Popularnonaukowe, t. 13. PWN, Warszawa-Poznań: 139–160.
- Brykczyński J. 1899. O lesie i drzewach przypolnych. Macierz Polska, Lwów.
- Chachulski Z. 2019. Pielęgnowanie i leczenie drzew starszych. Libra-Print, Łomża.
- Cremier K.W. 2003. Introduced willows can become invasive pests in Australia. *Biodiversity*, 4, 4: 17–37.
- Danielewicz W. 2008. Ekologiczne uwarunkowania zasięgów drzew i krzewów na aluwialnych obszarach doliny Odry. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego, Poznań.
- Dobrowolski J. 2011. Symbolika wierzby jako drzewa życia i śmierci w Polsce w kontekście kultur Europy, Azji i Śródziemnomorza. Cz. II. Wierzba w Polsce. Konteksty: Polska Sztuka Ludowa, 65, 2/3: 259–274.
- Dolatowski J. 1990. Wierzby w zadrzewieniach. [W:] S. Białobok (red.), *Wierzby Salix alba* L., *Salix fragilis* L. Nasze Drzewa Leśne, Monografie Popularnonaukowe, t. 13. PWN, Warszawa-Poznań: 239–260.
- Dolatowski J. 2000. Ogławiane wierzby. *Rocznik Dendrologiczny*, 48: 191–195.
- Drabińska U. 2020. Ogławianie wierzb – tradycja czy... przeżytek? (<https://siedem-wierzb.pl>; dostęp: 7.04.2026).
- Faliński J.B. 1990. Zarys ekologii. [W:] S. Białobok (red.), *Wierzby Salix alba* L., *Salix fragilis* L. Nasze Drzewa Leśne, Monografie Popularnonaukowe, t. 13. PWN, Warszawa-Poznań: 71–138.
- Gutowski J.M., Bobiec A., Ciach M., Kujawa A., Zub K., Pawlaczyk P. 2022. *Drugie życie drzewa*. Wyd. II. Fundacja WWF Polska, Warszawa.
- Hartwig E. 1989. *Wierzby*. Wydawnictwo Sport i Turystyka, Warszawa.
- Karg J., Bałazy S. 2011. *Zadrzewienia śródpolne*. [W:] M.E. Drozdek (red.), *Rośliny do zadań specjalnych*. Oficyna Wydawnicza Państwowej Wyższej Szkoły Zawodowej w Sulechowie, Sulechów-Kalsk: 399–422.
- Korzeniak J., Perzanowska J., Cieśla A., Gawryś R., Kolada A. (red.) 2025. *Czerwona lista siedlisk przyrodniczych Polski*. GIOŚ, IOP PAN, Kraków-Sękocin Stary-Warszawa.
- Kosmala M. 2006. Prawdy i mity o ogławianiu drzew. *Zieleń Miejska*, 11, 3: 10–11.
- Lacina J. 2016. Coppice Woods and Pollard Trees in the Visual Arts. *Journal of Landscape Ecology*, 9, 2: 97–108.
- Matuszkiewicz J.M. 2001. *Zespoły leśne Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Matuszkiewicz W. 2001. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

- Matuszkiewicz W., Sikorski P., Szwed W., Danielewicz W., Kiciński P., Wierzba M. 2012. Przegląd zespołów leśnych występujących w Polsce. [W:] W. Matuszkiewicz, P. Sikorski, W. Szwed, M. Wierzba (red.), Zbiorowiska roślinne Polski. Lasy i zarośla. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 136–497.
- Pacyniak C. 1992. Najstarsze drzewa w Polsce. Przewodnik. Wydawnictwo PTTK Kraj, Warszawa.
- Paszkiet S. 2012. Co w Warszawie zostało po Olendrach: Gouda, wierzby, Kępa. [W:] Wywiad G. Lisickiego. Gazeta Wyborcza. 22.04. (<https://warszawa.wyborcza.pl/warszawa/7,54420,11575145,co-warszawie-zostalo-po-olendrach-gouda-wierzby-kepa.html>; dostęp: 7.04.2026).
- Petit S., Watkins Ch. 2003. Pollarding Trees: Changing Attitudes to a Traditional Land Management Practice in Britain 1600–1900. *Rural History*, 4, 2: 157–176.
- Pocgaj M.M., Rut A. 2003. Wierzby wielkopolskie. Foto Express Fuji Fotoplastykon Antoni Rut, Poznań.
- Rejewski M. 1996. Pochodzenie łacińskich nazw roślin polskich. Przewodnik botaniczny. Książka i Wiedza, Warszawa.
- Rot-Buga E. 2013. „Niechaj was moje dary nie giną do szczęta” – motyw metamorfozy w „Wierzbach” Szymona Szymonowica. *Prace Filologiczne. Literaturoznawstwo*, 3, 6, 2: 177–190.
- Rusek I.E. 2025. Topole, wierzby i wiśnie, czyli o symbolice drzew w „Chłopach” Władysława Stanisława Reymonta. *Zarys problemu. Czytanie literatury. Łódzkie Studia Literaturoznawcze*, 14: 143–161.
- Sebek P., Altman J., Platek M., Cizek L. 2013. Is Active Management the Key to the Conservation of Saproxylic Biodiversity? Pollarding Promotes the Formation of Tree Hollows. *PLoS ONE*, 8 (3): e60456. <https://doi.org/10.1371>
- Seneta W., Dolatowski J., Zieliński J. 2021. Dendrologia. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Szmidt A. 1990. Ważniejsze szkodniki. [W:] S. Białobok (red.), Wierzby *Salix alba* L., *Salix fragilis* L. Nasze Drzewa Leśne, Monografie Popularnonaukowe, t. 13. PWN, Warszawa-Poznań: 287–315.
- Targowski M. 2016. Osadnictwo olęderskie w Polsce – jego rozwój i specyfika. [W:] A. Pabian, M. Targowski (red.), Olędrzy – osadnicy znad Wisły. Sąsiedzi bliscy i obcy. Fundacja Ośrodek Inicjatyw Społecznych ANRO, Toruń: 11–26.
- Ziółkowska M. 2024. Gawędy o drzewach. Triglav, Szczecin.

Jacek Zajączkowski, Michał Orzechowski

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

jacek_zajaczkowski@sggw.edu.pl; michal_orzechowski@sggw.edu.pl

Zadrzewienia śródpolne

Wstęp – pojęcie zadrzewień

Słowo „zadrzewienia” wywodzi się ze staropolskiego „zadrewniać”, oznaczającego spontaniczne wkraczanie lub celowe wprowadzanie (np. przy drogach albo jako remizy łowieckie) roślin drzewiastych do krajobrazów rolniczych. Teoretyczne podstawy działań gospodarczych odnoszących się do zadrzewień analizowano od lat 70. ubiegłego wieku w Instytucie Badawczym Leśnictwa. Według opracowanej tam definicji zadrzewienia to pojedyncze drzewa i krzewy lub ich skupiska, niestanowiące zbiorowisk leśnych, wraz z zajmowanym przez nie terenem i pozostałymi składnikami jego szaty roślinnej (Zajączkowski K. 1982). Istnieje bardzo szerokie spektrum możliwych form przestrzennych i lokalizacji zadrzewień względem elementów krajobrazu. Dlatego podana wyżej definicja „ekologiczna” wskazuje jedynie ogólnie na korzystne oddziaływanie środowiskowe zadrzewień oraz konieczność łącznego traktowania roślin drzewiastych, pozostałej szaty roślinnej i ekotopu zajmowanych gruntów. Bardziej szczegółowe próby wyliczeń kategorii zadrzewień w aktach prawnych są trudne i zostawiają wiele niejasności, co widać np. w dawnych i obecnych definicjach gruntów Lz i Lzr (zadrzewionych i zakrzewionych na użytkach rolnych; zob. Ewidencja gruntów 2021). Definicja IBL dotyczy w zasadzie tylko zieleni

na obszarach wiejskich, o dominującym użytkowaniu rolniczym, natomiast pomija tereny typowo leśne, miejskie, przemysłowe i rozległe mokradła.

Zadrzewienia obejmują swoim zakresem znaczeniowym także niektóre śródpolne tereny pokryte roślinnością leśną, na których z racji względnie niewielkiej powierzchni płatu (do 1–2 ha) lub kształtu wąskich pasów nie może wykształcić się niezależny od otoczenia ekosystem wnętrza lasu (Trojan 1975, Zajączkowski J. i K. 2015, Fähring 2020). Do zadrzewień można zaliczyć wyróżnione w nomenklaturze FAO kategorie *trees outside forest* oraz *other wooded areas* (DeForesta i in. 2013) oraz kategorie kartograficzne *small woody features* i *additional woody features* (np. Copernicus 2019). Szerokie pojęcie zadrzewień obejmuje też inne określenia stosowane w literaturze i praktyce angielskojęzycznej, wynikające z historycznych form występowania drzew i krzewów w krajobrazie pól i pastwisk, np. *shelterbelts*, *windbreaks*, *woodlots*, *landscape trees*, *buffer zones*, *green infrastructure*, *greenways*, *forest islands*, *farmland afforestations*, *hedges*, *agroforestry* and *silvopastoral systems*.

Zadrzewienia są uznawane za funkcjonalny substytut lasu na terenach o nieleśnym przeznaczeniu gospodarczym. Z tego powodu wdrażane na świecie systemy identyfikacji i klasyfikacji zadrzewień stosują rozwiązania analogiczne do tych funkcjonujących w ocenie zasobów leśnych. Pod względem kształtu wyróżnia się kategorię zadrzewień liniowych (mocno wydłużonych), z maksymalną szerokością nie większą niż 20 lub 30 m oraz długością co najmniej 5 razy większą od szerokości lub wynoszącą co najmniej 50 m (Zajączkowski 2005, Golicz i in. 2021). Formy płatów niewykazujące charakteru liniowego dzielą się na pojedyncze, grupowe (do 2 arów), kępowe (do 10 arów) i powierzchniowe (ponad 10 arów; Zajączkowski 2005). Większe powierzchnie zadrzewień można odróżniać od lasów na podstawie szacunków niższego zwarcia (poniżej 0,3–0,5) lub mniejszej wysokości docelowej (poniżej 2–4 m) (DeForesta i in. 2013, Lawson, Borek 2022).

Specyficzną formą obecności zadrzewień w przestrzeni rolniczej są tzw. systemy rolno-leśne. Jest to zbiorcza nazwa różnych systemów i praktyk użytkowania gruntów, w których rośliny drzewiaste (w ilości do 100 drzew na hektarze) są celowo zintegrowane z uprawą roślin lub hodowlą zwierząt na tym samym obszarze. Wiele z tych systemów wywodzi się z tradycyjnych form użytkowania, takich jak np. wypas zwierząt w sadach i zagajnikach, uprawa dębu korkowego, ogrody leśne, utrzymywanie żywopłotów (np. francuskich systemów *bocages*), współrzędowa uprawa zbóż oraz drzew i/lub krzewów na drewno, owoce lub surowce zielarskie i farmaceutyczne itp. W przypadku od-

powiedniego do warunków siedliskowych i klimatycznych doboru gatunków lub odmian w obydwu typach użytkowania tego samego terenu uzyskuje się przeciętne efekty produkcyjne o 20–40% większe, niż gdyby obydwa typy rozdzielić w przestrzeni na takiej samej wielkości powierzchni. Uzyskiwany efekt synergii wynika m.in. z sezonowego przesunięcia okresów maksymalnego korzystania z zasobów gleby, ochrony przed nadmierną insolacją, korzystnego wpływu drzew na stosunki wodne i naturalny opór biologiczny biocenozy, dodatkowego nawożenia organicznego czy mało konfliktowego wykorzystania różnych poziomów i zasobów glebowych (np. Tsonkova i in. 2012, Lojka 2014, Borek 2015, Houska 2022). Na poziomie europejskim pojęcie „agro-leśnictwo” (ang. *agroforestry*) obejmuje obecnie zakresem znaczeniowym wszystkie formy i cele występowania zadrzewień.

Główne funkcje zadrzewień

Duże znaczenie zadrzewień na terenach rolniczych wynika z ich wielostronnych, w większości pozytywnych oddziaływań na środowisko przyrodnicze oraz warunki funkcjonowania społeczności wiejskich. Potwierdzają to liczne badania naukowe, poczynając od podjętych ponad 60 lat temu prac krajowych ośrodków – Zakładu Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego Polskiej Akademii Nauk w Poznaniu i ówczesnego Zakładu Plantacji i Zadrzewień oraz Pracowni Badań nad Zadrzewieniami IBL w Sękocinie, a także Instytutu Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach, Akademii Rolniczej w Lublinie i innych instytucji, których wyniki cytują różne podręczniki i poradniki (np. Zajączkowski J. 1998, Zajączkowski K. i in. 2001, Zajączkowski J. i K. 2013, Kujawa i in. 2019, Borek i in. 2021).

Systemy zadrzewień rzędowych i pasowych o odpowiedniej strukturze i rozmieszczeniu w terenie mogą zwiększyć retencję wody w glebie pola uprawnego o co najmniej 40 mm rocznie (ponad 200 mm w uprawach nawadnianych), pomimo silniejszej transpiracji samych drzew (Kędziora 2010, 2015). Najnowsze badania wskazują, że w ocieplającym się klimacie największą retencję glebową uzyskuje się przy luźnej (parkowej) pokrywie drzewiastej, co oznacza, że niektóre zadrzewienia mogą realizować funkcje retencyjne nawet skuteczniej od obecnych zwartych lasów (Ellison i in. 2017). Ewapotranspiracja jest wzmacniana przez wiatr, a jego hamowanie przez zadrzewienia jest optymalne (wyrównane na dużych obszarach), gdy pasy drzew układają się

w system barier prostopadłych do dominującego kierunku wiatru, są oddalone od siebie o 250–400 m, mają jak największą wysokość (od której zależy zasięg działania) i zachowują względnie ażurową koronę (o zwarcu do ok. 70%, aby strugi powietrza mogły wnikać do jej wnętrza i ulegać turbulencjom; Borek i in. 2021, Borek 2023). Ograniczenie prędkości wiatru wskazane jest również zimą, ponieważ zmniejsza wywiewanie śniegu poza obręb pól, chroni oziminy i ogranicza wietrzną erozję przemrożonych gleb (Górka 1988). Ponieważ w stanie bezlistnym efekt wiatrochronny drzew słabnie około dwukrotnie, zaleca się w koniecznych przypadkach zakładanie szerszych pasów lub stosowanie domieszek gatunków zimozielonych, zwykle jednak źle tolerujących środowisko gleb rolniczych (Bałazy i in. 1998).

Zadrzewienia tworzące strefy buforowe przy nieobwałowanych ciekach i zbiornikach wodnych mogą skutecznie ograniczać przesiąkanie roztworów nawozów i pestycydów stosowanych na przyległych polach (Szajdak, Życzyńska-Bałoniak 2007, Jaskulska R. i J. 2017). Wydajność przechwytywania większości związków chemicznych zwykle przekracza 60%, a w przypadku azotanów – nawet 96% (co może lokalnie prawie zupełnie wyeliminować eutrofizację wód). Ocienione przez zadrzewienia przywodne cieki są chłodniejsze, co także poprawia jakość wód, zmniejsza eutrofizację i parowanie.

Pasy luźno zwartych zadrzewień z dobrze rozwiniętą pokrywą darniową są skuteczne w hamowaniu wodnej erozji gleb na terenach urzeźbionych. Powinny być zakładane równoległe do warstwic, przede wszystkim w górnej części stoku. Grunty poddane długotrwałym procesom erozyjnym, zwykle klasyfikowane jako nieużytki (jary, wąwozy, debrza, wądoły itp.), powinny być w całości pokryte przeciwerozyjną pokrywą roślin drzewiastych, wraz z szerokimi opaskami darni na skraju przyległych pól (Tałałaj, Węgorek 1995).

Zywopłoty ciągnące się przy niektórych rowach melioracyjnych stanowią jedne z najbogatszych ostoj wielu grup gatunków dzikich zwierząt i roślin. Zapewnienie odpowiednich miejsc gniazdowania i żerowania drobnym drapieżnikom i pasożytom może ograniczyć masowe pojawy szkodników roślin uprawnych i związane z tym straty w uprawach, co pozwala na obniżenie dawek niezbędnych pestycydów. Dobrze nadają się do tego celu różne formy zadrzewień, a także śródpolne zagajniki, zaniedbane parki podworskie i inne aktywne biologicznie fragmenty terenu (rowy, miedze, strumienie, oczka wodne, przydroża, kamionki, porzucone wyrobiska itp.), o ile tworzą spójną sieć zbudowaną z korytarzy i węzłów, z oczkami o średnicy nieprzekraczającej 600 m, z dużym udziałem gatunków owocodajnych i ciernistych. Wy-

stępowanie różnych form zadrzewień rozproszonych w krajobrazie rolniczym sprzyja rozwojowi populacji wielu grup zwierząt, w tym ptaków, ssaków i owadów (Kujawa, Tryjanowski 2000, Kujawa 2009). Do zwierząt łownych szczególnie korzystających na obecności zadrzewień należy sarna, a sezonowo także i zając (Pielowski 1979, 1984).

Wyłączone z uprawy, odsłonięte i wystawione na południe (ciepłe) fragmenty gruntów zadrzewionych to optymalne miejsca gniazdowania dzikich gatunków owadów pszczołowych, warunkujących zapylenie i obrządzanie około 60 gatunków roślin użytkowych, uprawianych na około 20% ogólnej powierzchni gruntów ornych. W wielogatunkowych zadrzewieniach o naturalnym pochodzeniu owady te osiągają wyższe zagęszczenia i zróżnicowanie gatunkowe niż w innych fragmentach ekosystemów otwartych (Mallinger i in. 2016, Fähring 2020). Sąsiadujące z uprawami zadrzewienia zapewniają ponadto pszczołom osłonę przed wiatrem, podnosząc skuteczność zapylenia upraw.

Tylko w niewielkim stopniu jest obecnie wykorzystany potencjał zadrzewień do szybkiej produkcji drewna, a więc jednocześnie – do okresowego wiązania dwutlenku węgla z atmosfery. Drzewa na polach korzystają z pełnego dostępu do światła, lepszych warunków glebowych i wodnych oraz dodatkowego nawożenia z pól. Roczne przyrosty najszybciej przyrastających odmian uprawnych drzew mogą sięgać 3 cm grubości i 1,5 m wysokości, przy miąższości pojedynczego drzewa przekraczającej 6 m³ w wieku 30 lat. Według ocen IBL sprzed ponad 30 lat, prawdopodobnie jednak porównywalnych ze stanem obecnym, zapas drewna w zadrzewieniach wynosił 4% zapasu w Lasach Państwowych, natomiast roczny przyrost – około 7% LP (Górka i in. 1991).

Ze względu na dobre warunki świetlne i glebowe, zadrzewienia stwarzają znacznie korzystniejsze od lasów warunki dla pozyskiwania produktów nieдрzewnych: owoców, kwiatów i innych części roślin, z przeznaczeniem na prozdrowotne produkty żywnościowe, surowce farmaceutyczne i chemiczne. Nie są ograniczane w doborze gatunków drzew i krzewów tak silnie jak lasy. Wyłączwszy gatunki inwazyjne, można tu stosować gatunki odporne na zmiany klimatyczne, zadomowione w Polsce, lecz wciąż traktowane jako obce florze krajowej (np. kasztanowiec, dereń jadalny, daglezwia) lub obce regionalnie (buk, modrzew i in.).

Lokalnie bardzo istotny może być wpływ zadrzewień na ograniczenie innych niekorzystnych zjawisk w otoczeniu człowieka: wyzębienia gospodarstw, powstawania zasp na drogach, ochrony upraw ogrodniczych przed przymrozkami, wyzębienia lub przegrzewania się zwierząt na pastwiskach, rozprzestrzeniania się uciążliwego hałasu i odoru,

zanieczyszczenia przydrożnych upraw i pastwisk, rekultywacji lokalnych wyrobisk i zwałowisk, niedostatków estetyki i innych walorów rekreacyjnych całych krajobrazów lub wybranych miejsc w przestrzeni publicznej wsi czy wizualnego upamiętnienia zdarzeń historycznych.

Ewolucja roli zadrzewień w polityce Unii Europejskiej

Wspólna polityka rolna w Europejskiej Wspólnocie Gospodarczej (EWG) pojawiła się w latach 60. ubiegłego wieku i początkowo była pozbawiona istotnych odniesień do zadrzewień. Dopiero zapoczątkowana w roku 2003 tzw. reforma Fishlera równorzędnym celem tej polityki uczyniła ochronę przyrody i krajobrazów na obszarach wiejskich oraz wsparcie dla zachowania tradycyjnych sposobów gospodarowania w ramach programów rolno-środowiskowych. Po wejściu Polski do Unii Europejskiej w 2004 r. właśnie w ramach tych programów wprowadzono dopłaty dla rolników na zakładanie i utrzymywanie buforowych zadrzewień przywodnych oraz ekstensywnych sadów tradycyjnych. Zbliżoną do zadrzewień rolę w krajobrazie miały też finansowane z tego samego źródła zalesienia niewielkich, prywatnych działek rolnych.

Kolejne unijne rozwiązania prawne w dziedzinie Wspólnej Polityki Rolnej przewidywały (bezpośrednio lub pośrednio) zwiększanie znaczenia i areалу zadrzewień. Europejski Zielony Ład wskazał na potrzebę pilnego zrównoważenia bilansu emisji w sektorze rolno-leśnym (tzw. AFOLU), co w praktyce wymaga znacznego zwiększenia tempa wiązania węgla w drewnie zadrzewień. W warunkach rolnictwa RFN, dość zbliżonych do naszych, potencjał wycofywania węgla przy zwiększeniu o każdy 1% udziału zadrzewień w krajobrazach rolniczych ocenia się na około 2 megatony w ciągu 20–30 lat (Golicz i in. 2021). Jest to ponad połowa postawionego przed Polską sektorowego celu redukcji emisji CO₂ do roku 2030, wynoszącego ogółem 3,3 Mt, a przy tym bardzo znacząca wielkość w perspektywie osiągnięcia zerowej emisji netto z kategorii AFOLU, wyznaczonej przez Unię Europejską na rok 2035 (Lawson, Borek 2022). Inne badania z terenu Niemiec wskazują, że szeroko rozumiane zadrzewienia odpowiadają za 90% potencjału zwiększania wiązania CO₂ w rolnictwie, który z kolei stanowi około 37% analogicznego potencjału całej gospodarki (Aertsens 2013). Zadrzewienia sprzyjają też realizacji innych celów Zielonego Ładu, takich

jak: ochrona różnorodności biologicznej, zmniejszenie strat składników odżywczych czy zwiększenie udziału powierzchni objętej rolnictwem ekologicznym. Unijna Strategia na rzecz Bioróżnorodności 2030 (Strategia... 2020) wskazuje na potrzebę działań państw członkowskich w wielu kierunkach, które można ściśle powiązać z zadrzewieniami. Do takich działań należy m.in.: zakładanie nowych korytarzy ekologicznych ułatwiających długodystansową migrację zwierząt (zwłaszcza na obszarach Natura 2000), poprawa warunków bytowania owadów zapylających, promowanie rolnictwa ekologicznego, zwiększenie „zazielnienia” otoczenia człowieka czy efektywne liczbowo plany nowych nasadzeń drzew. Przykładem krajowego rozwiązania badawczo-informatycznego, które mogłoby ułatwić projektowanie nowych zadrzewień, dotyczącego roli korytarzy migracyjnych jest serwis korytarze.pl (Jędrzejewski i in. 2011). Ochrona bioróżnorodności i zwiększenie odporności ekosystemów na zmiany środowiska są też celami przyjętego w 2025 r. rozporządzenia o odbudowie zasobów przyrodniczych Unii Europejskiej. Osiągnięcie zawartych tam obowiązkowych kryteriów oceny jest w wielu przypadkach powiązane ze wzrostem występowania zadrzewień – np. wzrost odsetka gruntów o wysokiej wartości biologicznej (w tym z systemami rolno-leśnymi), zwiększenie liczebności motyli czy pospolitych ptaków krajobrazu rolniczego.

Jednym ze skutków zmian klimatycznych w rolnictwie jest konieczność skuteczniejszego zatrzymywania wody w zlewniach. Służą temu zmiany metod zagospodarowania gruntów rolnych (np. zachowanie mokradeł, ograniczenie orki, wapnowanie, szersze stosowanie międzyplonów czy materiałów okrywowych), a także promocja różnych form zadrzewień, wokół których retencja wód opadowych jest dużo skuteczniejsza niż na otwartych gruntach rolnych. Wynika nie tylko ze wspomnianego wcześniej osłabienia ewapotranspiracji, ale też z ograniczenia spływu powierzchniowego i wgłębnego – ze względu na obecność w glebie mało zniekształconych warstw ściółki i próchnicy oraz systemów korzeniowych drzew sięgających znacznie głębiej niż korzenie roślin uprawnych. Zlewnie rolnicze zawierają zwykle płyty zieleni wysokiej o różnej powierzchni – zarówno zadrzewienia, jak i lasy.

W przypadku terenów objętych gospodarką leśną we władaniu Skarbu Państwa obecnie zaleca się sporządzanie dedykowanych planów gospodarowania zasobami wodnymi, obejmujących inwentaryzację zasobów i urządzeń, rozpoznanie terenu pod względem właściwości wodnych (siedliskowych) i propozycje niezbędnych działań technicznych (Instrukcja... 2023). Nowością tego branżowego rozwiązania jest postulat objęcia zasięgiem planu całej lokalnej zlewni, a więc również

terenów rolnych z występującymi tam zadrzewieniami. Takie podejście jest nieodzowne dla określenia całkowitego bilansu wodnego zlewni i określenia sposobów i miejsc działań retencyjnych. Gospodarowanie wodą w granicach zlewni elementarnych to nie tylko projektowanie i realizacja zastawek rowów odwadniających, lecz przede wszystkim aktualizacja potrzeb w zakresie retencji glebowej, siedliskowej i krajobrazowej, wykraczających poza dotychczasowe praktyki spiętrzania wód w rowach i zbiornikach zaporowych w dole zlewni. Współczesne podejście kieruje działania w stronę zatrzymywania wody opadowej pochodzącej z nawałnych opadów w górnych strefach zlewni, najczęściej na terenach zalesionych i zadrzewionych. W krajobrazach rolniczych (gruntów rolnych i pastwisk) elementami retencji krajobrazowej stają się umiejętnie rozmieszczone pasy zadrzewień śródpolnych zmniejszających wpływ powierzchniowy i spowalniających przepływ wiatrów wysuszających. Rozmieszczenie ich w krajobrazie jest uzależnione od pochylenia stoków, przepuszczalności gleb i dominujących kierunków wiatru. Woch i Borek (2015) podkreślają rolę roślinności drzewiastej, zwłaszcza zadrzewień śródpolnych, w kształtowaniu stabilności środowiskowej obszarów rolniczych. Model rozmieszczenia zadrzewień w krajobrazie musi być wypadkową potrzeb i możliwości wynikających z ukształtowania terenu i warunków glebowych, ale i ze struktury własności, wielkości i rozmieszczenia działek ewidencyjnych oraz ograniczeń planowania przestrzennego. Powinien również uwzględniać satysfakcjonujący dla właścicieli system dopłat do powstających i pielęgnowanych zadrzewień, rekompensujący utracone dopłaty bezpośrednie do areалу upraw, pastwisk i łąk. Zwłaszcza te ostatnie środowiska, leżące wzdłuż cieków i brzegów zbiorników wodnych, są źródłem dużych potencjalnych problemów planistycznych, ponieważ zadrzewienia przywodne przecinają wiele działek ewidencyjnych i ograniczają dostęp do linii brzegowej w miejscach atrakcyjnych rekreacyjnie.

Analizy i opinie instytucji i organizacji zainteresowanych przyszłymi kierunkami europejskiej legislacji w zakresie rolnictwa i ochrony środowiska wskazują jednoznacznie, że znaczenie zadrzewień będzie rosło. Dla przykładu, w przygotowanym przez Europejską Federację Agroleśnictwa wprowadzeniu dla kadry kierowniczej Unii Europejskiej (EURAF... 2026) wskazano na strategiczną rolę agroleśnictwa dla europejskiego sektora rolnego, który przechodzi okres głębokiej transformacji, uwikłany w narastające skutki zmian klimatu, postępującą degradację gleby oraz geopolityczny imperatyw zapewnienia długoterminowego bezpieczeństwa żywnościowego i niezależności w dostępie do własnych zasobów biologicznych. W tym kontekście Komisja Euro-

pejska uznaje agroleśnictwo za wysoce skuteczne, wielofunkcyjne rozwiązanie oparte na naturze (ang. *nature-based solution*) i podstawę scenariusza potrójnego sukcesu (ang. *Triple Win Scenario*), czyli ogólnych ram mających na celu poprawę warunków życia rolników, obniżenie emisji dwutlenku węgla i zapewnienie bezpieczeństwa żywnościowego przy jednoczesnym zapewnieniu stabilności cen. Analizuje się główne uwarunkowania szerszej implementacji agroleśnictwa, w tym doprecyzowanie klasyfikacji gruntów objętych praktykami rolno-leśnymi, ujęcie tych praktyk jako obowiązkowe we unijnej Wspólnej Polityce Rolnej, promocję wysokojakościowych produktów spożywczych i innych korzyści z zadrzewień, wysiłek edukacyjny obejmujący właścicieli i użytkowników gruntów rolnych oraz lokalnych decydentów (Dauby i in. 2024). Tworzone są też nowe propozycje publicznego i korporacyjnego finansowania systemów rolno-leśnych jako trwałych systemów produkcji i jednocześnie urządzeń pożytku publicznego, które powinny znaleźć się w przyszłych mechanizmach finansowania rolnictwa i ograniczania emisji (tzw. *Agro-ETS*).

W warunkach polskich w perspektywie kilkunastu lat zadrzewienia staną się – z obecnej dostępnej dla rolników opcji funkcjonalnego wzbogacania agrocenoz – obowiązkowo utrzymywanym elementem krajobrazu. W sytuacji przedłużających się okresów suszy i sporadycznych opadów nawalnych oraz niedoboru wód gruntowych stosowanych dziś do nawadniania upraw, odpowiednio zlokalizowane i zbudowane zadrzewienia staną się głównym dostępnym środkiem zaradczym, warunkującym utrzymanie stabilności plonów. Zwłaszcza że niedobór wody może w przyszłości doprowadzić do wzrostu poziomu opłat za korzystanie z wód do celów gospodarczych i nieopłacalności wydobywania wody z głębszych warstw wodonośnych.

Literatura

- Aertsens J., DeNocker L., Gobin A. 2013. Valuing the carbon sequestration potential for European agriculture. *Land Use Policy*, 31: 584–594.
- Bałazy S., Ziomek K., Weyssenhoff H. i in. 1998. Zasady kształtowania zadrzewień śródpolnych. [W:] L. Ryszkowski, S. Bałazy (red.), *Kształtowanie środowiska przyrodniczego na przykładzie Parku Krajobrazowego im. Gen. Dezyderego Chłapowskiego*. Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Projekt Badawczy PBZ-013-05: 49–66.
- Borek R. 2023. Wpływ zadrzewień śródpolnych i systemów rolno-leśnych na bilans wodny pola. *Studia i Materiały IUNG-PIB*, 71 (25): 123–156.

- Borek R. (red.), Zajączkowski J., Wójcik M. i in. 2021. Agroleśnictwo (Systemy rolno-leśne). Poradnik dla rolników i doradców rolnych. Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach: 1–81 (file:///C:/Users/Admin/Downloads/Agrolesnictwo_30.pdf; dostęp: 19.04.2026).
- Copernicus... 2019. Copernicus Land Monitoring Service – High Resolution Layer. Small Woody Features – 2015 Reference Year. European Environment Agency (<https://land.copernicus.eu/en/products/high-resolution-layer-small-landscape-features/small-woody-features-2015>; dostęp: 19.04.2026).
- Dauby V., Venn R., Wright J. i in. 2024. Transforming European Food Systems with Agroforestry. Dokument podsumowujący projektu AGROMIX (<https://agromixproject.eu/wp-content/uploads/2024/10/AGRO-MIX-WHITE-PAPER-24102024.pdf>; dostęp: 19.04.2026).
- DeForesta H., Samarriba E., Temu A. i in. 2013. Towards the assessment of Trees Outside Forests. A thematic report prepared in the framework of The Global Forest Resources Assessment. Forest Resources Assessment Working Paper, 183. Food And Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome: 1–335.
- Ellison D., Morris C.D., Locatelli B. i in. 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43: 51–61.
- EURAF... 2026. Blended finance options for agroforestry in Europe. EURAF Research Report #157.
- Ewidencja gruntów... 2021. Rozporządzenie Ministra Rozwoju, Pracy i Technologii z dnia 27 lipca 2021 r. w sprawie ewidencji gruntów i budynków (Dz.U. poz. 1390).
- Fahring L. 2020. Why do several small patches hold more species than few large patches? *Global Ecology and Biogeography*, 29(4): 615–628.
- Golicz K., Ghazaryan G., Niether W. i in. 2021. The role of small woody landscape features and agroforestry systems for national carbon budgeting in Germany. *Land*, 10, 1028: 1–28.
- Górka W. 1988. Wpływ zadrzewień o różnej formie i budowie na kształtowanie się pokrywy śnieżnej. *Prace IBL*, 659: 53–78.
- Górka W., Zajączkowski K., Zajączkowska B. 1991. Określenie wielkości zasobów drewna w zadrzewieniach w Polsce. Instytut Badawczy Leśnictwa, Dokumentacja D.2913 (MIS-000100): 14.
- Houska B. 2022. EU agroforestry in research and practice. Materiały III Ogólnopolskiej Konf. Agroleśnictwa, 5.10.22. IUNG, Puławy.
- Instrukcja... 2023. Instrukcja Urządzania Lasu. Cz. II.2. Instrukcja sporządzania planu gospodarowania zasobami wodnymi w lasach. Załącznik do Zarządzenia nr 116 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 14.12.2023.
- Jaskulska R., Jaskulska J. 2017. Efficiency of old and young shelterbelts in reducing the contents of nutrients in luvisols. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 240: 269–275.

- Jędrzejewski W., Nowak S., Stachura K. i in. 2011. Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską Sieć Natura 2000 w Polsce. Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża (<https://korytarze.pl/mapa/mapa-korytarzy-ekologicznych-w-polsce>; dostęp: 19.04.2026).
- Kędziora A. 2010. Landscape management practices for maintenance and enhancement of ecosystem services in a countryside. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 10: 133–152.
- Kędziora A. 2015. The network of shelterbelts as an agroforestry system controlling the water resources and biodiversity in the agricultural landscape. *IGBP – Papers on Global Change*, 22: 63–82.
- Kujawa A. 2009. Macrofungi of wooded patches in the agricultural landscape. I. Species diversity. *Acta Mycologica*, 44(1): 49–75.
- Kujawa A., Kujawa K. (red.), Zajączkowski J. i in. 2019. Zadrzewienia na obszarach wiejskich – dobre praktyki i rekomendacje. Wyd. Fundacja Ekorozwoju, Wrocław: 1–44 (<http://drzewa.org.pl/publikacja/1655-2>; dostęp: 19.04.2026).
- Kujawa K., Tryjanowski P. 2000. Relationships between the abundance of breeding birds in Western Poland and the structure of agricultural landscape. *Acta Zool. Acad. Scient. Hung.*, 46(2): 103–114.
- Lawson G., Borek R. 2022. Wsparcie agroleśnictwa w krajowych planach strategicznych UE – stracona szansa? Materiały III Ogólnopolskiej Konf. Agroleśnictwa, 5.10.22. IUNG, Puławy.
- Lojka B. 2014. Agroforestry in Europe. Materiały Konf. „Systemy rolno-leśne – narzędzie adaptacji rolnictwa do zmian klimatu”, 25.10.2014. IUNG, Puławy.
- Mallinger R.E., Gibbs J., Gratton C. 2016. Diverse landscapes have a higher abundance and species richness of spring wild bees by providing complementary floral resources over bees’ foraging periods. *Landscape Ecology*, 31: 1523–1535.
- Pielowski Z. 1979. Zając. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne: 1–154.
- Pielowski Z. 1984. Sarna. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne: 1–287.
- Plan... 2022. Plan Strategiczny dla Wspólnej Polityki Rolnej na lata 2023–2027. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi (<https://www.gov.pl/web/rolnictwo/dokumenty-ps-wpr>; dostęp: 19.04.2026).
- Strategia... 2020. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Unijna strategia na rzecz bioróżnorodności 2030 (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/pl/txt/html/?uri=celex:52020dc0380&from=en>; dostęp: 19.04.2026).
- Szajdak L., Życzyńska-Bałoniak I. 2007. Wpływ zadrzewienia na zmiany stężeń związków azotowych w wodzie gruntowej i w glebie. [W:] S. Bałazy, A. Gmiat (red.), Ochrona środowiska przyrodniczego w świetle programów rolno-środowiskowych Unii Europejskiej. Materiały szkoleniowe i część badawcza. Małopolski Ośrodek Doradztwa Rolniczego Karniowce, ZBŚRiL Poznań, Instytut Nauk o Środowisku, UJ Kraków: 164–176.

- Tałałaj Z., Węgorek T. 1995. Efektywność ekologiczna zadrzewień przeciwo-
zyjnych oraz zasady ich zakładania i prowadzenia. Ekspertyza dla ZGiFDL
IBL, Sękocin: 1–30.
- Trojan P. 1975. Ekologia ogólna. PWN, Warszawa: 1–419.
- Tsonkova P., Böhm C., Quinkenstein A., Freese D. 2012. Ecological benefits
provided by alley cropping systems for production of woody biomass in the
temperate region: a review. *Agroforestry Systems*, 85: 133–152.
- Woch F., Borek R. 2015. The role of management of the field-forest boundary
in Poland's process of agricultural restructuring. *IGBP – Papers on Global
Change*, 22(1): 83–100.
- Zajączkowski J. 1998. EKSPERT – program wspomagający dobór drzew i krze-
wów do zadrzewień. Katedra Hodowli Lasu SGGW ([http://zadrzewienia.
wl.sggw.pl](http://zadrzewienia.wl.sggw.pl); dostęp: 19.04.2026).
- Zajączkowski J., Zajączkowski K. 2013. Hodowla lasu. *Zadrzewienia*. PWRiL:
1–174.
- Zajączkowski J., Zajączkowski K. 2015. Trees outside forest in Poland. *IGBP –
Papers on Global Change*, 22(1): 53–61.
- Zajączkowski K. 1982. Zagadnienia definicji zadrzewień. *Sylvan*, 6: 13–19.
- Zajączkowski K. 2005. Regionalizacja potrzeb zadrzewieniowych w Polsce.
Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa. Rozprawy i Monografie, 4: 1–127.
- Zajączkowski K., Tałałaj Z., Węgorek T. i in. 2001. Dobór drzew i krzewów
do zadrzewień na obszarach wiejskich. *Instytut Badawczy Leśnictwa*: 1–78.

Halina Ratyńska

halrat@wp.pl

„Łąki śródleśne” – znaczenie przyrodnicze i zagospodarowanie

Co to są „łąki śródleśne”?

Pod zarządem leśników znajduje się około 1/3 powierzchni naszego kraju. Oczywiście zdecydowaną większość stanowią lasy różnego typu. W ich obrębie jest także wiele ekosystemów nieleśnych, takich jak: torfowiska, zbiorniki wodne, łąki, murawy, źródliska, wychodnie skalne i inne. Zajmują one niewielki areal, ale z różnych względów, o czym poniżej, są bardzo ważne.

„Łąki śródleśne” to w pewnym sensie skrót myślowy. Właściwie powinno mówić się o wyspach środowiskowych w obrębie kompleksów leśnych. Są to więc polany wewnątrz lasów. Mają genezę naturalną bądź są efektem gospodarki ludzkiej. Powstały one, często na terenach podmokłych, głównie przez karczowanie. Zwykle były wykorzystywane jako pastwiska bądź miejsca pozyskiwania siana. Czasami były to po prostu nieużytki czy zadarnione halizny niepodatne na zarastanie przez drzewa i krzewy, zbyt uwodnione lub zbyt suche, żeby można je było zagospodarować. Ich powierzchnia może być bardzo różna, od zaledwie kilkudziesięciu metrów kwadratowych, do nawet kilku czy kilkudziesięciu hektarów. Charakteryzują się odmienną od otoczenia formacją/formacjami roślinnymi. Najczęściej, szczególnie na wcze-

śniejszych etapach sukcesji, zdominowane są przez roślinność trawiastą, a więc zwykle półnaturalną, niekiedy wkraczają ziołorośla i zakrzewienia. W efekcie szata roślinna, a więc flora i zbiorowiska roślinne takich wydzieleń w zasadniczy sposób różnią się od sąsiadujących lasów. Na ogół cechują się one dużym bogactwem florystycznym, w tym często udziałem gatunków chronionych i zagrożonych. Przekłada się to na obecność przedstawicieli różnych grup zwierząt i ptaków, wykorzystujących „łaki śródleśne” jako żerowiska, miejsca rozrodu oraz bytowania. Są to więc ekosystemy o specyficznej, wyjątkowej wartości przyrodniczej, choć wiele z nich zanika z powodu zaprzestania użytkowania bądź naturalnych procesów sukcesji. Żeby zachować w krajobrazie te ostoje różnorodności biologicznej, najczęściej konieczne jest ekstensywne zagospodarowanie (np. rzadkie koszenie, często jesienią lub wypas), zapobiegające zarastaniu, albo też utrzymanie lub poprawa stosunków wodnych.

Zróżnicowanie szaty roślinnej i nie tylko

Co wpłynęło na duże zróżnicowanie szaty roślinnej wysp środowiskowych, jakimi są „łaki śródleśne”? Takich czynników jest kilka. Są to często miejsca od co najmniej kilkuset lat (albo i dłużej) zagospodarowywane jako użytki zielone. Tym samym miała czas ukształtować się półnaturalna pokrywa roślinna, związana z otwartym krajobrazem i zupełnie odmienna od otaczających lasów. Jednocześnie z sąsiadujących drzewostanów na obrzeża polany wkraczają gatunki typowo leśne, zarówno drzewa i krzewy, jak i rośliny zielne, mszaki i porosty. No i wreszcie niekiedy są to obszary bardzo różne siedliskowo pod względem uwodnienia i rodzaju/typu gleb od otaczającego tła. Przykładowo mogą to być zbiorniki wodne, nierzadko astatyczne, albo torfowiska różnego typu, czy wydmy i piaszczyska. Także w obrębie samej polany siedliska mogą być zróżnicowane: oczko wodne otoczone szuwarami, ziołoroślami i łąką czy sieć rowów odwadniających z właściwą dla nich roślinnością przecinających jednorodne użytki zielone. Ponadto trzeba pamiętać o zróżnicowaniu geograficznym – lokalizacji interesujących nas obiektów w różnych regionach Polski oraz o wysokości nad poziomem morza.

Bardzo wstępne szacunki (tab. 1) wskazują, że w skali całego kraju na „łakach śródleśnych” mogą występować zbiorowiska reprezentatywne aż dla 24 typów siedlisk przyrodniczych objętych Dyrektywą Sie-

Tabela 1. Chronione typy siedlisk mogące występować w obrębie „łąk śródleśnych”

Potencjalna rośliność naturalna	Siedlisko (Dyrektywa Siedliskowa)	Kod
Bór bażynowy	Nadmorskie wydmy szare*	2130
Bór bażynowy	Nadmorskie wrzosowiska bażynowe (<i>Empetrium nigri</i>)*	2140
Bór bażynowy	Nadmorskie wydmy z zaroślami rokitnika	2160
Bór bażynowy	Nadmorskie wydmy z zaroślami wierzby piaskowej	2170
Bory	Wydmy śródlądowe z murawami napiaskowymi	2330
	Starorzeczka i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z <i>Nymphaea</i> , <i>Potamogeton</i>	3150
	Naturalne, dystroficzne zbiorniki wodne	3160
Bory bażynowe, bory bagienne	Wilgotne wrzosowiska z wrzoścem bagiennym (<i>Erica tetralix</i>)	4010
Bory, kwaśne buczyny i dąbrowy	Suche wrzosowiska (<i>Calluna-Genista</i> , <i>Polytrichum-Calluna</i> , <i>Calluna-Arctostaphylos</i>)	4030
Bory, bory mieszane	Ciepłolubne, śródlądowe murawy napiaskowe (<i>Koeleria glauca</i>)*	6120
Grądy, buczyny	Murawy kserotermiczne (<i>Festuca-Brometalia</i>)	6210
Bory, bory mieszane, kwaśne dąbrowy i buczyny	Górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (<i>Nardus</i> – płaty bogate florystycznie)*	6230
Bory mieszane	Nizinne, bogate florystycznie, murawy, suche do umiarkowanie wilgotnych	6270
Łęgi, grądy	Zmienne-wilgotne łąki trzęślicowe (<i>Molinia</i>)	6410
Łęgi	Ziołorośla górskie (<i>Adenostyles alliariae</i>) i ziołorośla nadrzeczne (<i>Convolvulalia sepium</i>)	6430
Łęgi	Łąki selemicowe (<i>Cnidium dubii</i>)	6440
Grądy, buczyny	Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie (<i>Arrhenatherum elatioris</i>)	6510
Buczyny	Górskie łąki konietlicowe użytkowane ekstensywnie (<i>Polygonum-Trisetum</i>)	6520
	Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe)*	7110
	Torfowiska wysokie zdegradowane, lecz zdolne do naturalnej i stymulowanej regeneracji	7120
	Torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z <i>Scheuchzeria-Caricetalia</i>)	7140
	Obniżenia na podłożu torfowym z roślinnością ze związku <i>Rhynchosporion</i>	7150
	Źródła wapienne ze zbiorowiskami <i>Cratoneuron commutatum</i> *	7220
	Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk	7230

dliskową (Obwieszczenie M.Ś. z dnia 30 października 2014 poz. 1713). Oczywiście w odniesieniu do często niewielkich wysp środowiskowych w wielu przypadkach nie można mówić o wykształceniu się siedlisk przyrodniczych w pełnym tego słowa znaczeniu. Odnosi się to na przykład do wydm nadmorskich porośniętych borem bażynowym, gdzie w miejscach pozbawionych lasu pojawiają się, zwykle małopowierzchniowe, często zubożałe murawy typowe dla wydmy szarej, zarośla z wierzbą piaskową, rzadziej z rokitnikiem zwyczajnym, czy wrzosowiska z bażyną czarną. Podobnie ma się sprawa z wodnymi zbiornikami eutroficznymi i związanymi z nimi ugrupowaniami roślinnymi, a także z różnego rodzaju torfowiskami czy źródliskami. Z drugiej strony zdarzają się bardzo dobrze wykształcone/zachowane torfowiska śródlądne czy zbiorniki dystroficzne otoczone roślinnością torfotwórczą. Ma to miejsce przede wszystkim w północnej i północno-wschodniej Polsce. Na niżu bywają polany zdominowane przez coraz radsze w naszym kraju łąki trzęslicowe, selernicowe czy znacznie częstsze łąki świeże albo płaty wrzosowisk knotnikowych czy muraw bliźniczkowych. Do rzadkości należą ciepłolubne murawy różnego typu: psammofilne i kserotermiczne. W górach (piętra regłowe) i na obszarach podgórskich dość powszechne są młaki czy górskie łąki konietlicowe. Zarówno na niżu, jak i w górach, w niszach źródliskowych, w wilgotnych zagłębieniach śródlądnych czy nawet w całym korycie płytkich, drobnych cieków wodnych lub na ich skarpach, zwykle w kompleksie lasów łęgowych i żyznego olsu, pojawiają się niewielkie płaty bogatych w mszaki ugrupowań źródliskowych.

Warto też wspomnieć, że zbiorowiska roślinne typowe dla chronionych typów siedlisk należą do zagrożonych w skali naszego kraju (Ratyńska i in. 2010). Ponadto są to niekiedy fitocenony rzadkie.

Jeśli chodzi o chronione i zagrożone rośliny, to wykaz stwierdzonych i możliwych do stwierdzenia gatunków zaprezentowano w tabeli 2 (lista taksonów była skonsultowana z dr. hab. Andrzejem Brzegiem, prof. UAM, któremu w tym miejscu jeszcze raz serdecznie dziękuję). Zawiera ona 100 gatunków roślin naczyniowych, w tym 37 podlegających ścisłej ochronie prawnej oraz 40 chronionych częściowo (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 19 października 2014 r.). Ponadto 74 gatunki, z różnymi kategoriami zagrożenia, znajdują się na Polskiej Czerwonej Liście paprotników i roślin kwiatowych (Kaźmierczakowa i in. 2016), a 12 należy do największych osobliwości naszego kraju umieszczonych w Polskiej Czerwonej Księdze (Kaźmierczakowa i in. 2014).

Stanowiska „cennych” – zagrożonych, rzadkich i chronionych roślin zazwyczaj skupiają się w obrębie najwartościowszych przyrodniczo sie-

Tabela 2. Wykaz gatunków chronionych i zagrożonych roślin oraz porostów mogących występować w obrębie „łąk śródleśnych”

Nazwa łacińska	Gatunek	Ochrona	PCL	PCK	DS
Rośliny naczyniowe					
<i>Aconitum variegatum</i>	Tojad dziubaty (pstry)	OC			
<i>Allium ursinum</i>	Czosnek niedźwiedzi	OC			
<i>Antennaria dioica</i>	Ukwap dwupienny		NT		
<i>Aquilegia vulgaris</i>	Orlik pospolity	OC			
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	Mącznica lekarska	OŚ	NT		
<i>Arnica montana</i>	Arnika górską	OŚ	VU	VU	
<i>Aruncus dioicus</i>	Parzydło leśne	OC			
<i>Astragalus arenarius</i>	Traganek piaszkowy		NT		
<i>Botrychium lunaria</i>	Podęjrzon księżycowy	OŚ	VU		
<i>Carex arenaria</i>	Turzyca piaszkowa	OC			
<i>Carex davaliana</i>	Turzyca Davalla	OŚ	VU		
<i>Carex hartmanii</i>	Turzyca Hartmana		NT		
<i>Carex limosa</i>	Turzyca bagienna		NT	LR	
<i>Carlina acaulis</i>	Dziewięsił bezłodygowy	OC			
<i>Centaurea pseudophrygia</i>	Chaber perukowy		NT		
<i>Colchicum autumnale</i>	Zimowit jesienny	OC			
<i>Crocus scepusiensis</i>	Szafran spiski	OC			
<i>Dactylorhiza fuchsii</i>	Kukułka Fuchsa	OŚ			
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	Kukułka krwista	OC	NT		
<i>Dactylorhiza maculata</i>	Kukułka plamista	OC			
<i>Dactylorhiza majalis</i>	Kukułka szerokolistna	OC	NT		
<i>Dactylorhiza viridis</i>	Ozorka zielona	OŚ	VU		
<i>Daphne mezereum</i>	Wawrzynek wilczełyko	OC			
<i>Dianthus arenarius</i>	Goździk piaszkowy	OC	NT		
<i>Dianthus superbus</i>	Goździk pyszny	OŚ	VU		
<i>Drosera anglica</i>	Rosiczka długolistna	OŚ	EN		
<i>Drosera intermedia</i>	Rosiczka pośrednia	OŚ	EN		
<i>Drosera rotundifolia</i>	Rosiczka okrągłolistna	OŚ	NT		
<i>Drosera ×obovata</i>	Rosiczka owalna	OŚ	EN		
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	Ponikło skąpokwiatowe		VU	LC	
<i>Empetrum nigrum</i>	Bażyna czarna	OC			
<i>Epipactis helleborine</i>	Kruszczyk szerokolistny	OC			
<i>Epipactis palustris</i>	Kruszczyk błotny	OŚ	NT		
<i>Erica tetralix</i>	Wrzosiec bagienny	OŚ	VU		
<i>Eryngium maritimum</i>	Mikołajek nadmorski	OŚ	VU		
<i>Festuca psammophila</i>	Kostrzewa piaszkowa		NT		
<i>Festuca tenuifolia</i>	Kostrzewa nitkowata		DD		

Nazwa łacińska	Gatunek	Ochrona	PCL	PCK	DS
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	Goryczka wąskolistna	OŚ	VU		
<i>Gentianella bohemica</i>	Goryczuszka czeska	OŚ	EN	EN	*
<i>Gentianella campestris</i>	Goryczuszka polna	OŚ	DD		
<i>Gentianella ciliata</i>	Goryczuszka orzęsiona	OC			
<i>Gentianella uliginosa</i>	Goryczuszka błotna	OŚ	CR		
<i>Genista pilosa</i>	Janowiec włosisty		NT		
<i>Gladiolus imbricatus</i>	Mieczczyk dachówkowaty	OŚ	NT		
<i>Gymnadenia conopsea</i>	Gółka długoostrogowa	OŚ	NT		
<i>Gypsophila paniculata</i>	Łyszczec wiechowaty	OC	EN		
<i>Hammarbya paludosa</i>	Wątlík błotny	OŚ	EN	EN	
<i>Helichrysum arenarium</i>	Kocanki piaskowe	OC			
<i>Hierochloe odorata</i>	Turówka wonna	OC	VU		
<i>Iris sibirica</i>	Kosaciec syberyjski	OŚ	VU		
<i>Jovibarba sobolifera</i>	Rojownik pospolity	OŚ	VU		
<i>Juncus acutiflorus</i>	Sit ostrokwiatowy		VU		
<i>Juncus subnodulosus</i>	Sit tępokwiatowy	OC	VU		
<i>Ledum palustre</i>	Bagno zwyczajne	OC			
<i>Leontodon taraxacoides</i>	Brodawnik różnoowocowy		NT		
<i>Leucojum vernum</i>	Śnieżyca wiosenna	OC	NT		
<i>Linaria odora</i>	Lnica wonna	OŚ	EN	VU	
<i>Listera ovata</i>	Gnieźnik jajowaty	OC			
<i>Littorella inflora</i>	Brzeżyca jednokwiatowa	OC	EN	EN	
<i>Lycopodiella inundata</i>	Widłaczek torfowy	OS	EN		
<i>Lycopodium clavatum</i>	Widłak goździsty	OC	NT		
<i>Medicago minima</i>	Lucerna kolczastostrąkowa		NT		
<i>Melampyrum cristatum</i>	Pszeniec grzebieniasty	OC	VU	VU	
<i>Mentha pulegium</i>	Mięta polej		VU		
<i>Menyanthes trifoliata</i>	Bobrek trójlistkowy	OC			
<i>Nymphaea alba</i>	Grzybienie białe	OC			
<i>Nymphaea candida</i>	Grzybienie północne	OC	NT		
<i>Nymphaea x borealis</i>	Grzybienie mieszańcowe	OC			
<i>Ononis repens</i>	Wilżyna rozłogowa	OC			
<i>Ononis spinosa</i>	Wilżyna ciernista	OC			
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	Nasieźrzal pospolity	OŚ	VU		
<i>Orobancha caryophyllacea</i>	Zaraza przytuliowa	OŚ	VU		
<i>Orobancha elatior</i>	Zaraza wielka		EN		
<i>Ostericum palustre</i>	Starodub łukowy	OŚ	NT	VU	
<i>Parnassia palustris</i>	Dziewięciornik błotny		VU		
<i>Pedicularis palustris</i>	Gnidosz błotny	OC	VU	VU	
<i>Pedicularis sylvatica</i>	Gnidosz rozesłany	OC	VU		

Nazwa łacińska	Gatunek	Ochrona	PCL	PCK	DS
<i>Pentanema hirtum</i>	Oman szorstki		EN		
<i>Phyteuma orbiculare</i>	Zerwa kulista	OC			
<i>Pinguicula vulgaris</i>	Thłustosz pospolity	OŚ	NT		
<i>Platanthera bifolia</i>	Podkolan biały	OC			
<i>Platanthera chlorantha</i>	Podkolan zielonawy	OC	NT		
<i>Primula elatior</i>	Pierwiosnek wyniosły	OC			
<i>Pulsatilla pratensis</i>	Sasanka łąkowa	OŚ	VU		
<i>Rhynchospora alba</i>	Przygielka biała		NT		
<i>Rhynchospora fusca</i>	Przygielka brunatna	OŚ	EN	VU	
<i>Scabiosa canescens</i>	Driakiew wonna		VU		
<i>Scheuchzeria palustris</i>	Bagnica torfowa	OŚ	VU		
<i>Sparganium ninivum</i>	Jeżogłówka najmniejsza		NT		
<i>Succisella inflexa</i>	Czarcikęsik Kluka	OŚ	NT	VU	
<i>Trifolium rubens</i>	Koniczyna długokłosowa		VU		
<i>Trollius europaeus</i>	Pełnik europejski	OŚ	VU		
<i>Utricularia intermedia</i>	Pływacz średni	OŚ	VU		
<i>Utricularia minor</i>	Pływacz drobny	OŚ	NT		
<i>Utricularia ochroleuca</i>	Pływacz krótkoostrogowy	OŚ	EN		
<i>Utricularia vulgaris</i>	Pływacz zwyczajny		NT		
<i>Veratrum lobelianum</i>	Ciemiężyca zielona	OC			
<i>Vicia dumetorum</i>	Wyka zaroślowa		NT		
<i>Vicia pisiformis</i>	Wyka grochowata		EN		
<i>Virga pilosa</i>	Szczeciniastka owłosiona		NT		
Mszaki					
<i>Abietinella abietina</i>	Jodłówka pospolita	OC			
<i>Aulacomnium palustre</i>	Próchniczek błotny	OC			
<i>Calliergonella cuspidata</i>	Mokradłoszka zaostrowana	OC			
<i>Campylopus flexuosus</i>	Krzywoszczeć pogięta	OC	I		
<i>Climacium dendroides</i>	Drabik drzewkowaty	OC			
<i>Dicranum bonjeanii</i>	Widłoząb błotny	OC	V		
<i>Dicranum polysetum</i>	Widłoząb kędzierzawy	OC			
<i>Dicranum scoparium</i>	Widłozęb miotłowy	OC			
<i>Drepanocladus sendtneri</i>	Sierpowiec moczarowy	OC			
<i>Fissidens</i> sp. div.	Skrzydliki	OŚ, OC			
<i>Fossombronina foveolata</i>	Czarostka jamkowata	OŚ			
<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	Haczykowiec błyszczący	OŚ			*
<i>Helodium blandowii</i>	Blotniszek wełnisty	OŚ			
<i>Hylocomium splendens</i>	Gajnik lśniący	OC			
<i>Hypnum pratense</i>	Rokiet łąkowy	OŚ			
<i>Leucobryum glaucum</i>	Bielistka siwa	OC			

Nazwa łacińska	Gatunek	Ochrona	PCL	PCK	DS
<i>Limprichtia cossoni</i>	Limprichtia pośrednia	OC			
<i>Limprichtia revolvens</i>	Limprichtia długokończysta	OC			
<i>Paludella squarrosa</i>	Mszar krokiewkowaty	OŚ			
<i>Palustriella commutata</i>	Żródliskowiec zmienny	OC			
<i>Philonotis</i> sp. div.	Bagniak	OC			
<i>Pleurozium schreberi</i>	Rokietnik pospolity	OC			
<i>Polytrichum commune</i>	Płonnik pospolity	OC			
<i>Polytrichum strictum</i>	Płonnik cienki	OC			
<i>Pseudocalliergon lycopodioides</i>	Bagiennik widłakowaty	OŚ			
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	Brodawkowiec czysty	OC			
<i>Ptilidium ciliare</i>	Rzęsiak pospolity	OC			
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	Fałdownik nastroszony	OC			
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	Fałdownik szeleszczący	OC			
<i>Scapania</i> sp. div.	Skapanki	OŚ			
<i>Scorpidium scorpioides</i>	Skorpionowiec brunatnawy	OŚ			
<i>Sphagnum</i> sp. div.	Torfowce	OC, OŚ			
<i>Thuidium delicatulum</i>	Tujowiec delikatny	OC			
<i>Thuidium philibertii</i>	Tujowiec włoskolistny	OC			
<i>Tomentypnum nitens</i>	Błyszczce włoskowate	OŚ	V		*
Porosty					
<i>Acarospora</i> sp. div.	Wielosporki		DD-VU		
<i>Aspicilia</i> sp. div.	Tragoniki		DD-EN		
<i>Buelia</i> sp. div.	Brunatki	OC	VU-CR		
<i>Caloplaca</i> sp. div.	Jaskrawce	OC	DD-CR		
<i>Cetraria ericetorum</i>	Plucnica kędzierzawa	OC	NT		
<i>Cetraria islandica</i>	Plucnica islandzka	OC	VU		
<i>Cetraria muricata</i>	Plucnica darenkowata	OC	NT		
<i>Cladonia arbuscula</i>	Chrobotek leśny	OC	NT		
<i>Cladonia caespiticia</i>	Chrobotek darenkowaty		EN		
<i>Cladonia ciliata</i> var. <i>tenuis</i>	Chrobotek smukły	OC			
<i>Cladonia portentosa</i>	Chrobotek najeżony	OC			
<i>Cladonia rangiferina</i>	Chrobotek reniferowy	OC			
<i>Collema</i> sp. div.	Galaretnice	OC, OŚ	DD-CR		
<i>Dibaeis baomyces</i>	Grzybczyk różowy		NT		
<i>Hypogymia tubulosa</i>	Pustułka rurkowata	OC	NT		
<i>Lecanora</i> sp. div.	Misecznice		DD-CR		

Nazwa łacińska	Gatunek	Ochrona	PCL	PCK	DS
<i>Lecidea</i> sp. div.	Krażniczki		DD-EN		
<i>Leptogium</i> sp. div.	Pakoście	OŚ	DD-EN		
<i>Peltigera</i> sp. div.	Pawężnice	OŚ	DD-CR		
<i>Rhizocarpon</i> sp. div.	Wzorze		DD-CR		
<i>Stereocaulon</i> sp. div.	Chróściki	OC, OŚ	VU-CR		
<i>Verrucaria</i> sp. div.	Brodawnice		DD-CR		

OC – ochrona częściowa, OŚ – ochrona ścisła, PCL – Polska Czerwona Lista, PCK – Polska Czerwona Księga, DS – Dyrektywa Siedliskowa, CR – gatunki krytycznie zagrożone, EN – zagrożone, VU – narażone, LR – niskiego ryzyka, LC – najmniejszej troski, NT – bliskie zagrożenia, DD – dane niedostateczne, V – narażone, I – o nieokreślonym zagrożeniu

dlisk, na ogół objętych Dyrektywą Siedliskową; są więc rozmieszczone skupiskowo, ale bardzo nierównomiernie.

Ważne dla Europy gatunki roślin (z załącznika II Dyrektywy Siedliskowej), w tym gatunki priorytetowe, reprezentuje goryczuszka czeska *Gentianella bohemica* (<https://siedliska.gios.gov.pl/monitoring-roslin?view=article&id=149>). Jest ona endemitem Masywu Czeskiego mającym zaledwie kilka stanowisk na terenie naszego kraju. Występuje na łąkach śródleśnych i murawach bliźniczkowych (https://siedliska.gios.gov.pl/images/pliki_pdf/publikacje/pojedyncze_metodyki_dla_gat_roslin/Goryczuszka-czeska-Gentianella-bohemica.pdf). Własne badania pozwoliły na identyfikację stanowiska tej rośliny w płacie silnie uwilgotnionej młaki, w obrębie wilgotnej łąki śródleśnej. Wstępnie oceniono, że wiodące zbiorowisko roślinne to zespół turzyc łuszczkowatej i prosowatej *Caricetum paniceo-lepidocarpae* (7230 Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk).

Zwraca uwagę fakt, że w tabeli 2 jest bardzo dużo, bo aż 12 gatunków storczyków. Ich siedliskami są głównie łąki, przede wszystkim zmiennowilgotne, oraz młaki i torfowiska.

Z powyższego zestawienia wynika, że w obrębie roślin chronionych i zagrożonych dużą grupę stanowią gatunki zasiedlające torfowiska. Wśród nich zaznacza się udział borealnych reliktyw, które zachowały się w Polsce jako pozostałość po chłodniejszym okresie zlodowaceń i po ustąpieniu lodowca stały się typowe dla tundry. Wprawdzie w skali światowej są to często taksony o szerokim zasięgu geograficznym, jednak na terenie Polski zwykle są na granicy swojego areалу i występują w odizolowanych, nielicznych populacjach (Kaźmierczakowa, Zarzycki 2001). Do elementów w szerokim znaczeniu borealnych zaliczają

się na przykład: bagnica torfowa *Scheuchzeria palustris*, przygielka biała *Rhynchospora alba*, bagno zwyczajne *Ledum palustre* oraz rośliczki *Drosera sp. div.* Wyjątkowa podatność torfowisk na antropogeniczne zaburzenia ma swoje odzwierciedlenie w kondycji populacji gatunków charakterystycznych dla tego typu siedlisk. Spadek liczby stanowisk oraz liczebności populacji roślinnych reliktywów borealnych na torfowiskach jest obecnie jednym z problemów dotyczących zachowania różnorodności biologicznej tych ekosystemów w Polsce i na świecie (Grandcolas i in. 2014).

Kilka gatunków boreo-kontynentalnych występuje również na siedliskach łąkowych: kosaciec syberyjski *Iris sibirica*, goryczka wąskolistna *Gentiana pneumonanthe*, goździk pyszny *Dianthus superbus* czy podejźrzon księżycowy *Botrychium lunaria* oraz (poza borami bażynowymi) na wydmach przymorskich: bażyna czarna *Empetrum nigrum*.

Bogata jest lista gatunków mszaków związanych z polanami śródleśnymi różnego typu. Wśród nich pewne bądź prawdopodobne jest występowanie około 40 gatunków chronionych, w tym co najmniej 11 podlegających ochronie ścisłej, a ponad 26 ochronie częściowej (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 19 października 2014 r.). Trzy gatunki należą do zagrożonych w skali kraju (Żarnowiec i in. 2004, Klama i in. 2012). Wśród nich na szczególną uwagę zasługują, odnalezione na pojedynczych stanowiskach, w obrębie młak i torfowisk, haczykowiec błyszczący *Hamatocaulis vernicosus* i błyszczce włoskowane *Tomentypnum nitens*. Są one ściśle chronione, zagrożone i objęte Dyrektywą Siedliskową, a więc chronione w obrębie całej wspólnoty europejskiej. Haczykowiec błyszczący jest gatunkiem holarktycznym o borealnym typie zasięgu (Düll 1994), a błyszczce włoskowane jest uznawane za relikw glacialny, jeśli występuje na południe od linii ostatniego zlodowacenia (Szafran 1961).

Szacunkowo w obrębie wysp środowiskowych mogą występować ponad 22 gatunki chronionych bądź zagrożonych porostów. W ich obrębie powyżej 10 należy do chronionych, w tym co najmniej 4 podlegają ochronie ścisłej, a ponad 12 jest objętych ochroną częściową (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r.); ponad 20 gatunków, z różnymi kategoriami zagrożenia, znajduje się na czerwonej liście Cieślińskiego i in. (2006).

Porosty wykazane w tabeli 2 związane są przede wszystkim z ubogimi siedliskami piaszczystymi, a więc można je spotkać na lokalnych śródleśnych wydymkach, szczególnie na obrzeżach borów sosnowych, w obrębie muraw psammofilnych itp., a niekiedy na kamieniach.

Pewną ciekawostką jest fakt, że w śródleśnym rezerwacie „Kręgi Kamienne” w Odrach, na gockich kurhanach z I–II w. n.e., występuje około 85 gatunków rzadkich, naskalnych, często typowo górskich porostów (https://czersk.torun.lasy.gov.pl/aktualnosci/-/asset_publisher/x9eK/content/rezerwat-kregi-kamienne-1). Największą osobliwością jest chróścik kępkowy *Stereocaulon evolutum*, mający zaledwie kilka stanowisk na terenie naszego kraju, podlegający ścisłej ochronie prawnej i posiadający kategorię VU narażony (Cieśliński i in. 2006). W rezerwacie ten górski porost rośnie na 6 głazach (Grabarczyk, Lipnicki 2019).

Oczywiście na „łąkach śródleśnych” nie zawsze spotyka się wymienione wyżej osobliwości szaty roślinnej. Na wielu z nich obserwuje się pojedyncze zbiorowiska właściwe dla chronionych typów siedlisk albo wcale ich nie ma. Stan zachowania także może być bardzo różny. Analogicznie przedstawia się sprawa ze stanowiskami chronionych gatunków roślin naczyniowych, mszaków czy porostów. Należy przy tym zaznaczyć, że na takich wyspach, izolowanych stanowiskach możliwość przeżycia w dłuższym okresie małej populacji, składającej się z niewielkiej liczby osobników, często o wąskiej skali ekologicznej i wysokim stopniu specjalizacji, jest niewielka (Olaczek 1972, Faliński 1976). Zachodzi tu między innymi zjawisko dryfu (dryftu) genetycznego, przyczyniającego się do zubożenia genetycznego populacji, a nawet jej zaniku niezależnie od warunków siedliskowych.

Znaczenie „łąk śródleśnych”

Mówiąc o znaczeniu wysp środowiskowych, trzeba wspomnieć o aspekcie krajobrazowym. Otwarte polany w obrębie kompleksów leśnych przyczyniają się do urozmaicenia i uatrakcyjnienia krajobrazu, dzięki czemu staje się on mniej monotony. Niewielkie wyspy środowiskowe są, poza korytarzami ekologicznymi, ważnymi elementami strukturalnymi krajobrazów. Mogą być one odmienne siedliskowo od otaczającego je tła, jak na przykład oczka wodne czy wilgotne obniżenia, torfowiska w obrębie kompleksu leśnego bądź różnić się dominującą formacją roślinną: polany zdominowane przez łąki w lasach. Wyspy środowiskowe zwiększają mozaikowość terenu, stwarzając tym samym możliwość przeżycia większej gamie gatunków roślin i co za tym idzie – zwierząt. W przypadku wielu środowisk, szczególnie naturalnych, są one bardzo istotnymi miejscami przetrwania dla gatunków o wąskiej skali ekologicznej. Istotnym elementem struktury krajobrazu w mikroskali

jest dobrze wykształcona w wielu przypadkach strefa ekotonowa, granica pomiędzy lasami a terenami otwartymi. Budują ją oszyjki (zarośla tworzące ścianę lasu) oraz okrajki – różnego typu ziołorośla. Na jej bogactwo florystyczne wpływa udział gatunków z obu sąsiadujących obszarów oraz niekiedy właściwych tylko dla tej strefy. Ekoton pełni funkcje ochronne, zapobiega rozprzestrzenianiu się między innymi zanieczyszczeń i na przykład wkraczaniu taksonów nieleśnych bądź obcego pochodzenia do wnętrza lasu, czyli przyczynia się do stabilizacji ekosystemów.

W naszej strefie klimatycznej klimaksowymi zbiorowiskami są głównie lasy, a więc ugrupowania o skomplikowanej, wielowarstwowej strukturze. W ich obrębie występują niekiedy odrębne siedliskowo, trwałe ekosystemy naturalne – nieleśne, takie jak zbiorniki wodne, torfowiska czy wydmy. Wydaje się jednak, że większość polan – śródleśnych wysp środowiskowych – powstała w wyniku antropopresji. Działalność człowieka w odniesieniu do szaty roślinnej powoduje większe zróżnicowanie. Roślinność rzeczywista staje się niezgodna z potencjalną roślinnością naturalną, nie mówiąc już o roślinności pierwotnej. Naturalne układy są z reguły jednorodne i stosunkowo ubogie pod względem liczby gatunków oraz fitocenonów. Antropogeniczne wpływy wyrażają się wzrostem heterogeniczności i bogactwa flory (Faliński 1966, 1968, 1972). To samo odnosi się do liczby asocjacji – ulega ona znacznemu zwiększeniu (Ratyńska 2003). Pokrywa roślinna zmienia swoją strukturę, cechuje się większą mozaikowością. W obrębie obszarów siedliskowych potencjalnych lasów jako homologiczne pojawiają się ugrupowania innych formacji: zaroślowe, zbudowane z bylin oraz roślin o krótkich cyklach życiowych. Największa różnorodność jest wyrazem średniego stresu środowiskowego i mozaikowego układu płatów.

Z gospodarczego punktu widzenia należycie użytkowane i o odpowiedniej wielkości łąki śródleśne mają duże znaczenie w gospodarce łowieckiej. Stanowią one bogatą i zróżnicowaną bazę pokarmową – są żerowiskami dla zwierzyny. Przyczyniają się do uzupełnienia i wzbogacenia ich diety szczególnie w okresie wiosennym i letnim. Do pewnego stopnia można także mówić, że obecność odpowiedniej liczby polan przyczynia się do ograniczenia szkód powodowanych przez zwierzynę na łąkach zagospodarowanych rolniczo i na polach uprawnych znajdujących się w sąsiedztwie. Na obrzeżach polan często lokalizowane są ambony myśliwskie albo stanowiska dokarmiania zwierzyny.

Warto również wspomnieć o znaczeniu kulturowym niektórych wysp śródleśnych. Przykładowo są to kamienne kręgi będące obecnie

rezerwatami przyrody bądź rezerwatami archeologicznymi. Skupiają się one w północnej części naszego kraju. Są to: kręgi kamienne w Odrach, Wąsiorach, Grzybnicy, Trątkownicy czy Leśnie. Największy z nich to rezerwat przyrody „Kręgi Kamienne” w Odrach. Obejmuje kompleks leśny – bór świeży i polanę porośniętą głównie przez wrzosowisko (chroniony typ siedliska 4030), na której znajdują się kurhany i kręgi kamienne pochodzące z początków naszej ery. Były to miejsca zebrania starszyny rodowej, wieców oraz rytualnych pochówków – cmentarzysko Gotów, germańskiego plemienia, które przybyło na ten teren ze Skandynawii w I w. n.e., w okresie rzymskim. Kamienne kręgi są więc relikami pierwotnej kultury z zamierzchłych czasów, a obecnie stanowią interesujący przedmiot badań z zakresu nauk archeologicznych, w tym archaeoastronomicznych (traktowane są jako dawne obserwatoria astronomiczne) oraz przyrodniczych (głównie lichenologicznych – dotyczących porostów na głazach i otaczających drzewach). Uważane są za miejsca emitujące silną energię.

Jednak chyba największe znaczenie takich niewielkich elementów krajobrazu leśnego polega na kształtowaniu różnorodności biologicznej w obrębie szaty roślinnej (co starano się zilustrować powyżej), a co przekłada się na świat innych organizmów żywych: ssaków, ptaków, owadów i grzybów. Przykładowo na ozach nad Jeziorem Budzyńskim (Wielkopolski Park Narodowy), gdzie niegdyś dzięki regularnej gospodarce rolnej panowały murawy kserotermiczne, występowało do końca lat 70. XX w. 112 gatunków pszczół (Cierznik i in. 2005). Gatunki o południowym zasięgu oraz preferujące siedliska termofilne stanowiły 30%. W ich obrębie było aż 16 znajdujących się na czerwonej liście (Banaszak 2002). Wprowadzenie modnej i preferowanej kilkadziesiąt lat temu ochrony ścisłej na terenach nieleśnych zaowocowało postępującym procesem sukcesji wtórnej. Na powierzchni 1,5 ha roślinność murawowa znikła praktycznie całkowicie w ciągu 44 lat, a pagórki porosły quasilaskami z klonem jesionolistnym i mezofilnymi zaroślami, którym towarzyszyły nitrofilne ziołorośla. W efekcie w kolejnych dekadach systematycznie zanikały przede wszystkim wyspecjalizowane pszczoły preferujące otwarte siedliska i murawy. Do końca XX w. ich liczba zmniejszyła się o 48 gatunków. Spośród nich wycofało się aż 14 gatunków zagrożonych, w obrębie których pięć miało tu jedyne na terenie Parku stanowiska. Pszczoły, które nadal utrzymywały się w zmienionym całkowicie środowisku, drastycznie zmniejszyły swoją liczebność. Wprawdzie w roku 2014 wycięto zadrzewienia i zakrzewienia na ozach i są one regularnie wykaszane; zaczynają się na nich pojawiać inicjalne płyty muraw, ale jednocześnie usunięcie roślinności

drzewiastej spowodowało ekspansję gatunków i zbiorowisk ruderalnych oraz wielu antropofitów. Brak dotychczas badań porównawczych pozwalających na stwierdzenie, czy powyższe gatunki pszczoł powróciły na swoje dawne stanowiska.

Kolejnym przykładem powiązań ze specyficznymi śródleśnymi ekosystemami są ptaki. Śródleśne łąki na wiosnę stają się noclegowiskiem wracających do nas ptaków oraz areną, na której odbywają swoje gody. Należą do nich skrajnie nieliczne w Polsce, ściśle chronione i zagrożone głuszce *Tetrao urogallus* i cietrzewie *Lyrurus tetrrix*, które żyjąc w lasach – starodrzewach – w okresie godowym preferują tereny otwarte: łąki, torfowiska itp. Także derkacz *Crex crex*, gatunek ściśle chroniony i zagrożony w skali globalnej, żyje na otwartych terenach z mozaiką zarastających i nadal koszonych łąk (Juszczak, Olech 1997). Swoje loty godowe odbywają w takich miejscach również bekasy kszuki *Gallinago gallinago*, czajki *Vanellus vanellus* czy żurawie *Grus grus*.

Co z tym robić? Czyli sposoby zagospodarowania

Jednym z głównych celów trwale zrównoważonej gospodarki leśnej jest zachowanie różnorodności biologicznej (ustawa o lasach 2025), więc związane z nią zagadnienia muszą w rezultacie stać się częścią planu urzędnika lasu, specjalnie do tego przeznaczoną, jaką jest program ochrony przyrody. Ochrona „łąk śródleśnych” doskonale wpisuje się w ten ważny punkt. Jak już wiemy, takie miejsca to co najmniej lokalne ostoje zarówno szaty roślinnej, porostów, jak i ptaków oraz innych zwierząt, ich baza pokarmowa, miejsca bytowania. Tym samym należy założyć, że trzeba polany śródleśne pozostawić i zarządzać nimi tak, aby nie straciły swoich walorów. Najlepszą metodą ochrony rzadkich i zagrożonych gatunków, a także zbiorowisk roślinnych reprezentatywnych dla chronionych typów siedlisk, jest zachowanie ich biotopów w odpowiednim dla nich stanie albo dobrze uzasadniona próba poprawienia tych warunków. W większości przypadków przekłada się to na konieczność prowadzenia zabiegów z zakresu ochrony czynnej, choć nie zawsze.

Trzeba tu wrócić do czasów słusznie minionych i przypomnieć, że na przykład w latach 60., 70. i jeszcze na początku 80. ubiegłego wieku, a więc w okresie PRL i przymusu uprawy, także w leśnictwie obowiązywała zasada, że każdy skrawek ziemi musi być uproduktywniony. W efekcie wiele łąk śródleśnych zostało bezpowrotnie utraconych.

Opór stawiały siedliska silnie uwodnione. Zostały one pozostawione „do naturalnej sukcesji lasu”. Ze względu na trudno dostępny teren, koszty techniczne oraz małe prawdopodobieństwo udanych nasadzeń większość takich obiektów, pomijając te, które zostały zmeliorowane i osuszone, ocalała. Jednak nawet w najnowszej ustawie o lasach, w art. 14.2: „Do zalesienia mogą być przeznaczone nieużytki, grunty rolne nieprzydatne do produkcji rolnej i grunty rolne nieużytkowane rolniczo oraz inne grunty nadające się do zalesienia, a w szczególności:

- 1) grunty położone przy źródłiskach rzek lub potoków, na wododziałach, wzdłuż brzegów rzek oraz na obrzeżach jezior i zbiorników wodnych;
- 2) lotne piaszki i wydmy piaszczyste;
- 3) strome stoki, zbocza, urwiska i zapadliska;
- 4) hałdy i tereny po wyeksploatowanym piasku, żwirze, torfie i glinie”, a więc przynajmniej część istniejących czy potencjalnych wysp środowiskowych.

Obecne istnieje forma prawna, wprowadzie niskiej rangi, ale pozwalająca na ochronę tak zwanych dawniej nieużytków. Termin użytki ekologiczne, zaproponowany przez prof. Romualda Olaczka, został wprowadzony do polskiego prawodawstwa ochrony przyrody na przełomie lat 80. i 90. XX w. W 1991 r. powstała ustawa o ochronie przyrody (z 16 października 1991 r.), która zaproponowała nową formę ochrony przyrody, mającą na celu ochronę pozostałości cennych ekosystemów. Zgodnie z art. 42: „Użytkami ekologicznymi są zasługujące na ochronę pozostałości ekosystemów mających znaczenie dla zachowania różnorodności biologicznej – naturalne zbiorniki wodne, śródpolne i śródleśne oczka wodne, kępy drzew i krzewów, bagna, torfowiska, wydmy, płaty nieużytkowanej roślinności, starorzecza, wychodnie skalne, skarpy, kamieńce, siedliska przyrodnicze oraz stanowiska rzadkich lub chronionych gatunków roślin, zwierząt i grzybów, ich ostoje oraz miejsca rozmnażania lub miejsca sezonowego przebywania”. Obecnie ustanawiane są one (bądź uchylane) uchwałami rad gmin, po uzgodnieniu z Regionalnym Dyrektorem Ochrony Środowiska (RDOŚ). Istotnym powodem tworzenia użytków ekologicznych jest potrzeba objęcia ochroną niewielkich powierzchniowo obiektów, ale cennych pod względem przyrodniczym. Nie mogły one być objęte ochroną rezerwatową ze względu na niewielką powierzchnię i zazwyczaj mniejszą rangę ich walorów przyrodniczych (Gil 2008). Z tej formy bardzo często korzystają leśnicy, wyłączając z gospodarki leśnej nieproduktywne lub słabo produktywne wydzielienia, co przyczynia się do istotnego wzbogacenia nie tylko lokalnej różnorodności biologicznej. Znacznie

rzadziej chroni się takie śródleśne enklawy, zwykle dobrze zachowane torfowiska różnego typu, jako rezerваты przyrody.

Jeśli chodzi o sposoby gospodarowania w takich niewielkich enklawach śródleśnych, to są dwie możliwości: pozostawienie ich naturalnym procesom biologicznym, ze wszystkimi tego konsekwencjami, a więc liczeniem się z faktem, że zostaną utracone dotychczasowe walory przyrodnicze i powstaną lub nie powstaną nowe wartości, albo podjęcie działań z zakresu ochrony czynnej, których cel musi być wyraźnie sprecyzowany, a metody odpowiednio dobrane. Są to zabiegi, które trzeba regularnie powtarzać, a ponadto generują one koszty.

Poniżej zaprezentowano przegląd siedlisk występujących w obrębie polan śródleśnych i propozycje ich zagospodarowania, pozwalające na zachowanie bądź kształtowanie optymalnych dla środowiska walorów przyrodniczych.

Torfowiska różnego typu, mechowiska, źródlika i zbiorniki wodne powinny podlegać ochronie biernej, pod warunkiem że nie ulegają zmianie stosunki wodne. Jeśli zbiornik jest przepływowy, wystarcza zastawka pozwalająca regulować poziom wody. Na obrzeżach torfowisk, w przypadku przesuszenia, kiedy uruchomiony jest proces sukcesji ekologicznej, niekiedy potrzebne jest usuwanie drzew i krzewów, które działają jak pompa ssąca pobierająca wodę systemem korzeniowym i wydzielająca ją w procesie transpiracji poprzez nadziemne części roślin. Wycinka powinna mieć miejsce zimą, aby w jak najmniejszym stopniu uszkodzić warstwę zielną i mszystą. Jednym ze sposobów „ożywiania” przesuszonych, zdegradowanych torfowisk jest wykopanie niewielkich torfianek nieco głębiej niż poziom wody gruntowej i oczywiście zabezpieczenie stosunków wodnych – podniesienie jej poziomu, o ile jest to możliwe.

Dla zachowania stanowisk ziołorośli nadbrzeżnych czy górskich, wykształconych w obrębie pięter reglowych, także na ogół wystarcza ochrona bierna.

W odniesieniu do półnaturalnych muraw, zwłaszcza kserotermicznych, oraz łąk, zarówno zmiennowilgotnych, jak i świeżych, konieczne są działania z zakresu ochrony czynnej, zapobiegające zarastaniu i zacienianiu przez pojawiające się drzewa i krzewy. Zwykle jest to regularne koszenie, niekiedy wskazany jest umiarkowany wypas, na ogół owiec. Łąki trzęślicowe powinny być koszone raz w roku lub co drugi rok w późniejszym okresie – we wrześniu. Ważna jest wysokość koszenia (nie może być zbyt niskie) oraz przemienne pozostawianie części użytków zielonych bez koszenia (ok. 10–20% powierzchni). Pozwala to na obsianie się roślin, a więc umożliwia stabilizację składu

florystycznego. Ważne jest także regularne usuwanie skoszonej biomasy. Jej pozostawianie przyczynia się do wtórnej eutrofizacji siedlisk, co skutkuje pojawianiem się nitrofilnych bylin, takich jak na przykład pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, ostrożeń polny *Cirsium arvense*, a to z kolei eliminuje wiele gatunków znacznie „cenniejszych” roślin typowych dla użytków zielonych. Dyskusyjnym, ale stosowanym od stuleci zabiegiem ograniczającym sukcesję wtórną i pozwalającym na zmineralizowanie nagromadzonej materii organicznej – tak zwanego wojłoku utrudniającego kiełkowanie i wzrost roślin – jest okresowe wypalanie, szczególnie muraw.

Murawy psammofilne i suchsze łąki mogą przynajmniej okresowo podlegać ochronie biernej. Jednak co parę lat wskazane jest usuwanie podrostu drzew i krzewów, ewentualnie okresowy, ekstensywny wypas z niewielką obsadą. Zagrożeniem dla tej grupy zbiorowisk może być silna ekspansja rodzimego trzcinika piaskowego *Calamagrostis epigejos*.

Psiary, czyli murawy bliźniczkowe, powinny być okresowo, zwykle raz na kilka lat, koszone, wskazany jest również (a może nawet przede wszystkim?) umiarkowany wypas. Wrzosowiska należy także zabezpieczać przed wkraczaniem nalotu drzew i krzewów, a więc zacienieniem. Powinny być raz na kilka lat koszone, co sprzyja „odmładzaniu” pędów wrzosu.

Szczegółowe informacje na temat zagospodarowania powyższych siedlisk można znaleźć między innymi w różnego rodzaju poradnikach, na przykład: Kujawa-Pawlaczyk, Pawlaczyk (2003), Krasicka-Korczyńska i in. (2008), Mróz (2010).

Skupiskom cennych gatunków roślin i chronionych siedlisk mogą niekiedy zagrozić prace zalesieniowe. Mają niestety nadal miejsce przypadki zalesiania łąk czy muraw, traktowanych jako nieużytki.

Niekiedy znajdujące się w zarządzie Lasów Państwowych rozmaite nieleśne fragmenty terenu, takie jak użytki zielone czy zbiorniki wodne lub torfowiska, są wydzierżawiane lub użytkowane przez pracowników jako deputaty. Tu podkreślić trzeba, że dzierżawa łąk śródleśnych na ogół sprzyja ich zachowaniu. Kontynuacja tradycyjnego użytkowania, czyli pozyskiwanie siana bądź okresowy wypas, są w tym przypadku bardzo korzystne dla stabilnego utrzymania użytków zielonych.

Jeśli chodzi o zbiorniki wodne, to zwykle bywają one wykorzystywane do hodowli ryb. Stosowanie ekstensywnej gospodarki rybackiej, co zapewnia utrzymanie akwenów, może być jednym ze sposobów zachowania lokalnej bioróżnorodności. Zagrożeniem dla szaty roślinnej oraz drobnych zwierząt jest pogłębianie akwenów, a tym samym usuwanie roślinności wodnej i szuwarowej. Nadmierną eutrofizacją grozi zbyt

obfite dokarmianie ryb. Bardzo zaburza warunki środowiskowe także wapnowanie i nawożenie. Okresowo może być niszczone roślinność przybrzeżna w celu utworzenia stanowisk wędkarskich czy budowy pomostów.

Bezwzględnie powinien obowiązywać zakaz wydzierżawiania zbiorników dystroficznych, którym towarzyszy bardzo specyficzna i wrażliwa na wszelkie zmiany szata roślinna. Niedopuszczalne jest także wydzierżawianie torfowisk celem pozyskania torfu ani wydzierżawianie torfowisk czy łąk w celu wykopania stawów.

Kolejna sprawa to kwestia zwiększenia liczby takich obiektów w obrębie lasów. W opinii przyrodników jest ich nadal zbyt mało. Stąd apel do leśników, żeby w miarę możliwości zachowywać takie enklawy w kompleksach leśnych i ewentualnie tworzyć nowe.

Literatura

- Banaszak J. 2002. *Apoidea* Pszczoły. [W:] Z. Głowaciński (red.), Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 69–74.
- Cierznia T., Ratyńska H., Banaszak J., Kaczmarek L. 2005. Wpływ ochrony ścisłej na murawę kserotermiczną oraz faunę pszczoł na przykładzie ozu nad Jeziorem Budzińskim (Wielkopolski Park Narodowy). *Przegląd Przyrodniczy*, 16(3–4): 53–83.
- Cieśliński S., Czyżewska K., Fabiszewski J. 2006. Red list of the lichens in Poland. Czerwona lista porostów w Polsce. [W:] Z. Mirek, K. Zarzycki, W. Wojewoda, Z. Szela (red.), Red list of plants and fungi in Poland. Czerwona lista roślin i grzybów Polski. W. Szafer Inst. of Bot., Polish Acad. of Sci., Kraków: 71–89.
- Düll R. 1994. Deutschlands Moose. 3 Teil. Orthotrichales. Hedwigiaceae – Hypnobryales: Hypnaceae. IDH Verlag, Bad Münstereifel, Ohlerath.
- Faliński J.B. 1966. Antropogeniczna roślinność Puszczy Białowieskiej jako wynik synantropizacji naturalnego kompleksu leśnego. *Rozpr. UW*, 13. PWN, Warszawa: 138.
- Faliński J.B. 1968. Studia neofityzmu i stosunek neofitów do innych komponentów zbiorowiska. *Mat. Zakł. Fitosoc. Stosow. UW*, 25: 15–31.
- Faliński J.B. 1972. Synantropizacja szaty roślinnej – jako próba określenia istoty procesu i głównych kierunków badań. *Phytocoenosis*, 1(3): 157–169.
- Faliński J.B. 1976. Trwałość reliktyw lasu w krajobrazie rolniczym w świetle obserwacji na stałych powierzchniach. *Phytocoenosis*, 5(3/4): 199–214.
- Gil W. 2008. Zespoły, użytki, stanowiska. *Miesięcznik Przyrodniczo-Kulturalny*.

- Grabarczyk T., Lipnicki L. 2019. Kręgi kamienne w Odrach. Goci i porosty. Stowarzyszenie Wdzydzko-Charzykowska Lokalna Grupa Rybacka „Mòrénka”. Wydawnictwo Pejzaż, Stadnicki sk., Bydgoszcz: 22.
- Grandcolas P., Nattier R., Trewick S. 2014. Relict species: a relict concept? *Trends in Ecology & Evolution*, 29(12): 655–663.
- Juszcak K., Olech B. 1997. Liczebność i rozmieszczenie derkacza *Crex crex* na terenach otwartych Kampinoskiego Parku Narodowego i jego okolic w latach 1996–1997. *Notatki Ornit.*, 38(3): 197–213.
- Każmierczakowa R., Bloch-Orłowska J., Celka Z., Cwener A., Dajdok Z., Michalska-Hejduk D., Pawlikowski P., Szczęśniak E., Ziarnik K. 2016. Polska czerwona lista paprotników i roślin kwiatowych. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 44.
- Każmierczakowa R., Zarzycki K. 2001. Polska Czerwona Księga Roślin. Polish Red Book of Plants. Pteridophytes and Flowering Plants. 2nd ed. Botany Institute PAN, Cracow, Poland.
- Każmierczakowa R., Zarzycki K., Mirek Z. (red.) 2014. Polska Czerwona Księga. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Wyd. III uaktualnione i rozszerzone. PAN, Instytut Ochrony Przyrody, Kraków: 895.
- Kłama H. 2006. Red list of the liverworts and hornworts in Poland. Czerwona lista wątrobowców i glików w Polsce. [W:] Z. Mirek, K. Zarzycki, W. Wojewoda, Szela Z. (red.), Red list of plants and fungi in Poland. Czerwona lista roślin i grzybów Polski. W. Szafer Inst. of Bot., Polish Acad. of Sci., Kraków: 71–89.
- Krasicka-Korczyńska E., Załuski T., Ratyńska H., Korczyński M. 2008. Roślinność siedlisk łąkowych i użytków przyrodniczych w regionie kujawsko-pomorskim. Poradnik dla doradców rolnośrodowiskowych. Wyd. KPODR w Minikowie, Oddział w Przysieku, ZPW Poznań, Inowrocław: 89.
- Kujawa-Pawlaczyk J., Pawlaczek P. 2003. Ochrona rzadkich i zagrożonych roślin w lasach. Klub Przyrodników, Świebodzin.
- Mról W. (red.) 2010. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Cz. I–IV. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Olaczek R. 1972b. Parki wiejskie ostoja rodzimej flory leśnej. *Chrońmy Przyr. Ojcz.*, 2: 5–22.
- Ratyńska H. 2003. Szata roślinna jako wyraz antropogenicznych przekształceń krajobrazu na przykładzie zlewni rzeki Głównej (środkowa Wielkopolska). Wyd. Akademii Bydgoskiej im. Kazimierza Wielkiego, Bydgoszcz: 392 + mapy.
- Ratyńska H., Wojterska M., Brzeg A. 2010. Multimedialna encyklopedia zbiorowisk roślinnych Polski, płyta CD. Instytut Edukacyjnych Technologii Informatycznych.
- Szafran B. 1961. *Mchy* (Musci). T. II. PWN, Warszawa.
- Żarnowiec J., Stebel A., Ochrya R. 2004. Threatened moss species in the Polish Carpathians in the light of a new red-list of mosses in Poland. [W:] A. Stebel, R. Ochrya (red.), *Bryological studies in Western Carpathians*. Sorus, Poznań: 9–208.

Akty prawne

Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory.

Obwieszczenie Ministra Środowiska z dnia 30 października 2014 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000 (Dz.U. 2014 poz. 1713).

Obwieszczenie Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 24 marca 2025 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy o lasach (Dz.U. 2025 poz. 567).

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej grzybów (Dz.U. poz. 1408).

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 19 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin (Dz.U. 2012 poz. 1409).

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz.U. 2016 poz. 2183).

Ustawa z dnia 16 października 1991 r. o ochronie przyrody (Dz.U. 1991 nr 114, poz. 492).

Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. 2004 nr 92, poz. 880).

Strony internetowe

https://czersk.torun.lasy.gov.pl/aktualnosci/-/asset_publisher/x9eK/content/rezerwat-kregi-kamienne-1

https://siedliska.gios.gov.pl/images/pliki_pdf/publikacje/pojedyncze_metydyki_dla_gat_roslin/Goryczuszka-czeska-Gentianella-bohemica.pdf

<https://siedliska.gios.gov.pl/monitoring-roslin?view=article&id=149>

Adam Kapler

Fundacja Zaangażowani.pl

adam.kapler@polskakwitnie.com

Inwazyjne gatunki roślin w polskich łowiskach

Wstęp

Inwazyjne gatunki obce (IGO) roślin naczyniowych stwarzają szereg zagrożeń dla człowieka, gospodarki i/lub rodzimej przyrody. Wzbogacanie łowisk przyczyniło się do inwazji tak szkodliwych gatunków, jak golteria salal w Europie Zachodniej (Carvalho i in. 2010). Dlatego nowoczesna gospodarka łowiecka dąży do ich eliminacji z łowisk, nawet jeżeli pod pewnymi względami są atrakcyjne dla samych myśliwych i/lub zwierzyny. W polskiej literaturze naukowej i popularnej brakuje prac o gatunkach obcych, występujących w uprawach dla zwierząt łownych, czy to w roli plonów, czy chwastów. Tymczasem uprawy przynętowe okolic Baligrodu stały się rozsadnikiem obcego gatunku: rdestu nepalskiego, rozpowszechniającego się z nich dalej na drogi leśne (Kowalczyk i in. 2014). Inwazyjności w sensie przyrodniczym nie należy utożsamiać ze szkodliwością dla rolnictwa i leśnictwa. Dla ekologów najbardziej inwazyjne, przeto najszkodliwsze, są gatunki wnikające do ekosystemów naturalnych, powstałych i utrzymujących się bez udziału człowieka, np.: grochodrzew, topinambur i rdestowce. Tuż za nimi plasują się gatunki obce wnikające do cennych siedlisk półnaturalnych

jak łubin trwały. Z perspektywy rolnika i leśnika oraz myśliwych odpowiedzialnych za łowiska najbardziej szkodliwe są gatunki najsilniej obniżające plonowanie, np.: owies głuchy. Przedstawiciele tej grupy roślin mogą się trzymać wyłącznie terenów użytkowanych rolniczo, w tym jako poletek produkcyjnych i pasów zaporowych dla zwierzyny łownej, natomiast w ogóle nie wkraczać do sąsiednich siedlisk półnaturalnych, a tym bardziej zupełnie naturalnych. Nie przypisano im zatem kategorii inwazyjności w wykazie Tokarskiej-Guzik i in. (2012) lub przypisano im najniższą, pierwszą. Dotyczy to choćby sporka polnego, owsa głuchego i szorstkiego, wyki ozimej (kosmatej), rzepakochwastów i burakochwastów (Faliński 1969, Krawiecowa, Rostański 1972, Kornaś 1977, Pyšek i in. 2004, 2012).

Cele pracy to:

- ocena inwazyjności gatunków roślin (IGO) podsiewanych w ramach dotychczasowej gospodarki łowieckiej,
- ocena szkodliwości rolniczej roślin segetalnych towarzyszących roślinom uprawianym na łowiskach,
- wskazanie nieinwazyjnych zamienników dla najpopularniejszych dotychczas gatunków obcych, wprowadzanych na łowiska.

Materiał i metody

Sporządzono wykazy gatunków uprawianych najczęściej na łowiskach (poletkach produkcyjnych, zgryzowych i ogryzowych, pasach zaporowych oraz łąkach śródleśnych). Przeanalizowano w tym celu: podręczniki łowiectwa (Sztolcman 1920, Krawczyński 1947, Haber i in. 1979, Pielowski 1988, Paślowski 1990, Józwiak, Biały 1994, Szukiel 2001, Dzięciołowski 2003, Godlewski 2003, Zarząd Główny PZŁ 2003, Nusslein 2011, Kruszewicz, Czujkowska 2018), podręczniki leśnictwa oraz instrukcje zarządzania lasu (Milewski, Hejmanowski 1965, Grochowski 1976, Bellon i in. 1977, Monkielewicz, Ostalski 1988, Murat 1990, Sierpiński, Łukomski 1990, Haber 1996, Bruchwald i in. 2004, Zajączkowski, Zajączkowski 2013, Zajączkowski J. 1988–2022, 2005), fora myśliwskie, artykuły w prasie myśliwskiej i leśnej (Milewski 1968, 1976, Matras 1982, Węgorek 1985, Solarz 2014), prace naukowe i popularnonaukowe z ekologii roślin (Chylarecki 1966, Danielewicz, Maliński 1996, Celka, Szkudlarz 2010, Purcel 2011, Danielewicz, Wiatrowska 2012, 2014, Brzosko i in. 2016, Danielewicz i in. 2020, Dajdok, Sierakowski 2024), opisy komercyjnych mieszanek

nasion do obsiewania łowisk (np.: <https://lakikwietne.pl/produkty/mieszanki/specjalistyczne/na-poletka-zerowe/mieszanka-na-poletka-zaporowe-dla-dzikow-niklas/> , Mieszanka ochronno-żerowa WSM 1 wieloletnia Kiepenkerl-Łąki Kwietne), dostępne na stronach www i opakowaniach tychże mieszanek.

Ułożono listę gatunków segetalnych, potencjalnie towarzyszących plonom na poletkach produkcyjnych. Wykorzystano w tym celu podręczniki herbológii (Kulpa 1958, Tymrakiewicz 1976, Mowszowicz 1986, Skrzypczak i in. 1996, Aldrich 1997, Holubowicz-Kliza 2011, Woźnica 2012, Adamczewski 2014, Piekarczyk, Jaskulski 2016, Czubiński, Paradowski 2018), uprawy roli i łąkarstwa (Krężel i in. 1999) oraz materiały ODR-ów (Baranowska i in. 2022). Założono, że flora chwastów poletek produkcyjnych będzie bardzo podobna do flory chwastów ekstensywnie użytkowanych zasiewów roślin pastewnych oraz międzyplonów w tych samych warunkach klimatyczno-glebowych, z uwagi na niższą zazwyczaj intensywność zabiegów pielęgnacyjnych na łowiskach względem nowoczesnych upraw rolniczych. Za podręcznikami herbológii i artykułami naukowymi oszacowano szkodliwość wytypowanych wcześniej roślin segetalnych.

Kategorie inwazyjności obcych elementów flory oraz indygenaty gatunków przyjęto za „Roślinami obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych” (Tokarska-Guzik i in. 2012), uwzględniając również dane z atlasów rozmieszczenia (Zajac, Zajac 2001, 2019) oraz checklisty Wielkopolski (Jackowiak 2017). Wskazano gatunki o najwyższych kategoriach inwazyjności, wciąż uprawiane i wprowadzane na krajowe łowiska. Dokonano przeglądu najważniejszych prac na temat ich wpływu na zdrowie i gospodarkę człowieka, siedliska naturalne i półnaturalne, jak również rodzimą florę i faunę. Wytypowano gatunki potencjalnie najbardziej szkodliwe dla poletek produkcyjnych i łąk śródleśnych (poletek zielonych). Oszacowano ich (nie)zdolność do wnikania na siedliska półnaturalne i naturalne.

Wyboru nieinwazyjnych zamienników dla IGO dokonano po przeglądzie katalogów firm nasiennych i szkółek ogrodniczych (np.: <https://derenjadalny.com/>, <https://www.drzewa.com.pl/>, <https://www.clematis.com.pl/>, <https://szmit.pl/>, <https://www.hoser.pl/>), podręczników rolnictwa, atlasów ogrodnictwa i dendrologii (Śląski, Sękowski 1988, Seneta, Dolatowski 2025, Szmit i in. 2025), wreszcie własnej wiedzy eksperckiej.

Wyniki

Najbardziej inwazyjne gatunki uprawiane na łowiskach

Najczęściej wprowadzanymi na łowiska w Polsce, wysoce inwazyjnymi drzewami z warstwy A drzewostanu, są grochodrzew *Robinia pseudoacacia* oraz dąb czerwony *Quercus rubra*. Spośród niskich drzew warstwy B wysokich krzewów najpopularniejsze pozostają czeremcha późna *Prunus serotina* i świdośliwki kłosowa *Amelanchier spicata* i Lamarcka *A. lamarckii*. Wśród średnich oraz niskich krzewów najczęściej wprowadzane, a jednocześnie wyraźnie inwazyjne stały się: róża pomarszczona *Rosa rugosa*, dereń rozłogowy *Cornus sericea*, ta-wuła kutnerowata *Spiraea tomentosa* i śnieguliczka biała *Symphoricarpos albus* (dalsze informacje na temat roślin drzewiastych, sadzonych na łowiskach zestawiono w tab. 1). Spośród okrywowych i biocenotycznych lian popularnością, a zarazem inwazyjnością wyróżniają się winobluszcz zaroślowy *Parthenocissus inserta*, pięciolistkowy *P. quinquefolia* i powojnik pnący *Clematis vitalba* (wiadomości o obcych gatunkach pnączy, wprowadzanych jako okrywowe na łowiska, zestawiono w tab. 2). Najczęściej sadzonymi celowo na polskich łowiskach, a potem dziczącymi bylinami okazały się topinambur *Helianthus tuberosus* oraz łubin trwały *Lupinus polyphyllus*. Większość chwastów segetalnych, towarzyszących wbrew woli rolników i myśliwych roślinom paszowym na krajowych łowiskach nie wnika do zbiorowisk semiantropogenicznych, a tym bardziej naturalnych. Niektóre z nich mogą jednak dziczeć i odnawiać się na siedliskach półnaturalnych. Dotyczy to zwłaszcza poziewnika szorstkiego *Galeopsis tetrahit* i kręgu form przytulii czepnych *Galium aparine* agg. (jako wnikających do lasów i naturalnych muraw kserotermicznych), w mniejszym stopniu także: szczawiu omszonego *Rumex confertus*, szarłat szorstkiego *Amaranthus retroflexus*, chwastnicy jednostronnej (kurzego prosa) *Echinochloa crus-galli*, owsa głuchego *Avena fatua* oraz ambrozji bylicolistnej *Ambrosia artemisiifolia*. W przyszłości dołączyć do nich mogą m.in. proso alepskie *Sorghum halepense* i przymiotno kanadyjskie *Erigeron canadensis*. Plonowanie najsilniej obniżają prócz wyżej wymienionych także żółtlice *Galinsoga* spp., pozostałe włośnice *Setaria* spp. i chwastnice (więcej informacji o roślinach uprawnych, sianych na poletkach produkcyjnych i towarzyszących im chwastów, zestawiono w tab. 3).

Jako nieinwazyjne zamienniki dla wymienionych gatunków obcych proponuje się gatunki rodzime, przede wszystkim:

- dęby szypułkowe i bezszypułkowe oraz buka zwyczajnego zamiast dębu czerwonego;
- czeremchę zwyczajną zamiast czeremchy późnej;
- rodzime gatunki róż zamiast róży pomarszczonej;
- derenia świdwę w miejsce rozłogowego;
- rodzime krzewy liściaste atrakcyjne dla owadzych zapylaczy i dla ptaków (w tym krajowe tawuły: bawolina i średnia, na południu Polski) zamiast tawuły kutnerowatej;
- rodzime krzewy liściaste atrakcyjne dla owadzych zapylaczy i dla ptaków, szczególnie agrest, porzeczki, suchodrzewy i trzmieliny zamiast śnieguliczki białej;
- rodzime pnącza, zwłaszcza bluszcz zwyczajny, lokalnie także wiciokrzew pomorski i powojnika alpejskiego zamiast winobluszczów, powojnika i dławisza.

Proponowane rodzime zamienniki dla następnych gatunków zestawiono w tabelach 1 i 2. Znacznie trudniejszy okazał się wybór zamienników dla grochodrzewu, łubinu trwałego oraz topinambura. Nie ma rodzimych gatunków świadczących samodzielnie zbliżone usługi ekosystemowe dla łowiectwa i innych działów gospodarki. Robinię akacjową można zastąpić kombinacją kilku bardzo różnych biologicznie gatunków rodzinnych, np.: dużym drzewem miododajnym (klonem, lipą) i krzewami lub bylinami z rodziny bobowatych (zależnie od pH gleby żarnowcem, janowcami lub szczodrzykami). Zamiast łubinu trwałego można wprowadzać rodzime nostrzyki, wymienione krzewinki motylkowe, ewentualnie popробować z nieinwazyjnymi gatunkami łubinów, zestawionymi w tabeli 4. Topinambura jako pastwisko dla pszczoł miodnych, dzikich zapylaczy i owadzych parazytoidów zastąpić mogą nasze, a przynajmniej nieinwazyjne astrowate (zestawione w tab. 5). Jako roślinę bulwiastą dla dzików być może da się go substytuować salsefią i skorzonera? To ostatnie wymaga jednak sprawdzenia w warunkach polowych.

Tabela 1. Obce, w tym inwazyjne, drzewa i krzewy poletek zgryzowych i ogryzowych

Gatunek	Typ życiowy	Popularność na łowiskach	Inwazyjność wg Tokarskiej-Guzik i in. (2012)	Pochodzenie	Zalecane zaniechanie uprawy w lasach	Zalecane zaniechanie uprawy blisko torfowisk	Nieinwazyjne zamienniki
1	2	3	4	5	6	7	8
Aronia czarna <i>sensu stricto</i>	krzew	wysoka	brak kategorii	wschód Ameryki Północnej	nie	tak	rodzime jarząbki i głogi
Aronia śliwolistna („aronia czarna”)	krzew	wysoka	II wysoka (11 pkt)	wschód Ameryki Północnej	nie	tak	rodzime jarząbki i głogi
Brzoskwinia Davida	drzewo	brak danych	brak kategorii	Daleki Wschód, w tym Mandżuria	nie	nie	rodzima czereśnia ptasia, wiśnia stepowa, tarnina
Budleja Davida (mitylowy krzew)	krzew	wysoka	brak kategorii	Daleki Wschód	tak	nie	rodzime krzewy liściaste
Czeremcha Maacka (wiśnia mandżurska)	wysoki krzew lub niskie drzewo	brak danych	brak kategorii	Daleki Wschód, głównie Mandżuria i wschodnia Syberia	nie	nie	rodzima czeremcha zwyczajna
Czeremcha późna (amerykańska)	wysoki krzew lub niskie drzewo	wysoka	IV najwyższa (18 pkt)	wschód Ameryki Północnej	tak	nie	rodzima czeremcha zwyczajna
Czeremcha wirginijska	wysoki krzew lub niskie drzewo	brak danych	kenofit, bez kategorii	wschód Ameryki Północnej	nie	nie	rodzima czeremcha zwyczajna
Czeresnia Schmita	wysoki krzew lub niskie drzewo	niska lub brak	brak kategorii	hodowla (mieszaniec <i>P. avium</i> z <i>P. canadensis</i> z Dalekiego Wschodu)	nie	nie	rodzima czereśnia ptasia, wiśnia stepowa, czeremcha zwyczajna
Dąb błotny	drzewo	niska	brak kategorii	wschód i centrum Ameryki Północnej	nie	tak	rodzime dęby

1	2	3	4	5	6	7	8
Dąb burgundzki	drzewo	niska	brak kate- gorii	południowy zachód Europy	tak	nie	rodzime dęby
Dąb czerwony	drzewo	wysoka	IV najwyższa (15 pkt)	wschód Ameryki Pół- nocnej	tak	nie	rodzime dęby, z obcych dębów: biały, omszony, węgierski
Dereń biały	krzew	wysoka	brak kate- gorii	Daleki Wschód	tak	nie	rodzimy dereń świdwa
Dereń rozłogowy	krzew	wysoka	III (13 pkt)	wschód Ameryki Pół- nocnej	tak	nie	rodzimy dereń świdwa
Głóg nietypowy 'Zbigniew'	drzewo	brak danych	brak kate- gorii	wschód Ameryki Pół- nocnej	nie	nie	rodzime jarząbki i głogi
Głóg szypulkowy	wysoki krzew lub niskie drzewo	wysoka	brak kate- gorii	wschód Ameryki Pół- nocnej	tak	nie	rodzime jarząbki i głogi
Golteria salal (sta- rześla, szalon)	krzew	brak danych	brak kate- gorii	wschód Ameryki Pół- nocnej	nie	nie	rodzime wrzoso- wate
Grochodrzew (biała akacja)	drzewo	wysoka	IV najwyższa (16 pkt)	wschód Ameryki Pół- nocnej	tak	nie	brak dobrych
Grusza droбноowocowa	drzewo	brak danych	brak kate- gorii	Daleki Wschód	nie	nie	rodzima grusza polna
Grusza japońska	wysokie krzewy lub niskie drzewa	brak danych	brak kate- gorii	Daleki Wschód	nie	nie	rodzima grusza polna
Grusza kaukaska	drzewo	brak danych	brak kate- gorii	Kaukaz i Zakaukazie	nie	nie	rodzima grusza polna

1	2	3	4	5	6	7	8
Jarzęboaronie, np.: 'Lijkornaja', 'Titan', 'Vseslava'	krzew	brak danych	brak kategorii	hodowla	nie	nie	rodzime jarząby i głogi
Jarzęboirga Pozdnjakowa	krzew	brak danych	brak kategorii	hodowla	nie	nie	rodzime jarząby i głogi
Jesion pensylwański	drzewo	niska		wschód Ameryki Północnej	tak	nie	rodzimy jesion wyniosły
Jeżyna pachnąca	nibykrzew	brak danych	brak kategorii	wschód Ameryki Północnej	nie	nie	rodzime jeżyny, maliny
Karagana podolska (żółta akacja)	krzew	niska	brak kategorii	Ukraina	nie	nie	rodzime janowce, szczodrzeńce, żarnowiec
Karagana syberyjska (żółta akacja)	krzew	niska	pominięta, ergazjofigoft wg Jackowiaka i in. (2017)	Azja Centralna	nie	nie	rodzime janowce, szczodrzeńce, żarnowiec
Kasztanowiec biały	drzewo	wysoka	brak kategorii	Półwysep Bałkański	tak	nie	rodzime dęby
Kolcolist zachodni	krzew	brak danych	brak kategorii	zachodnia Europa	tak	nie	rodzime janowce, szczodrzeńce, żarnowiec
Lilak zwyczajny (bez turecki)	krzew	niska	brak kategorii	Półwysep Bałkański, Azja Mniejsza	tak	nie	rodzime krzewy liściaste
Mahonia pospolita (ościal)	krzew	brak danych	brak kategorii	wschód Ameryki Północnej	tak	nie	rodzime bluszczyk barwinek
Morela, w tym ansu	drzewo	brak danych	brak kategorii	Daleki Wschód, w tym Mandżuria, Azja Środkowa	nie	nie	rodzina czereśnia prasna, wiśnia stepowa, tarnina

1	2	3	4	5	6	7	8
Obce gatunki i mieszańce lip	drzewo	wysoka	brak kategorii	głównie Daleki Wschód + hodowla	nie	nie	rodzime lipy: drobnolistna
Obce gatunki jarzębow: kaszmirski, Kochnego, dalekowschodni, ulungajski, domowy	krzewy	brak danych	brak kategorii	Daleki Wschód, rzadziej Południowy Bałkański	nie	nie	rodzime jarząby i głogi
Oliwnik wąskolistny	wysoki krzew lub niskie drzewo	brak danych	brak kategorii	Azja Środkowa	nie	nie	rodzime krzewy liściaste
Oliwniki baldaszkowate (oliwna jesienna) i wielokwiatowy	wysoki krzew lub niskie drzewo	brak danych	brak kategorii	Daleki Wschód	nie	nie	rodzime krzewy liściaste
Pęcherznica kaliniasta (tawułowiec)	krzew	wysoka	brak kategorii	wschód Ameryki Północnej	tak	nie	rodzime krzewy liściaste
Pigwowiec japoński karłowaty (alpejski)	krzewy	wysoka	brak kategorii	Daleki Wschód	nie	nie	rodzima płonka, grusza polna
Pigwowiec japoński typowy	krzewy	wysoka	pominięty, wg Jackowiaka i in. (2017) ergazjofit	Daleki Wschód	nie	nie	rodzima płonka, grusza polna
Pigwowiec karajski	krzewy	wysoka	brak kategorii	hodowla	nie	nie	rodzima płonka, grusza polna
Pigwowiec okazały (chiński, właściwy)	krzewy	wysoka	brak kategorii	Daleki Wschód	nie	nie	rodzima płonka, grusza polna

1	2	3	4	5	6	7	8
Pigwowiec pośredni	krzewy	wysoka	brak kategorii	hodowla	nie	nie	rodzima płonka, grusza polna
Porzeczka wonna	krzew	brak danych	brak kategorii	wschód Ameryki Północnej	nie	nie	rodzime porzeczki i agrest
Porzeczka złota	krzew	brak danych	brak kategorii	zachód Ameryki Północnej	nie	nie	rodzime porzeczki i agrest
Porzeczka zwyczajna (biała)	krzew	wysoka	brak kategorii	wschód Ameryki Północnej	tak	nie	rodzime porzeczki i agrest
Rajskie jabłonie: purpurowa, kwiecista, japońska, jagodowa	wysokie krzewy lub niskie drzewa	brak danych	brak kategorii	Daleki Wschód, tylko jeden gatunek zachodnie wybrzeże Ameryki Północnej	nie	nie	rodzima płonka
Róża pomarszczona	krzew	wysoka	IV najwyższa (16 pkt)	Japonia	tak	nie	rodzime różę
Róża wielokwiatowa	krzew	wysoka	brak kategorii	Daleki Wschód	nie	nie	rodzime różę
Różę: rosyjska, wirgińska, karolińska, labradorska, igielkowata, czerwona	krzewy	brak danych	brak kategorii	wschód Ameryki Północnej, Daleki Wschód	nie	nie	rodzime różę
Suchodrzew tatarski	krzew	wysoka	brak kategorii	południowy wschód Europy	tak	nie	rodzime suchodrzewy
Śliwa wiśniowa (mirabelka, alycza)	wysoki krzew lub niskie drzewo	wysoka	brak kategorii	Półwysep Bałkański, Azja Mniejsza	tak	nie	tarnina
Śnieguliczka biała	krzew	wysoka	brak kategorii	zachód Ameryki Północnej	tak	nie	rodzime krzewy liściaste

1	2	3	4	5	6	7	8
Świdosiłwka kłosa	wysoki krzew lub niskie drzewo	wysoka	IV najwyższa (15 pkt)	wschód Ameryki Północnej	tak	nie	rodzime jarząb i głogi
Świdosiłwka Lamarka	wysoki krzew lub niskie drzewo	wysoka	II wysoka (11 pkt)	wschód Ameryki Północnej	tak	nie	rodzime jarząb i głogi
Świdosiłwka olcholistna	wysoki krzew lub niskie drzewo	wysoka	brak kategorii	wschód Ameryki Północnej	tak	nie	rodzime jarząb i głogi
Tawuła kutnerowata	krzew	wysoka	IV najwyższa (19 pkt)	wschód Ameryki Północnej	nie	tak	rodzime tawuły
Wiciokrzew wierzby	krzew	wysoka	brak kategorii	Półwysep Bałkański, Azja Mniejsza	tak	nie	rodzime suchodrzewy
Wierzba kaspijska (ostrolistna)	krzew	niska	kenofit	dorzecze Morza Kaspijskiego	nie	tak (na wydymach)	rodzime wierzby
Wisienska kosmata	krzew	brak danych	brak kategorii	Daleki Wschód	nie	nie	rodzina wisienska stepowa (wiśnia karłowata)
Wiśnia piaszkowa	niski krzew	niska lub brak	brak kategorii	Ameryka Północna	nie	nie	rodzina czereśnia prasna, wiśnia stepowa
Wiśnia wonna (antrypka)	wysoki krzew lub niskie drzewo	średnia	brak kategorii	basen Morza Śródziemnego	nie	nie	rodzina czereśnia prasna, wiśnia stepowa, czerechnia zwyczajna
Wiśnie: różowa (zwisła), dziecięca	niski krzew	niska lub brak	brak kategorii	Daleki Wschód + południe	nie	nie	rodzina czereśnia prasna, wiśnia stepowa

Tabela 2. Obce, w tym inwazyjne, pnącza łowisk Polski

Gatunek	Typ życiowy	Popularność na łowiskach	Inwazyjność wg Tokarskiej-Guzik i in. (2012)	Pochodzenie	Zalecane zaniechanie uprawy w lasach	Zalecane zaniechanie uprawy na mokradłach, wzdłuż rzek	Nieinwazyjne zamienniki
1	2	3	4	5	6	7	8
Akebia pięciolistkowa (czekoladowe pnącze)	liana (pnącze zdrewniałe)	niska?	niewuzględniona	Daleki Wschód	brak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Aktinidia psitrolistna (kolomikta)	liana (pnącze zdrewniałe)	niska?	niewuzględniona	Daleki Wschód	brak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Aktinidia ussurijska	liana (pnącze zdrewniałe)	niska?	niewuzględniona	Daleki Wschód	brak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Cytryniec chiński (schizandra)	liana (pnącze zdrewniałe)	niska?	niewuzględniony	Daleki Wschód	brak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Dławisz amerykański	liana (pnącze zdrewniałe)	niska	niewuzględniony	wschód Ameryki Północnej	brak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Dławisz okragłolistny	liana (pnącze zdrewniałe)	wysoka?	kenoift, ale bez kategorii i punktów	Daleki Wschód	tak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Dławisz pozostałe	liana (pnącze zdrewniałe)	niska?	niewuzględnione	Daleki Wschód	brak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny

1	2	3	4	5	6	7	8
Hortensja pnąca	liana (pnące zdrewniałe)	niska?	nieuwzględniona	Daleki Wschód	brak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Jeżyna kaukaska	nibyrzew o pędach dwuletnich	wysoka?	kenofit, ale bez kategorii i punktów	Kaukaz i Zakaukazie	tak	brak	rodzime jeżyny
Jeżyna rdzawa	nibyrzew o pędach dwuletnich	niska?	nieuwzględniona	Daleki Wschód	brak, choć są głosy o jej inwazyjności w przyszłości	brak	rodzime jeżyny
Jeżyna wcinanolistna (strzępolistna)	nibyrzew o pędach dwuletnich	wysoka?	kenofit, ale bez kategorii i punktów	gatunek stworzony przez człowieka?	tak	brak	rodzime jeżyny
Kokornak wielolistny	pnące zielne (niedrewniające)	wysoka?	pominięty, ergazjofigofit wg Jackowiaka i in. (2017)	wschód Ameryki Północnej	brak	brak	rodzime pnąca niedrewniejące: chmiel zwyczajny, wyżpin jagodowy, kielisznik zarosłowy
Kolczurka klapowana	pnące zielne (niedrewniające), jednoroczne	wysoka?	IV (17 pkt)	wschód Ameryki Północnej	brak	brak	rodzime pnąca niedrewniejące: chmiel zwyczajny, wyżpin jagodowy, kielisznik zarosłowy
Malina czarna (jeżyna zachodnia)	nibyrzew o pędach dwuletnich	wysoka?	nieuwzględniona, kenofit wg Mirek i in. (2020)	wschód Ameryki Północnej			rodzime jeżyny

1	2	3	4	5	6	7	8
Mieścicznik dahurski	pnącze zielne (niedrewniające)	niska?	niewuźględniony	Daleki Wschód	brak	brak	rodzime pnącza niedrewniające: chmiel zwyczajny, wyzpin jagodowy, kielisznik zarosłowy
Milin amerykański	liana (pnącze zdrewniałe)	niska?	niewuźględniony	wschód Ameryki Północnej	brak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Pochrzyn chiński (ignam, batat)	pnącze zielne (niedrewniające)	niska?	niewuźględniony	Daleki Wschód	brak	brak	rodzime pnącza niedrewniające: chmiel zwyczajny, wyzpin jagodowy, kielisznik zarosłowy
Powojnik pnący	liana (pnącze zdrewniałe)	wysoka?	II (12 pkt)	basen Morza Śródziemnego, Kaukaz	brak (choć byłyby wskazane)	brak (choć byłyby wskazane)	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Powojniki (klematysy)	liana (pnącze zdrewniałe)	niska?	niewuźględnione	głównie Daleki Wschód + hodowla	brak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Przewiercień (kapryfolium, kozłolistek)	liana (pnącze zdrewniałe)	wysoka?	kenofit, bez kategorii i punktów	Balkany i Azja Mniejsza	tak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Przywarka hortensjowata (japońska)	liana (pnącze zdrewniałe)	niska?	niewuźględniona	Japonia	brak	brak	głównie bluszcz – bardzo bliski ekologicznie

1	2	3	4	5	6	7	8
Rdestówka Auberta (bucharska)	liana (pnące zdrewniałe)	niska?	kontrowersyjna	Azja Środkowa	brak, choć są głosy o jej inwazyjności w przyszłości	brak	rodzima rdestówka zarosłowa
Rdestówka baldzuańska	liana (pnące zdrewniałe)	niska?	kontrowersyjna	Azja Środkowa	brak	brak	rodzima rdestówka zarosłowa
Wiciokrzewy pozostale, np. Telmanna	liana (pnące zdrewniałe)	niska?	niewzględnione	głównie Daleki Wschód + hodowla	brak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Winobluszcz (ptasie winko)	liana (pnące zdrewniałe)	wysoka?	II (12 pkt)	wschód Ameryki Północnej	tak	tak, bardzo inwazyjny w ziołoroślach rzecznych	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Winorośl amurska, japońska	liana (pnące zdrewniałe)	niska?	niewzględniona	Daleki Wschód	brak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Winorośl lisia	liana (pnące zdrewniałe)	niska?	niewzględniona	wschód Ameryki Północnej	brak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Winorośl pachnąca	liana (pnące zdrewniałe)	wysoka?	kenofit, ale bez kategorii i punktów	wschód Ameryki Północnej	brak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Winorośl wapieniolubna (Berlandiera)	liana (pnące zdrewniałe)	niska?	niewzględniona	południowy zachód USA (Teksas, Arkansas)	brak	brak	bluszcz, wiciokrzew pomorski, chmiel zwyczajny
Ziemianniczka sercowata (tładiana zdobna)	pnące zielne (niezdrewniające)	wysoka?	kenofit, ale bez kategorii i punktów	Daleki Wschód	brak	brak	rodzime pnące niezdrewniające: chmiel zwyczajny, wyżpin jagodowy, kielisznik zarosłowy

TaTabela 3. Rośliny segetalne (chwasty rolnicze) poletek produkcyjnych, łąk sąrdlesnych i pozostałych łowisk

Chwasty	Plon	Inwazyjność Tokarskiej-Guzik i in. (2012)	Pochodzenie	Szkodliwość dla rolnictwa
1	2	3	4	5
Chwasty	Plon	Inwazyjność Tokarskiej-Guzik i in. (2012)	Pochodzenie	Szkodliwość dla rolnictwa
Bodziszk segetalne, np. drobny	zboża, okopowe, pastewne	archeofity lub kenofity, ale bez kategorii i punktów	basen Morza Śródziemnego	wysokie dla zbóż, pastewnych i okopowych, dla pozostałych upraw przeciętne
Burakochwasty	burak pastewny	niewuwzględnione	uprawa, powstają <i>de novo</i>	wysokie dla buraków, dla pozostających upraw przeciętne
Chwastnica jednostronna, kurze proso	głównie okopowe i kukurydza	I (10 pkt), archeofit	basen Morza Śródziemnego	wysokie dla zbóż, dla pozostałych upraw przeciętne
Chwastnice, włośnice	głównie okopowe, ogrodowe	archeofity lub kenofity, część z kategorii I Inwazyjności	basen Morza Śródziemnego	wysokie dla zbóż, dla pozostałych upraw przeciętne
Chwastowe owsy: głuchy, szorstki, pośredni, płonny	owies siewny i owies szorstki (owsik), może także krótki i nagi	głuchy I (10 pkt), płonny (efemer bez kategorii i punktów), szorstki (archeofit, bez kategorii i punktów)	basen Morza Śródziemnego	wysokie dla owsów, dla pozostałych upraw przeciętne
Chwasty poletek zgrzyzowych: blekot pospolity podgatunek <i>cinapioides</i>	drzewiaste poletek zgrzyzowych	ssp. <i>agrestis</i> archeofit, nominalny rodzinny dla Polski	ssp. <i>agrestis</i> archeofit, nominalny rodzinny dla Polski	coraz wyższe
Drobne gatunki komos białych	kukurydza, okopowe-pastewne, zboża jare, rzepak jary	archeofity lub kenofity, ale bez kategorii i punktów	zwykle basen Morza Śródziemnego	wysoka dla okopowych
Gorczyca polna (ognicha)	pastewne kapustowate	archeofit, ale bez kategorii i punktów	basen Morza Śródziemnego	wysokie dla kapustowatych, dla pozostałych upraw przeciętne
Komosa biała <i>sensu stricto</i>	kukurydza, okopowe-pastewne, zboża jare, rzepak jary	niewuwzględniona	rodzina dla Polski	wysoka dla okopowych
Koniczyna polna	pastewne bobowate (konieczny, lucerny, sparcety)	rodzina	rodzina	wysoka dla pastewnych bobowatych
Mak polny, piaszkowy	zboża jare i ozime	archeofity, ale bez kategorii i punktów	basen Morza Śródziemnego	wysokie dla zbóż, dla pozostałych upraw przeciętne
Maruna, rumiany	zboża, okopowe (ziemniak, burak), pastewne, rzepak, kukurydza, bobowate	archeofity i kenofity, ale bez kategorii i punktów	zwykle basen Morza Śródziemnego	wysoka dla łąk i pastwisk

1	2	3	4	5
Miotala zbożowa	zboża	archeofit, ale bez kategorii i punktów	basen Morza Śródziemnego	wysokie dla zbóż, dla pozostałych upraw przeciętne
Poziewnik szorstki	okopowe, pastewne, poręby, szkółki leśne	nieuwzględniony, choć wnika do lasów ze zrzębów i ugorów	może rodzimy	wysoka
Pozostałe szarlaty	okopowe, pastewne, kukurydza	nieuwzględnione	Andy	wysoka dla okopowych
Przytulia czepna i fałszywa	okopowe, pastewne, w tym na siedliskach muraw, wydmy i lasów łęgowych	archeofity, ale bez kategorii i punktów	głównie basen Morza Śródziemnego, część może rodzima	wysokie dla okopowych, dla pozostałych upraw przeciętne
Rdestówka powojowa	okopowe, pastewne, kukurydza	archeofit, ale bez kategorii i punktów	basen Morza Śródziemnego (?) Irano-Turan (?)	wysoka dla okopowych i gryki
Rdesty	okopowe, pastewne, kukurydza	część gatunków rodzima	część gatunków rodzima	wysoka dla kukurydzy i gryki
Rzepakochwasty	pastewne kapustowate	pominięte, ergazjofigit wg Jackowiaka i in. (2017)	uprawa, powstają <i>de novo</i>	wysokie dla rzepaku i rzepiku, dla pozostałych upraw przeciętne
Rzodkiew świrzepa (łopucha)	pastewne kapustowate	archeofit, ale bez kategorii i punktów	basen Morza Śródziemnego	wysokie dla kapustowatych, dla pozostałych upraw przeciętne
Sporek polny	sporek siewny	archeofit, ale bez kategorii i punktów	basen Morza Śródziemnego	brak danych
Szarlat prosty (zielony)	okopowe, pastewne, kukurydza	kenofit, ale bez kategorii i punktów	Andy	wysoka dla okopowych
Szarlat szorstki	okopowe, pastewne, kukurydza	I (10 pkt)	Andy	wysoka dla okopowych
Szczaw omszony	użytki zielone	II (11 pkt)	basen Morza Śródziemnego, Azja Mniejsza	wysoka dla łąk i pastwisk
Szczaw żółty	użytki zielone	efermerofigit, ale bez kategorii i punktów	basen Morza Śródziemnego, Azja Mniejsza	wysoka dla łąk i pastwisk
Włosnica zielona	głównie okopowe i kukurydza	I (10 pkt), archeofit	basen Morza Śródziemnego	wysokie dla zbóż, dla pozostałych upraw przeciętne
Żółtlica drobnokwiatowa	okopowe, pastewne	I (10 pkt)	Andy	wysoka dla okopowych
Żółtlica owłosiona	okopowe, pastewne	I (10 pkt)	Andy	wysoka dla okopowych

Tabela 4. Słodkie i gorzkie łubiny

Gatunek	Podrodzaj	Typ życiowy	Inwazyjność Tokarskiej-Guzik i in. (2012)	Pochodzenie	Przyczyny uprawy	Siedliska
1	2	3	4	5	6	7
Biały <i>L. albus</i>	<i>Lupinus</i>	jednoroczny	pominięty, ergazjofit wg gofit wg https://www.atlas-roslin.pl/gatunki/Lupinus.htm [dostęp 07.05.2026]	basen Morza Śródziemnego	najważniejszy międzyplon, zielony nawóz, paszowy, pożytek pszczeli	poletka produkcyjne, może dziczeć
Hartwega (letni) <i>L. hartwegii</i>	<i>Platycarpus</i>	jednoroczny	pominięty	Meksyk	ozdobny	w Polsce tylko w ogrodach
Indyjski (zmienny, andyjski, inkaski) <i>L. mutabilis</i>	<i>Platycarpus</i>	jednoroczny	pominięty	Andy Peruwiańskie	główne ozdobny, rzadziej nawóz, pasza i pożytek pszczeli	poletka produkcyjne
Karłowcy (niski) <i>L. nanus</i>	<i>Platycarpus</i>	jednoroczny	pominięty	Kalifornia, Nevada, Oregon	ozdobny	tereny otwarte, rzadko uprawiany
Kosmaty <i>L. pilosus</i>	<i>Platycarpus</i>	brak danych	pominięty	basen Morza Śródziemnego do Tyrolu włącznie, częsty w Palestynie	jadalny	dawniej uprawiany w Tyrolu Południowym dla ludzi, pozyskiwany ze stanu dzikiego na Bliskim Wschodzie
Łąkowy <i>L. pratensis</i>	<i>Platycarpus</i>	bylina	pominięty	Kalifornia	ozdobny	tereny otwarte, rzadko uprawiany

1	2	3	4	5	6	7
Nadrzeczny <i>L. rivularis</i>	<i>Platycarpus</i>	bylina	pominięty	pacyficzne wybrzeża Ameryki Północnej; od południowej Brytyjskiej Kolumbii do północnej Kalifornii	szeroko wykorzystywany w Stanach Zjednoczonych: rekultywacja, przeciwnie erozji, okrywowy w rolnictwie, poletka łowne, pasza, leczniczy, ozdobny	poletka produkcyjne, pola orne, kwiatniki, rekultywacyjne skarp, hałdy
Ogrodowy (mieszaniowiec, królewski, tęczy, „trwały”) <i>L. × hybridus (polyphyllus × arboreus)</i>	<i>Platycarpus</i>	bylina	pominięty	takson wyhodowany w celach ozdobnych	ozdobny	w Polsce tylko w ogrodach
Pacyficzny (karłowaty, preriowy) <i>L. lepidus</i>	<i>Platycarpus</i>	bylina	pominięty	pacyficzne wybrzeża Ameryki Północnej	ozdobny	tereny otwarte, rzadko uprawiany
Północny (arktyczny, subalpejski) <i>L. arcticus</i>	<i>Platycarpus</i>	bylina	pominięty	Alaska, pacyficzne wybrzeża Kanady, Oregon	ozdobny	tereny otwarte, rzadko uprawiany
Trwały <i>L. polyphyllus</i>	<i>Platycarpus</i>	bylina	wysoka, III (14 pkt)	zachód Ameryki Północnej	pasza dla zwierząt łownych, wzbogacanie gleb w azot	zagrożenie łąk raiograsowym i konietlicowym, poza tym ziołoroślom i murawom napiaskowym
Wąskolistny (niebieski) <i>L. angustifolius</i>	<i>Lupinus</i>	jednoroczny	pominięty, ergazjofag wit. C i in. (2017)	basen Morza Śródziemnego	główne zielony nawóz, na paszę rzadziej od białego i żółtego, pożytek pszczoł	poletka produkcyjne, może dziczyć
Żółty <i>L. luteus</i>	<i>Lupinus</i>	jednoroczny	pominięty, ergazjofag wit. C i in. (2017)	basen Morza Śródziemnego	międzyplon, zielony nawóz, paszowy, pożytek pszczoł	poletka produkcyjne, może dziczyć

Tabela 5. Tobinambur, pozostałe słoneczniki, podobne *Asteroidae* z języczkowatymi, z plewinkami

Gatunek	Typ życiowy	Inwazyjność Tokarskiej-Guzik i in. (2012)	Pochodzenie	Przyczyny uprawy	Typowe siedliska
1	2	3	4	5	6
Topinambur (bulwisty)	bylina	II (11 pkt)	Ameryka Północna	podstawowy gatunek łowiisk, warzywo ko- rzeniowe, rekultywacja, energetyka	łowiiska, nieużytki
Słonecznik drobnoko- szczykowy	bylina	niewuwzględniony	wschód Ameryki Północnej	ozdobny	ogrody, kwietniki
Słonecznik dziesięcio- płatkowy	bylina	kenofit, ale bez kategorii inwazyjności	Ameryka Północna	ozdobny	oczka wodne
Słonecznik jaskrawy	bylina	kenofit, ale bez kategorii inwazyjności	Ameryka Północna	ozdobny	ogrody, kwietniki
Słonecznik miękkwio- sy <i>H. strumosus</i>	bylina	niewuwzględniony	od południowo-wschod- niej Kanady po północny Meksyk	ozdobny	ogrody, kwietniki
Słonecznik ogonkowy	jednoroczny	niewuwzględniony	Ameryka Północna	ozdobny	ogrody, kwietniki
Słonecznik ogorko- listny	jednoroczny	niewuwzględniony	Ameryka Północna	ozdobny	ogrody, kwietniki
Słonecznik olbrzymi	bylina	niewuwzględniony	wschód Ameryki Północnej	ozdobny	brzegi rzek, pasy przy- wodne
Słonecznik srebrzysto- listny	jednoroczny	niewuwzględniony	południowo-wschodnie USA	ozdobny	ogrody, kwietniki

1	2	3	4	5	6
Slonecznik sztywny	bylina	nieuwzględniony	Kanada, północny wschód USA	ozdobny	ogrody, kwietniki
Slonecznik wierzbo-listny	bylina	nieuwzględniony	wschód Ameryki Północnej	ozdobny	ogrody, kwietniki
Kołotocznik wierzbo-listny	bylina	nieuwzględniony	Europa południowo-wschodnia	ozdobny	ogrody, kwietniki
Olejarka abisyńska (ramul, murzynek)	jednoroczny	efemeroft, ale bez kategorii i punktów	Afryka	oleisty	pola orne
Różnik przerosły (silfium, żółwia)	bylina	nieuwzględniony	wschód Ameryki Północnej	rekultywacja, energetyka, miododajny	rekultywowane haldy, pasieczyska
Skwarota szorstka (słoneczniczek zwyczajny, heliopsis)	bylina	nieuwzględniona	wschód Ameryki Północnej	ozdobny	ogrody, kwietniki
Smotrawa okazała	bylina	II (12 pkt)	Europa południowo-wschodnia, być może rodzima w Bieszczadach?	ozdobny, dawniej leczniczy	ogrody, kwietniki
Werbesina wysmukła	bylina	nieuwzględniona	wschód Ameryki Północnej	ozdobny	ogrody, kwietniki, pasieczyska

Dyskusja

Współczesne łowiectwo to nie tylko rozrywka i przygotowanie do przyszłych działań obronnych, lecz także ochrona przyrody. Ustawa Prawo łowieckie i komentarze do niej zwracają rosnącą uwagę na ochronę zwierząt łownych, w tym ochronę i kształtowanie środowiska przyrodniczego na rzecz poprawy warunków bytowania zwierzyny (art. 3), wpisujące się w racjonalną gospodarkę rolną, leśną i rybacką (art. 1) (Radecki 2010). Międzynarodowe kodeksy dobrych praktyk w łowiectwie zalecają unikanie wprowadzania obcych gatunków na łowiska. Dotyczy to nie tylko obcych zwierząt łownych, lecz również inwazyjnych gatunków roślin na poletkach łowieckich i pasach zaporowych (Solarz 2014, Monaco i in. 2016). Myśliwym nie trzeba przypominać o polepszaniu warunków bytowych zwierzynie oraz innym gatunkom, co zresztą nakazuje art. 11 Prawa łowieckiego: „Łowiectwo jest prowadzone zgodnie z podstawowymi kierunkami użytkowania terenów rolnych, leśnych i rybackich, w warunkach stałego polepszania zwierzynie środowiska bytowania” (Gwiazdowicz 2006, 2012). Z drugiej strony wydłuża się lista inwazyjnych gatunków obcych, jakich nikomu, także myśliwym i współpracującym z nimi leśnikom i rolnikom, nie wolno wprowadzać do rodzimej przyrody (Tokarska-Guzik i in. 2021, Rozporządzenie PE i Rady (UE) nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie zapobiegania wprowadzania i rozprzestrzeniania się inwazyjnych gatunków obcych i zarządzania nimi (Dz.U. UE No. L317/35), Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym). „Europejski kodeks dobrych praktyk w zakresie łowiectwa i inwazyjnych gatunków obcych”, opracowany przy współudziale Europejskiej Federacji Stowarzyszeń na rzecz Łowiectwa i Ochrony Przyrody (FACE), rekomenduje m.in.:

- unikanie celowego i przypadkowego wprowadzania inwazyjnych gatunków obcych roślin jako bazy lęgowej, żerowej i osłonowej dla zwierząt łownych;
- uznanie całkowitego wytępienia oraz kontroli liczebności za podstawowe metody zarządzania inwazyjnymi gatunkami obcymi;
- współpracę myśliwych z naukowcami oraz pozostałymi interesariuszami przy monitoringu, badaniach i usuwaniu gatunków inwazyjnych (Solarz 2014).

Gwiazdowicz (2012) uznał wprowadzanie IGO przez myśliwych za równie szkodliwe dla przyrody jak niepokojenie gatunków chro-

nionych, mylenie ich z łownymi oraz pozbawianie chronionych drapieżców bazy pokarmowej. Z drugiej strony apelował o zakładanie odpowiednich biotopów dla zwierzyny drobnej. „Odpowiednich” według obowiązujących przepisów wspólnotowych i polskich, a także według rekomendacji FACE oznacza dziś „wolnych od inwazyjnych gatunków obcych roślin”, nawet jeżeli są to gatunki lubiane przez myśliwych, gatunki faktycznie przydatne dla człowieka, zwierzyny łownej i/lub innych pożytecznych organizmów, np.: pszczoły miodnej, owadziarek czy ptaków śpiewających. Prośrodowiskowe kształtowanie łowisk, w tym uwalnianie ich od inwazyjnych roślin, w perspektywie długoterminowej może okazać się równie istotne, jak reintrodukcja żubra, eradykacja szopa pracza i wizona oraz kontrola liczebności lisa w ostojach kuraków leśnych. Szczególną uwagę warto poświęcić łąkom leśnym, wykaszając je późno (od drugiej połowy czerwca), pozostawiając 10–20% powierzchni nieskoszonej, tudzież usuwając z nich obce gatunki nawłoci, barszczów i rdestowców (Gwiazdowicz 2006, 2012, Tokarska i in. 2012, 2015, 2021).

Naukowcy coraz dokładniej poznają wpływ wielu kenofitów, w tym łubinu trwałego i topinambura, robinii akacjowej i dębu czerwonego, na rodzimą przyrodę Europy. Nie zawsze jest on wyłącznie szkodliwy. Przykładowo liśćmi „białej akacji” żywi się rzadki, ginący motyl pasyn debrak, a czeremchy późnej paż żeglarz (Bury 2020, Nestby 2020). Z kolei łubin trwały okazał się bardzo niebezpieczny dla rodzimych roślin (Prass i in. 2022) i wielu grup stawonogów, ale przydatny miejscowym trzmielom czy motylom (Valtonen i in. 2006, Ramula, Sorvari 2017). Istnieje jednak powszechny konsensus naukowy i polityczny w kwestii mitygacji dalszej ekspansji gatunków obcych w Europie, w tym Polsce (Botta-Dukát, Balogh 2008, Tokarska i in. 2012, Denisow i in. 2019).

Jako biolog i ogrodnik zdaję sobie sprawę, że całkowity zakaz uprawy niektórych IGO roślin, choćby grochodrzewu, byłby niewykonalny technicznie, a jednocześnie nader konfliktowy na polu społecznym. Rodzima flora Polski po prostu nie ma idealnych zamienników dla pewnych gatunków. Warto jednak próbować zastępować je gatunkami natywnymi, a w drugiej kolejności nieinwazyjnymi egzotami. Jeżeli to konieczne, należy wprowadzać po kilka różnych gatunków nieinwazyjnych zamiast jednego obcego. Zadanie tym prostsze do wykonania, że zachęcają doń dzisiejsze interwencje klimatyczno-rolno-środowiskowe, takie jak: „Tworzenie zadrzewień śródpolnych”, „Zwiększanie bioróżnorodności lasów prywatnych”, „Zalesianie gruntów rolnych” czy kontynuacja zobowiązań z poprzednich PROWów (<https://www.gov>).

pl/web/rolnictwo/inwestycje-i-premie-lesno-zadrzewieniowe, IUNG 2022). Kolejnym argumentem za eradykacją IGO z łowisk jest rosnący potencjał segetalny oraz inwazyjny paru kenofitów, dotychczas silnie związanych z myślistwem, np. dębu czerwonego, czerwemchy późnej, topinambura oraz ambrozji, klasyfikowanych jako tzw. „chwasty przyszłości” (Tokarska i in. 2015, 2021, Domaradzki 2025).

Literatura

- Adamczewski K. 2014. Odporność chwastów na herbicydy. PWN, Warszawa.
- Aldrich R.J. 1997. Ekologia chwastów w roślinach uprawnych. Podstawy zwalczania chwastów. Wyd. Chemia i Inżynieria Ekologiczna, Opole.
- Baranowska M., Korzeniewicz R., Kończak S., Janik Ł., Ziemkowska M. 2022. Gatunki inwazyjne w zadrzewieniach na przykładzie czerwemchy amerykańskiej. Zagadnienia Doradztwa Rolniczego, 109(3): 48–63.
- Bellon S., Tumiłowicz J., Król S. 1977. Obce gatunki drzew w gospodarstwie leśnym. PWRiL, Warszawa.
- Botta-Dukát Z., Balogh L. (red.) 2008. The most important invasive plants in Hungary. Institute of Ecology and Botany Hungarian Academy of Sciences, Vacratot.
- Brzosko E., Jermakowicz E., Mirski P., Ostrowiecka B., Tałałaj I., Wróblewska A. 2016. Inwazyjne drzewa i krzewy w Biebrzańskim Parku Narodowym i Suwalskim Parku Krajobrazowym. Stowarzyszenie „Uroczysko”, Uniwersytet w Białymstoku, Białystok.
- Buchalczyk T. (red.) 1989. Łowiectwo. PWRiL, Warszawa.
- Bruchwald A., Borecki T., Olenderek H. 2004. Urządzanie lasu. Rozwój SGGW, Warszawa.
- Bury J. 2020. Common Glider – *Neptis sappho* (Pallas, 1771) (Lepidoptera: Nymphalidae) in south-eastern Poland: another case of oversight or rapid range expansion of a species considered extinct. Annals of the Upper Silesian Museum in Bytom, Entomology, 29: 1–20.
- Carvalho L.G., Buckley Y., Memmott J. 2010. Diet breadth influences how the impact of invasive plants is propagated through food webs. Ecology, 91(4): 1063–1074.
- Celka Z., Szkudlarz P. 2010. Spontaneous occurrence and dispersion of *Aronia × prunifolia* (Marshall) Rehder (Rosaceae) in Poland on the example of the “Bagna” bog complex near Chlebowo (western Poland). Acta Societatis Botanicorum Poloniae, 79(1): 37–42.
- Chylarecki H. 1963. Badania nad przeorzechami (*Carya* Nutt.) uprawianymi w Polsce w warunkach środowiska leśnego. Arboretum Kórnickie, 8: 29–54.
- Czubiński T., Paradowski A. 2018. Atlas chwastów dla praktyków. Polskie Wydawnictwo Rolnicze.

- Dajdok Z., Sierakowski M. 2024. Rośliny obcego pochodzenia stanowiące realne lub potencjalne zagrożenie dla lokalnej bioróżnorodności. [W:] M. Sierakowski, G. Hebda (red.), Stobrawski Park Krajobrazowy. Monografia przyrodnicza. Wydawnictwo Uniwersytetu Opolskiego, Opole: 283–305.
- Danielewicz W., Maliński T. 1996. Rodzaj *Amelanchier* Med. – **świdośliwa** w Wielkopolskim Parku Narodowym. *Prace Wielkopolskiego Parku Narodowego*, Morena, 4: 19–35.
- Danielewicz W., Wiatrowska B. 2012. Motywy, okoliczności i środowiskowe konsekwencje wprowadzania obcych gatunków drzew i krzewów do lasów. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 14 (4): 26–43.
- Danielewicz W., Wiatrowska B. 2014. Inwazyjne gatunki drzew i krzewów w lasach Polski. *Peckiana*, 9: 59–67.
- Danielewicz W., Wiatrowska B., Dajdok Z., Tokarska-Guzik B. 2020. Rośliny naczyniowe obcego pochodzenia zadomowione w lasach Polski. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica*, 27(2): 451–471.
- Denisov B., Tymoszek K., Dmitruk M. 2019. Nectar and pollen production of *Helianthus tuberosus* L. – an exotic plant with invasiveness potential. *Acta Botanica Croatica*, 78(2): 135–141.
- Domaradzki K. 2025. Gatunki ruderalne coraz częstszym elementem zbiorowisk chwastów pól uprawnych. *IUNG*, Puławy. Mscr.
- Dzięciółowski R. 2003. Gospodarka łowiecka u progu XXI wieku. *Łowiec Polski*, Warszawa.
- Faliński J.B. 1969. Neofity i neofityzm. Dyskusje fitosocjologiczne (5). *Ekol. Pol.*, ser. B, 15(4): 337–354.
- Godlewski S. 2003. *Vademecum myśliwego*. DW Bellona, Warszawa.
- Grochowski W. 1976. *Uboczna produkcja leśna*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Gwiazdowicz D.J. 2006. Gospodarka łowiecka a ochrona przyrody. [W:] D.J. Gwiazdowicz (red.), *Gospodarka leśna a ochrona przyrody*. Wydawnictwo Ornatus, Poznań: 103–116.
- Gwiazdowicz D.J. 2012. *Łowiectwo a ochrona przyrody*. [W:] D.J. Gwiazdowicz (red.), *Problemy współczesnego łowiectwa w Polsce*. Oficyna Wydawnicza G&P, Poznań: 89–114.
- Haber A. 1996. *Zoologia dla techników leśnych*. Wyd. Świat, Warszawa.
- Haber A., Pasławski T., Zaborowski S. 1979. *Gospodarstwo łowieckie*. PWN, Warszawa.
- Hołubowicz-Kliza G. 2011. *Rolniczy atlas chwastów*. IUNG, Puławy.
- IUNG (red.) 2022. *Systemy rolno-leśne. Interwencja realizowana w ramach Planu Strategicznego na lata 2023–2027*. IUNG-PIB, Puławy.
- Jackowiak B., Celka Z., Chmiel J., Latowski K., Żukowski W. 2017. Checklist of the vascular flora of Wielkopolska (Poland): casual alien species. *Biodiversity: Research and Conservation*, 46: 35–55.
- Jóźwiak Z., Biały K. 1994. *Słownik podstawowych terminów łowieckich i ekologicznych*. *Łowiec Polski*, Warszawa.

- Korczyński I. 2006. Dyskusyjna rola remiz w ogniskowo-kompleksowej metodzie ochrony lasu. *Przegląd Leśniczy*, 12: 4–6.
- Kornaś J. 1977. Analiza flor synantropijnych. *Wiad. Bot.*, 21: 85–91.
- Kowalczyk T., Pliszko A., Drobnik S. 2014. *Persicaria nepalensis* (Polygonaceae) a new potentially invasive anthropophyte in the Polish flora. *Polish Botanical Journal*, 59(2): 255–261.
- Krawiecowa A., Rostański K. 1972. Projekt usprawnienia klasyfikacji roślin synantropijnych. *Phytocoenosis*, 1(3): 217–222.
- Krawczyński W. 1947. Łowiectwo. Podręcznik dla leśników i myśliwych. Wyd. Spółdzielni „Las”, Warszawa.
- Krężel R., Parylak D., Zimny L. 1999. Zagadnienia uprawy roli i roślin. AR Wrocław, Wrocław.
- Kruszewicz A., Czujkowska A. 2018. Ornitologia nie tylko dla myśliwych. T. 1. Oikos, Warszawa.
- Kulpa W. 1958. Owoce i nasiona chwastów. Klucze do oznaczania. PWN, Warszawa.
- Matras J. 1982. Struktura gatunkowa drzew i krzewów w zadrzewieniach. *Sylwan*, 126(06): 21–29.
- Milewski J. 1968. Lasy i zadrzewienia w dolinach rzek oraz możliwości ich uproduktowania. *Sylwan*, 112(12): 59–64.
- Milewski J. 1976. Zadrzewienia – bazą produkcyjną dzikich owoców dla przemysłu spożywczego. *Sylwan*, 120(09): 9–20.
- Milewski J., Hejmanowski S. 1965. Drzewa i krzewy stosowane w zadrzewieniach. PWRiL, Warszawa.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2020. Vascular plants of Poland. An annotated checklist. Rośliny naczyniowe Polski. Adnotowany wykaz gatunków. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Monaco M., Genovesi P., Middleton A. 2016. European code of conduct on hunting and invasive alien species. Council of Europe, 41.
- Monkielewicz L., Ostalski R. 1988. Użytkowanie lasu dla techników leśnych. PWRiL, Warszawa.
- Mowszowicz J. 1986. Krajowe chwasty polne i ogrodowe. Przewodnik do oznaczania. PWRiL, Warszawa.
- Murat E. 1990. Hodowla lasu. Cz. I–IV. Wyd. Świat, Warszawa.
- Nestby R. 2020. The status of *Prunus padus* L. (bird cherry) in forest communities throughout Europe and Asia. *Forests*, 11(5): 497.
- Nusslein F. 2011. Łowiectwo. Podręcznik. Wyd. Galaktyka Sp. z o.o., Łódź.
- Paradowski A. 2017. Atlas chwastów. Hortpress, Warszawa.
- Paślowski T. 1990. Łowiectwo dla leśników i myśliwych. PWRiL, Warszawa.
- Piekarczyk M., Jaskulski D. 2016. Chwasty i ich zwalczanie – element polowej produkcji roślinnej. Wydawnictwa Uczelniane UTP w Bydgoszczy, Bydgoszcz.
- Pielowski Z. 1988. Sarna. PWRiL, Warszawa.

- Prass M., Ramula S., Jauni M., Setälä H., Kotze D. 2022. The invasive herb *Lupinus polyphyllus* can reduce plant species richness independently of local invasion age. *Biological Invasions*, 24(2): 425–436.
- Purcel A. 2011. Zdecydowane nie! Obcym gatunkom ekspansywnych drzew i krzewów na terenach zieleni komponowanej i otwartym krajobrazie Polski. [W:] M.E. Drozdek (red.), *Rośliny do zadań specjalnych*. Oficyna Wydawnicza Państwowej Wyższej Szkoły Zawodowej w Sulechowie, Sulechów–Kalsk: 423–438.
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtek J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic: checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia*, 84: 155–255.
- Pyšek P., Richardson D., Rejmánek M., Webster G., Williamson M., Kirschner J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 53(1): 131–143.
- Radecki W. 2010. *Prawo łowieckie. Komentarz*. Wyd. Difin, Warszawa.
- Ramula S., Sorvari J. 2017. The invasive herb *Lupinus polyphyllus* attracts bumblebees but reduces total arthropod abundance. *Arthropod-Plant Interactions*, 11(6): 911–918.
- Seneta W., Dolatowski J. 2025. *Dendrologia*. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
- Sierpiński Z., Łukomski S. 1990. *Ochrona lasu*. PWRiL, Warszawa.
- Skrzypczak G., Blecharczyk A., Swędrzyński A. 1996. *Podręczny atlas chwastów*. Wyd. Medix Plus, Poznań.
- Solarz W. 2014. Myśliwi a gatunki obce. *Brać Łowiecka*: 60–63.
- Szmit B.J., Szmit B., Mynett M. 2025. *Drzewa i krzewy liściaste*. Multico Oficyna Wydawnicza, Warszawa.
- Sztołcman J. 1920. *Łowiectwo. Podręcznik dla szkół leśnych i rolniczych*. Wyd. M. Arcta, Warszawa. *Łowiectwo – Wielkopolska Biblioteka Cyfrowa*.
- Szukiel E. 2001. *Ochrona drzew przed roślinożernymi ssakami*. Centrum Informacji Lasów Państwowych, Warszawa.
- Śląski J., Sękowski B. 1988. *Szkółkarstwo szczegółowe drzew i krzewów ozdobnych oraz użytkowych*. PWRiL, Kórnik, Poznań, Warszawa.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zajac M., Zajac A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. *Rośliny obcego pochodzenia ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Tokarska-Guzik B., Bzdęga K., Nowak T., Urbisz A., Węgrzynek B., Dajdok Z. 2015. *Propozycja listy roślin gatunków obcych, które mogą stanowić zagrożenie dla przyrody Polski i Unii Europejskiej*. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
- Tokarska-Guzik B., Bzdęga K., Dajdok Z., Mazurska K., Solarz W. 2021. Invasive alien plants in Poland – the state of research and the use of the results in practice. *Environmental & Socio-economic Studies*, 9: 71–95.
- Tymrakiewicz W. 1976. *Atlas chwastów*. PWRiL, Warszawa.

- Valtonen A., Jantunen J., Saarinen K. 2006. Flora and lepidoptera fauna adversely affected by invasive *Lupinus polyphyllus* along road verges. *Biological Conservation*, 133(3): 389–396.
- Węgorz T. 1985. Dobór drzew i krzewów do zadrzewień przeciwoerozyjnych na wyżynnych terenach Lubelszczyzny. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 311: 125–152.
- Woźnica Z. 2012. *Herbologia. Podstawy biologii, ekologii i zwalczania chwastów*. PWRiL, Poznań.
- Zajac A., Zajac M. (red.) 2001. *Distribution Atlas of Vascular Plants in Poland*. Laboratory of Computer Chorology, Institute of Botany, Jagiellonian University, Cracow.
- Zajac A., Zajac M. (red.) 2019. *Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce: Dodatek. Distribution Atlas of Vascular Plants in Poland: Appendix*. Laboratory of Computer Chorology, Institute of Botany, Jagiellonian University, Cracow.
- Zajaczkowski J. 1988–2011. Ekspert – dobór gatunków do zadrzewień (<http://zadrzewienia.wl.sggw.pl/Zadrzewienia.htm>).
- Zajaczkowski J., Zajaczkowski K. 2013. *Zadrzewienia*. [W:] *Hodowla lasu*. T. 4, cz. 2. Powszechne Wyd. Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Zajaczkowski K. 2005. Regionalizacja potrzeb zadrzewieniowych w Polsce. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin–Warszawa.
- Zarząd Główny PZŁ 2003. *Poradnik zagospodarowania łowisk polnych i zagospodarowania podstawowymi gatunkami zwierzoyny drobnej*. Łowiec Polski, Warszawa.

Akty prawne

- Rozporządzenie PE i Rady (UE) nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie zapobiegania wprowadzania i rozprzestrzeniania się inwazyjnych gatunków obcych i zarządzania nimi (Dz.U. UE No. L317/35).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz.U. nr 210, poz. 1260).

Piotr Kowalczak, Bogumił Nowak

PK – Emerytowany profesor IMGW,

BN – Uniwersytet Kazimierza Wielkiego w Bydgoszczy, IMGW-PIB, Warszawa,

e-mail: rugosa@op.pl

Oczka wodne w krajobrazie rolniczym

Wprowadzenie – znaczenie małych zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym

Krajobraz rolniczy Polski i całej Europy Środkowej przez stulecia kształtowany był przez działalność człowieka, jednak jego struktura przez długi czas zachowywała stosunkowo dużą różnorodność elementów przyrodniczych. Jednym z charakterystycznych składników tego krajobrazu były niewielkie zbiorniki wodne – określane często jako oczka wodne, zagłębienia wodne lub drobne zbiorniki śródpolne (ryc. 1). Zbiorniki te powstawały zarówno w wyniku procesów naturalnych, jak i działalności człowieka, a ich obecność odgrywała istotną rolę w funkcjonowaniu lokalnych ekosystemów oraz w gospodarce wodnej zlewni (Kalettka, Rudat 2006, Biggs i in. 2017).

Małe zbiorniki wodne są ważnym elementem retencji krajobrazowej, czyli zdolności krajobrazu do zatrzymywania wody w obrębie zlewni. W przeciwieństwie do dużych zbiorników retencyjnych, które oddziałują na poziomie regionalnym, oczka wodne wpływają przede wszystkim na lokalne procesy hydrologiczne, takie jak infiltracja, parowanie czy zasilanie wód gruntowych (Downing 2010). Jednocześnie odgrywają one znaczącą rolę w zwiększaniu bioróżnorodności biocenoz rolniczych, pełniąc funkcję siedliskową dla licznych grup



Ryc. 1. Otoczone zadrzewieniami oczko wodne w rejonie Mnichowa w powiecie gnieźnieńskim (fot. P. Robakowski)

organizmów oraz stanowiąc element stabilizujący funkcjonowanie agroekosystemów.

Specyfika funkcjonowania oczek wodnych wynika z ich niewielkich rozmiarów oraz silnego powiązania z lokalnymi warunkami hydrologicznymi i meteorologicznymi. Charakteryzują się one bardzo dużą zmiennością stanów wody w ciągu roku – najwyższe poziomy obserwowane są zazwyczaj wczesną wiosną, w wyniku zasilania wodami roztopowymi, natomiast w okresie letnim i jesiennym wiele z nich ulega znacznemu obniżeniu poziomu zwierciadła wody, a nawet całkowitemu wysychaniu. W niektórych przypadkach, przy intensywnych opadach lub gwałtownych roztopach, dochodzi do czasowego przekroczenia pojemności misy zbiornika i podtopienia terenów przyległych. Tak duża dynamika powoduje, że oczka wodne są układami bardzo wrażliwymi na zmiany klimatyczne oraz przekształcenia sposobu użytkowania terenu.

W ostatnich dekadach obserwuje się znaczące zmiany w funkcjonowaniu środowiska wodnego terenów rolniczych. W wielu regionach Europy Środkowej, w tym w Polsce, następuje stopniowe zmniejszanie zasobów wodnych, co wiąże się zarówno z przekształceniami krajozbrazu, jak i ze zmiennością klimatu. W literaturze podkreśla się, że

obserwowane zmiany prowadzą do zwiększenia częstotliwości i intensywności zjawisk ekstremalnych, takich jak susze i opady nawalne, co dodatkowo pogłębia problemy związane z gospodarowaniem wodą w krajobrazie rolniczym (Kowalczak 2024).

Do najważniejszych czynników wpływających na pogorszenie bilansu wodnego należą m.in.: wzrost temperatury powietrza, wydłużenie sezonu wegetacyjnego, zwiększenie ewapotranspiracji, skrócenie czasu występowania pokrywy śnieżnej oraz częstsze występowanie okresów bezopadowych. Zmiany te prowadzą do obniżania poziomu wód gruntowych (Graf 2012, Graf, Jawgiel 2019), zmniejszania przepływów w rzekach (Tomaszewski 2012, Stanek i in. 2024, Kozak-Połomska i in. 2025, Wrzesiński i in. 2026) oraz zaniku jezior i małych zbiorników wodnych.

W wielu regionach Polski, zwłaszcza w jej środkowej części, obserwuje się wyraźny wzrost częstości występowania suszy rolniczej (Łabędzki, Bąk 2016), która stanowi jedno z głównych zagrożeń dla produkcji rolniczej. Analizy przestrzennego rozkładu zagrożenia suszą wskazują, że znaczna część gruntów rolnych znajduje się w strefach wysokiego lub bardzo wysokiego ryzyka deficytu wody. W takich warunkach szczególnego znaczenia nabiera zdolność krajobrazu do retencjonowania wody, zwłaszcza w górnych partiach zlewni.

Jednym z najprostszych i jednocześnie najbardziej naturalnych sposobów zwiększania retencji jest zachowanie lub odtwarzanie małych zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym. Zbiorniki te zatrzymują wody opadowe i roztopowe, spowalniają odpływ powierzchniowy, a także przyczyniają się do podnoszenia poziomu wód gruntowych i poprawy uwilgotnienia gleb (Oertli i in. 2002, Downing 2010). Jednocześnie, dzięki swojej powszechności i rozproszeniu, mogą pełnić funkcję swoistej „retencji rozproszonej”, która w wielu przypadkach okazuje się bardziej efektywna w skali lokalnej niż duże inwestycje hydrotechniczne. Oczka wodne pełnią również istotną funkcję ekologiczną, stanowiąc siedliska dla wielu gatunków roślin i zwierząt. W szczególności są one ważnym miejscem rozrodu dla płazów, a także siedliskiem licznych gatunków owadów wodnych, ptaków i drobnych ssaków. Dzięki temu przyczyniają się do zwiększenia bioróżnorodności krajobrazu rolniczego, który w wyniku intensyfikacji produkcji rolnej uległ znacznemu uproszczeniu (Williams i in. 2004).

Znaczenie małych zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym nie ogranicza się jednak wyłącznie do funkcji przyrodniczych. W wielu przypadkach pełnią one również ważne funkcje gospodarcze i środowiskowe, m.in.:

- stanowiąc rezerwuuar wody dla zwierzyny i potencjalne źródło wody do nawodnień,
- poprawiając mikroklimat pól uprawnych,
- ograniczając erozję gleb,
- zatrzymując część biogenów spływających z pól.

W związku z powyższym coraz częściej wskazuje się, że zachowanie oraz odtwarzanie oczek wodnych może stanowić jeden z kluczowych elementów adaptacji krajobrazu rolniczego do zmian klimatu oraz zrównoważonego gospodarowania wodą w zlewniach (Biggs i in. 2017, Nowak 2025).

Celem niniejszego artykułu jest przedstawienie znaczenia oczek wodnych w krajobrazie rolniczym ze szczególnym uwzględnieniem ich funkcji hydrologicznych, przyrodniczych i gospodarczych, a także omówienie procesów prowadzących do ich zaniku oraz możliwości ich ochrony i odtwarzania w warunkach współczesnych zmian środowiskowych.

Artykuł ma charakter przeglądowo-syntetyczny i opiera się na analizie literatury krajowej i zagranicznej oraz wieloletnich doświadczeniach autorów.

Geneza i typologia oczek wodnych w krajobrazie rolniczym

Małe zbiorniki wodne, występujące w krajobrazie rolniczym, mogą mieć różne pochodzenie oraz odmienne warunki funkcjonowania hydrologicznego. Ich geneza jest ściśle związana zarówno z procesami naturalnymi zachodzącymi w środowisku geologicznym i geomorfologicznym, jak i z działalnością człowieka. W literaturze przedmiotu wyróżnia się zazwyczaj zbiorniki naturalne oraz antropogeniczne, które różnią się zarówno sposobem powstania, jak i charakterem reżimu hydrologicznego (Kalettka, Rudat 2006).

Naturalne oczka wodne

Do najczęściej spotykanych naturalnych oczek wodnych w krajobrazie Polski należą zbiorniki pochodzenia polodowcowego, powstałe w wyniku procesów związanych z działalnością lądolodu oraz jego wód roztopowych. Szczególnie liczne są one na obszarach młodoglacjal-

nych, odpowiadających pasowi pojezierzy. Wśród nich zdecydowanie wyróżniają się Pojezierze Suwalskie, Pojezierze Mazurskie i Pojezierze Pomorskie, które cechują się największymi deniwelacjami terenu oraz najwyższą jeziornością (Choiński 2007a, b).

Najbardziej charakterystycznym typem są oczka wytopiskowe, które powstały w wyniku wytopienia brył martwego lodu pozostawionych w osadach glacialnych (Pieńkowski 2001, 2003). W miarę topnienia lodu powstawały zagłębienia wypełniające się wodą, które w wielu przypadkach zachowały się do dziś jako niewielkie zbiorniki wodne (ryc. 2). Istotną grupę stanowią również zagłębienia deflacyjne, powstające w wyniku działalności wiatru na obszarach piaszczystych. Występują one przede wszystkim w pradolinach dużych rzek Polski, gdzie w okresie wczesnoholoceniście zachodziły intensywne procesy eoliczne. W warunkach płytkiego występowania wód gruntowych zagłębienia te mogą być okresowo lub trwale wypełnione wodą. Z uwagi na ubogie siedliska glebowe obszary te są obecnie często zajęte przez lasy, a występujące tam oczka wodne wykazują cechy zbiorników dystroficznych, o podwyższonej kwasowości i ograniczonej produktywności biologicznej.



Ryc. 2. Główne typy oczek wodnych w krajobrazie rolniczym wyróżnione w oparciu o ich genezę (opracowanie własne z wykorzystaniem technologii AI)

Do naturalnych oczek wodnych zalicza się również:

- niewielkie starorzecza trwale odcięte od koryt rzecznych (ryc. 3);
- zagłębienia torfowiskowe powstałe w wyniku degradacji torfów;
- zapadliska krasowe i niecki erozyjne na obszarach skał węglanowych i gipsowych;
- kratery meteorytowe (np. w rejonie Góry Morskiej pod Poznaniem) (Muszyński i in. 2013);
- inne zagłębienia bezodpływowe powstałe w wyniku procesów morfologicznych.

Warto podkreślić, że zdecydowana większość naturalnych oczek wodnych charakteryzuje się bardzo niewielką powierzchnią – często poniżej 0,05 ha, a teren wokół zagłębień wraz z oczkiem wodnym tworzy mikrozlewnie, których wielkość zamyka się najczęściej w przedziale od 0,3 do 2,8 ha, średnio około 1 ha. Jednocześnie należy wskazać, że oczka wodne występują z reguły w kompleksach związanych z obszarami bezodpływowymi w strefach wododziałowych, co powoduje ich dużą podatność na zmiany warunków klimatycznych oraz presję antropogeniczną.



Ryc. 3. Odcięte starorzecze rzeki Prosny w okolicach miejscowości Siemianice w powiecie kępińskim (fot. P. Robakowski)

Oczka wodne pochodzenia antropogenicznego

Obok zbiorników naturalnych w krajobrazie rolniczym występuje również wiele zbiorników powstałych w wyniku działalności człowieka. W wielu przypadkach ich geneza związana jest z dawnym użytkowaniem terenu, np. z wydobywaniem surowców, działalnością gospodarczą lub celowym tworzeniem zbiorników wodnych. Do najczęściej spotykanych należą: niewielkie zbiorniki gospodarcze, służące do gromadzenia deszczówki; zbiorniki powstałe w dawnych wyrobiskach gliny, piasku i żwiru (ryc. 4); torfianki, wypełniające wyrobiska po eksploatacji torfu; niecki zapadliskowe powstałe w rejonie działalności górniczej, np. na Górnym Śląsku, w rejonie wydobywania rud cynku i ołowiu w Małopolsce czy w okolicach Sieniawy i Łuku Mużakowa, gdzie przez lata wydobywano węgiel brunatny; zbiorniki przeciwpożarowe zlokalizowane w wielu wsiach oddalonych od naturalnych akwenów i cieków, często stanowiące centralny element osadniczy; zbiorniki, będące elementem założeń parkowych, towarzyszących dworom i majątkom ziemskim nierzadko określane mianem oczek dworskich (ryc. 5); dawne fosy zlo-



Ryc. 4. Oczko wodne powstałe w dawnej piaskowni w rejonie wsi Tręby w powiecie konińskim (fot. B. Nowak)



Ryc. 5. Oczko dworskie przy pałacu w Gułtowach
w powiecie poznańskim (fot. P. Robakowski)

kalizowane w pobliżu zamków i pałaców czy wreszcie wyrównawcze zbiorniki melioracyjne, stanowiące element infrastruktury odwodnieniowej pompowni, znajdujących się na terenach okresowo zalewanych. Stosunkowo nowym elementem krajobrazowym są także zbiorniki podczyszczające i przeciwpożarowe, towarzyszące drogom szybkiego ruchu oraz węzłom drogowym (ryc. 4). Z kolei na obszarach zurbanizowanych oczka wodne budowane są głównie w celach rekreacyjnych i krajobrazowych, pełniąc równocześnie inne funkcje, np. wzbogacenie różnorodności biologicznej. W nowszych rozwiązaniach stanowią także element zagospodarowania wód pochodzących z opadów atmosferycznych i odciążających sieć kanalizacji ogólnospławnej.

W wielu przypadkach zbiorniki te powstały przypadkowo, jednak z czasem zaczęły pełnić funkcje zbliżone do zbiorników naturalnych. Stanowią one ważne elementy retencji krajobrazowej, pełniąc rolę siedlisk wielu organizmów wodnych oraz są elementami zabezpieczenia przeciwpożarowego czy przeciwpowodziowego zabudowań, znajdujących się w ich pobliżu. Istotnym aspektem funkcjonowania zbiorników antropogenicznych jest ich większa podatność na przekształcenia oraz często krótszy czas trwania w krajobrazie, wynikający z intensywnego użytkowania terenu, zmian funkcji gospodarczych oraz niewielkiej

głębokości. Dlatego w przypadku budowy nowych oczek wodnych rekomenduje się minimalną głębokość na poziomie 1,40 m w celu obniżenia możliwości penetracji promieniowania słonecznego oraz ograniczenia ich podatności na zarastanie..

Typologia hydrologiczna oczek wodnych

Z punktu widzenia funkcjonowania hydrologicznego oczka wodne można podzielić również według sposobu ich zasilania. Najczęściej wyróżnia się:

- Bezodpływowe oczka zasilane wodami gruntowymi – są to zbiorniki, których poziom wody pozostaje w bezpośrednim kontakcie z poziomem wód gruntowych. W takich przypadkach wahania poziomu wody w zbiorniku są ściśle związane z wahaniami zwierciadła wód podziemnych. Dominują w strefach sandrowych i piaszczystych partii wysoczyznowych oraz w dolinach dużych rzek wypełnionych osadami fluwiogłacjalnymi.
- Bezodpływowe oczka zasilane wodami opadowymi – w tym przypadku głównym źródłem zasilania są opady atmosferyczne oraz spływ powierzchniowy z otaczającego terenu. Zbiorniki takie często mają charakter okresowy i mogą wysychać w okresach długotrwałej suszy. Związane są głównie z równinami dennomorenowymi, gdzie w litologii powierzchniowej dominują gliny zwałowe, czy z gliniastymi partiami wzniesień czołowomorenowych lub peryglacjalnymi strefami akumulacji lessów.
- Bezodpływowe oczka mieszane, w których zasilanie odbywa się zarówno wodami opadowymi, jak i gruntowymi. Ich funkcjonowanie zależy wówczas od warunków hydrogeologicznych oraz od sposobu użytkowania terenu w ich otoczeniu.
- Oczka przepływowe, włączone w lokalną sieć hydrograficzną, w których dominujący element zasilania stanowią stałe lub okresowe cieki, spływające z górnych partii zlewni bądź duże rzeki występujące ponad koryto w okresach wezbrań.

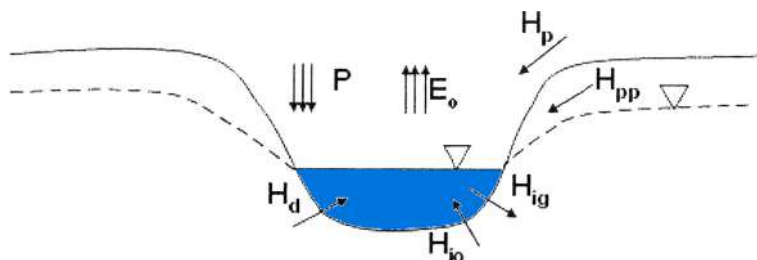
Uzupełniając powyższy podział, trzeba dodać, że istotne jest także uwzględnienie trwałości zbiorników w czasie. W tym ujęciu wyróżnia się:

- oczka trwałe, utrzymujące wodę przez cały rok;
- oczka okresowe, wysychające w okresach suszy (ryc. 6);
- oczka epizodyczne, pojawiające się jedynie w warunkach intensywnego zasilania opadowego.



Ryc. 6. Wyschnięte oczko w wodne w pobliżu Wólki Orchowskiej w powiecie słupeckim (fot. B. Nowak)

Zróżnicowanie sposobów zasilania sprawia, że oczka wodne wykazują dużą zmienność hydrologiczną. W latach o dużej sumie opadów mogą one pełnić istotną funkcję retencyjną, natomiast w okresach suszy część z nich może ulegać okresowemu wysychaniu, na co wpływ ma fakt, że z powierzchni oczek wodnych może wyparowywać o ponad 20% więcej wody niż z otwartej powierzchni jezior, dzięki transpiracji makrofitów i roślinnych zbiorowisk przywodnych oraz w wyniku intensywniejszego ogrzewania się wody w okresie letnim (ryc. 7). Pomi-



Bilans wodny dla oczka; P – opad, H_d – odpływ drenarski, H_p – spływy powierzchniowe, H_{pp} – spływy podpowierzchniowe, H_{ig} – przesiąki z oczka, H_{no} – infiltracja z wód gruntowych, E_o – parowanie

Ryc. 7. Schemat bilansu wodnego oczka śródpolnego (wg Bieleckiej 2006)

mo tego nawet okresowe zbiorniki wodne mają duże znaczenie ekologiczne, ponieważ tworzą ważne siedliska dla wielu gatunków roślin i zwierząt.

Ujęcie krajobrazowe i funkcjonalne oczek wodnych

Do pełnego zrozumienia roli oczek wodnych konieczne jest uwzględnienie ich funkcjonowania w kontekście przekształceń krajobrazu. Istotny jest tutaj podział krajobrazów na: naturalne, historyczne, współczesne oraz prognozowane (Chmielewski, Solon 2015), który pozwala analizować zmiany sieci hydrograficznej i kierunki przekształceń środowiska.

Z punktu widzenia praktyki gospodarczej bardziej użyteczny jest jednak podział funkcjonalny, uwzględniający lokalizację i przeznaczenie zbiorników. W tym ujęciu wyróżnia się:

- oczka śródpolne,
- oczka wiejskie,
- oczka leśne,
- oczka przydomowe,
- oczka przypałacowe,
- oczka na obszarach zurbanizowanych,
- oczka związane z infrastrukturą komunikacyjną,
- oczka powstałe w wyniku działalności przemysłowej.

Podział ten odzwierciedla współczesne kierunki kształtowania krajobrazu oraz pozwala na lepsze dopasowanie funkcji zbiorników do potrzeb użytkowników. Wskazuje on również na rosnącą rolę oczek wodnych jako elementów planowania przestrzennego, gospodarki wodnej oraz ochrony środowiska.

Definicje oczek wodnych w ujęciu naukowym oraz w świetle obowiązujących przepisów prawnych i różnice między oczkami wodnymi a stawami

Termin „oczko wodne” jest powszechnie stosowany zarówno w literaturze naukowej, jak i w praktyce gospodarki rolnej czy planowania przestrzennego. W przeciwieństwie jednak do wielu innych elementów środowiska wodnego nie posiada on jednej, jednoznacznej definicji prawnej funkcjonującej w polskim systemie prawnym. Zgodnie z przyjętą terminologią naukową oczko wodne to popularne określenie

różnych typów małych zbiorników wodnych – od naturalnych poprzez utworzone jako elementy założeń urbanistycznych w ogrodach aż po małe stawy hodowlane. Oczkiem wodnym nazywamy zbiornik wodny o powierzchni mniejszej niż 1 ha o okrągłym lub owalnym kształcie oraz głębokości nieprzekraczającej 3 m. Często nie posiada ono naturalnego dopływu ani odpływu powierzchniowego, dlatego jest bardzo podatne na lokalne warunki atmosferyczne. Definicje tworzone przez naukowców są dość zróżnicowane, np. Majdanowski (1954) oczkiem wodnym nazywa zbiorniki o genezie polodowcowej, uważając, że określenie oczko polodowcowe i oczko są jednoznaczne. Inni autorzy proponują rozszerzenie tej definicji, np. Maruszczak (1954) rozszerza pojęcie oczka na wszystkie zbiorniki o powierzchni mniejszej niż 1 ha i proponuje ich szczegółowy podział w zależności od genezy. Podobne definicje oczka wodnego podają inni autorzy: Klimaszewski (1954), Mikulski (1965), Kochanowska i in. (1997).

Zupełnie inne podejście do oczka wodnego przyjęto w obowiązujących przepisach. Według ustawy z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gatunków rolnych i leśnych (Dz.U. 1995 nr 16, poz. 78) oczkami wodnymi są naturalne śródpolne i śródleśne zbiorniki wodne o powierzchni do 1 ha, niepodlegające klasyfikacji gleboznawczej. Z punktu widzenia przepisów prawnych kluczowym aktem, regulującym kwestie związane z gospodarowaniem wodami w Polsce jest jednakże ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (Dz.U. 2017 poz. 1566). Ustawa ta wprowadza definicję powierzchniowych wód płynących i powierzchniowych wód stojących oraz urządzeń wodnych, do których zalicza się m.in. budowle i obiekty, służące kształtowaniu zasobów wodnych, w tym zbiorniki wodne, stawy oraz inne obiekty umożliwiające retencjonowanie wody. W praktyce oznacza to, że część zbiorników określanych potocznie jako oczka wodne może być traktowana jako wody powierzchniowe płynące, wody powierzchniowe stojące bądź jako urządzenia wodne, jeżeli powstały w wyniku działalności człowieka lub zostały przekształcone w sposób oddziałujący na stosunki wodne.

Duże znaczenie ma również rozróżnienie pomiędzy niewielkimi zbiornikami wodnymi a stawami. W praktyce gospodarczej i planistycznej przyjmuje się, że oczka wodne to niewielkie zbiorniki o charakterze naturalnym lub półnaturalnym, które powstały w wyniku procesów geomorfologicznych lub lokalnych przekształceń terenu, a ich funkcjonowanie nie jest bezpośrednio związane z prowadzeniem działalności gospodarczej. Zbiorniki te mają zazwyczaj niewielką powierzchnię (najczęściej od kilkudziesięciu do kilku tysięcy metrów kwadratowych) oraz stosunkowo małą głębokość, a ich zasilanie odbywa się głównie

poprzez opady atmosferyczne, spływ powierzchniowy lub kontakt z płytkimi wodami gruntowymi. W kontekście obowiązujących zapisów ustawy Prawo wodne takie bezodpływowe oczka wodne stanowią powierzchniową wodę stojącą. W przypadku stałego lub okresowego ich połączenia z ciekami naturalnymi lub kanałami klasyfikowane są one jako powierzchniowa woda płynąca. W zależności od ich reżimu hydrologicznego w rozporządzeniu Ministra Rozwoju, Pracy i Technologii z dnia 27 lipca 2021 r. w sprawie ewidencji gruntów i budynków (Dz.U. 2021 poz. 1390) są one klasyfikowane jak *Ws*, czyli Wody stojące lub *Wp* – Wody płynące. Te pierwsze mogą podlegać obrotowi prawnemu, a drugie stanowią z urzędu własność Skarbu Państwa.

Z kolei stawy stanowią zazwyczaj zbiorniki wodne o charakterze antropogenicznym, które zostały utworzone w sposób celowy i są wykorzystywane do określonych funkcji gospodarczych. Do najczęściej spotykanych należą: stawy hodowlane, stawy retencyjne, stawy rekreacyjne. W odróżnieniu od oczek wodnych stawy mają zazwyczaj elementy infrastruktury hydrotechnicznej, takie jak groble, zastawki czy urządzenia piętrzące wodę, umożliwiające regulację poziomu wody oraz kontrolę odpływu. W wielu przypadkach są one również zasilane wodami cieków powierzchniowych lub systemów melioracyjnych. W myśl zapisów wzmiankowanego wyżej rozporządzenia oznaczone są one symbolem *Wsr* – grunty pod stawami i najczęściej są własnością prywatną bądź pozostają w zarządzie Krajowego Ośrodka Wsparcia Rolnictwa. Różnice pomiędzy oczkami wodnymi a stawami można rozpatrywać w kilku podstawowych aspektach (tab. 1).

Tabela 1. Podstawowe różnice pomiędzy oczkami wodnymi a stawami

Cecha	Oczka wodne	Stawy
Geneza	Naturalna lub półnaturalna	Antropogeniczna
Wielkość	$P < 1,0$ ha	Zazwyczaj kilka lub kilkanaście hektarów
Funkcja	Przyrodnicza, retencyjna	Gospodarcza, hodowlana, retencyjna
Regulacja poziomu wody	Zazwyczaj brak	Obecność urządzeń hydrotechnicznych
Zasilanie	Opady, wody gruntowe	Cieki naturalne i rowy

Rozróżnienie obiektu hydrograficznego na oczko wodne oznaczone jako *Ws* bądź stawy klasyfikowane jako *Wsr* przekłada się na istotne różnice w kontekście obowiązków administracyjnych związanych z ich eksploatacją lub budową. Zgodnie z obowiązującymi przepisami wykonanie niewielkiego zbiornika wodnego o powierzchni nieprzekracza-

jącej 5000 m² oraz głębokości do 3 m, który zasilany jest wyłącznie wodami opadowymi, roztopowymi lub wodami gruntowymi i którego oddziaływanie nie wykracza poza granice działki, wymaga jedynie zgłoszenia wodnoprawnego, a nie uzyskania pozwolenia wodnoprawnego. Większe zbiorniki, w tym w szczególności stawy wykorzystywane gospodarczo, wymagają natomiast uzyskania stosownego pozwolenia wodnoprawnego oraz sporządzenia operatu wodnoprawnego.

Warto podkreślić, że brak jednoznacznej definicji prawnej oczka wodnego powoduje liczne problemy interpretacyjne w praktyce administracyjnej. W zależności od przyjętej klasyfikacji ten sam obiekt może być traktowany jako naturalny zbiornik wodny, urządzenie wodne, obiekt budowlany lub element infrastruktury rolniczej. Ma to bezpośrednie przełożenie na obowiązki formalne związane z jego budową, przebudową lub likwidacją.

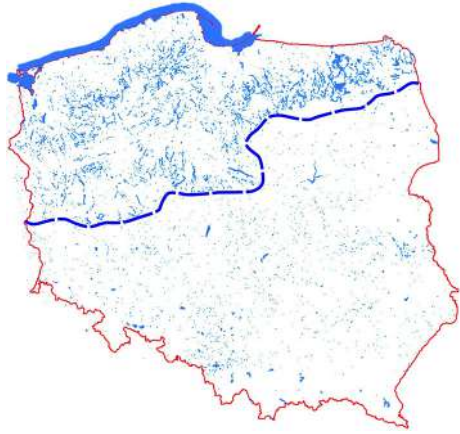
Rozmieszczenie oczek wodnych w Polsce

Rozmieszczenie oczek wodnych w Polsce jest w dużej mierze związane z historią rozwoju rzeźby terenu oraz zasięgiem ostatnich zlodowaceń. Największe zagęszczenie naturalnych oczek wodnych występuje na obszarach młodogłacialnych północnej części kraju, gdzie rzeźba terenu została ukształtowana w wyniku działalności lądolodu skandynawskiego. W regionach tych występują liczne zagłębienia bezodpływowe powstałe w wyniku wytopienia brył martwego lodu, które po ustąpieniu lądolodu wypełniły się wodą, tworząc niewielkie zbiorniki wodne określane jako oczka wytopiskowe (Kalettka, Rudat 2006, Choiński 2007a). Największa koncentracja tego typu zbiorników występuje na obszarach Pojezierza Mazurskiego, Pojezierza Pomorskiego oraz Pojezierza Kaszubskiego (ryc. 8). Według danych przedstawionych przez Solarskiego i Nowickiego (1990) na Pojezierzu Mazurskim liczba oczek wodnych może przekraczać 80 tys., a ich średnia gęstość wynosi około 4,3 zbiornika na kilometr kwadratowy. W dorzeczu Parsęty na Pomorzu Zachodnim liczba oczek wodnych wynosi ponad 2500 (Choiński 2007a). Podobną koncentrację oczek wodnych można wskazać w odniesieniu do Pojezierza Myśliborskiego, Równiny Wełtyńskiej i obszarów sąsiednich, np. Pojezierza Ińskiego, Równiny Goleniowskiej i Równiny Gorzowskiej. W miarę oddalania się od granicy ostatniego zlodowacenia liczba naturalnych oczek wodnych stopniowo maleje. W regionach centralnej Polski, takich jak Wielkopolska czy Kujawy, krajobraz jest

znacznie bardziej wyrównany, a liczba naturalnych zagłębień bezodpływowych mniejsza. W odniesieniu do południowo-zachodniej Wielkopolski, objętej najdalej wysuniętym na południe lobem lądolodu północnopolskiego, w obrębie dzisiejszego Pojezierza Leszczyńskiego, zlewni rowu Wyskoć, Juszczak (2001) oszacował liczbę oczek na 231, co stanowi zagęszczenie 2,28 zbiornika na kilometr kwadratowy. Ta charakterystyka wydaje się reprezentatywna dla obszaru Polski objętego ostatnim zlodowaceniem sięgającym

na południe od fazy poznańskiej. Oczka wodne, będące elementem rzeźby glacialnej, można również spotkać na południe od granicy zlodowacenia, a przyczyny ich powstania ze szczegółową klasyfikacją podaje m.in. Kowalska (1971). W wielu przypadkach występujące tam niewielkie zbiorniki wodne mają charakter antropogeniczny i powstały w wyniku działalności gospodarczej człowieka, np. eksploatacji surowców mineralnych lub dawnych prac melioracyjnych. Dobrym przykładem takiego krajobrazu jest południowa Wielkopolska, gdzie w wielu miejscach występują niewielkie zbiorniki wodne utworzone w efekcie eksploatacji margla w XIX w. Obecnie zbiorniki te stanowią ważny element lokalnych ekosystemów oraz pełnią funkcje retencyjne w krajobrazie rolniczym (Markuszevska 2002).

W kontekście ogólnych prawidłowości rozmieszczenia oczek wodnych w Polsce ważną rolę odgrywają także czynniki lokalne, związane z charakterem użytkowania terenu oraz strukturą krajobrazu rolniczego. W szczególności duże znaczenie ma stopień intensyfikacji rolnictwa, wielkość pól uprawnych oraz obecność elementów krajobrazu półnaturalnego, takich jak miedze, zadrzewienia śródpolne czy niewielkie obniżenia terenu. W krajobrazach o dużym stopniu przekształcenia, w którym dominują wielkoobszarowe uprawy monokulturowe, np. w Wielkopolsce czy na Kujawach i Mazowszu, liczba oczek wodnych



Ryc. 8. Jeziora i inne zbiorniki wodne na tle zasięgu ostatniego zlodowacenia w Polsce (opracowanie własne na podstawie MPHP 1:10 000)

jest zazwyczaj znacznie mniejsza, a ich rozmieszczenie ma charakter rozproszony i przypadkowy. W takich warunkach wiele drobnych zbiorników zostało zasypanych lub włączonych do systemów melioracyjnych, co doprowadziło do uproszczenia struktury krajobrazu oraz ograniczenia jego zdolności retencyjnych. Z kolei w krajobrazach o bardziej zróżnicowanej strukturze przestrzennej, gdzie zachowane zostały elementy mozaikowe, oczka wodne występują częściej i tworzą lokalne systemy powiązań hydrologicznych oraz ekologicznych. W takich układach pełnią one funkcję tzw. „wysp środowiskowych”, stanowiących ważne miejsca koncentracji bioróżnorodności.

Na tle zróżnicowania przestrzennego Polski interesującym obszarem analizy jest region południowo-wschodniej Polski, w tym okolice Janowa Lubelskiego oraz zlewnia rzeki Sanny. Teren ten położony jest poza zasięgiem ostatniego zlodowacenia, co przekłada się na mniejszą liczbę naturalnych zagłębień bezodpływowych i niższą jeziorność w porównaniu z północną częścią kraju. W krajobrazie regionu dominują natomiast niewielkie zbiorniki związane z lokalnymi obniżeniami terenu, starorzeczami oraz działalnością człowieka. W dolinach rzek Wyżyny Lubelskiej i Kotliny Sandomierskiej występują liczne niewielkie zbiorniki wodne powiązane z systemem rzeczny oraz terenami podmokłymi. W wielu przypadkach pełnią one funkcję lokalnych zbiorników retencyjnych oraz tworzą ważne siedliska przyrodnicze w obrębie dolin rzecznych. Z punktu widzenia funkcjonowania krajobrazu rolniczego niewielkie zbiorniki wodne w regionie Janowa Lubelskiego mają szczególne znaczenie, ponieważ w warunkach stosunkowo niedużych zasobów wodnych oraz rosnącego zagrożenia suszą mogą pełnić istotną rolę w retencjonowaniu wód opadowych, stabilizowaniu lokalnych stosunków wodnych oraz zabezpieczeniu przeciwpożarowym.

Funkcje oczek wodnych w krajobrazie rolniczym

Małe zbiorniki wodne stanowią istotny element struktury krajobrazu rolniczego i odgrywają wielowymiarową rolę w funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego. Pomimo niewielkich rozmiarów mogą znacząco wpływać zarówno na lokalne stosunki wodne, jak i na funkcjonowanie ekosystemów oraz produktywność rolnictwa. W literaturze przedmiotu podkreśla się, że oczka wodne pełnią jednocześnie funkcje hydrologiczne, hydrogeologiczne, ekologiczne oraz gospodarcze, a ich znacze-

nie w wielu przypadkach jest nieproporcjonalnie duże w stosunku do zajmowanej powierzchni (Downing 2010, Biggs i in. 2017).

Funkcje hydrologiczne

Jedną z najważniejszych funkcji oczek wodnych w krajobrazie rolniczym jest retencjonowanie wód opadowych i roztopowych. Zbiorniki te zatrzymują część wody spływającej z powierzchni pól uprawnych, ograniczając szybki odpływ wód do systemu rzecznego, a tym samym jej utratę z górnych partii zlewni. W rezultacie dochodzi do spowolnienia obiegu wody w zlewni oraz zwiększenia retencji krajobrazowej. W wielu przypadkach oczka wodne pełnią funkcję lokalnych zbiorników buforowych, które gromadzą wodę w okresach intensywnych opadów, a następnie stopniowo oddają ją do otoczenia poprzez infiltrację, parowanie oraz odpływ powierzchniowy. Dzięki temu przyczyniają się do stabilizacji bilansu wodnego w zlewni. Znaczenie tych procesów staje się szczególnie widoczne w warunkach nasilających się zjawisk ekstremalnych, takich jak gwałtowne opady czy długotrwałe okresy bezdeszczowe. W krajobrazie rolniczym, gdzie duża część powierzchni jest pozbawiona naturalnej retencji, obecność niewielkich zbiorników wodnych może istotnie zmniejszać tempo odpływu wód opadowych oraz ograniczać ryzyko lokalnych podtopień.

Oczka wodne mogą również oddziaływać na zasilanie wód gruntowych, zwłaszcza na obszarach z glebami lekkimi wykształconymi na piaskach, które charakteryzują się wysokim współczynnikiem filtracji (Żurawski 1966, Pazdro, Kozerski 1990). W przypadku zbiorników zlokalizowanych w obniżeniach terenu część zgromadzonej wody infiltruje do podłoża, przyczyniając się do podnoszenia poziomu płytkich poziomów wodonośnych. Proces ten ma szczególne znaczenie na obszarach rolniczych, gdzie intensywne odwodnienia oraz melioracje doprowadziły w wielu miejscach do obniżenia poziomu wód gruntowych. Oczka wodne mogą odgrywać istotną rolę również w funkcjonowaniu głębszych systemów wód podziemnych. W okresach wysokiego stanu wód gruntowych zbiorniki mogą pełnić funkcję stref drenażu, natomiast w okresach obniżonego poziomu wód gruntowych mogą działać jako obszary zasilania infiltracyjnego poprzez lokalne podniesienie gradientu hydrodynamicznego między izolowanymi warstwami wodonośnymi. W zależności od lokalnych warunków geologicznych oraz topografii terenu zbiorniki te mogą więc pełnić rolę zarówno odbiorników, jak i źródeł zasilania wód podziemnych. Proces infiltracji wody z oczek

wodnych do podłoża ma szczególne znaczenie w regionach dotkniętych deficytem wodnym. W takich warunkach małe zbiorniki mogą przyczyniać się do poprawy bilansu wodnego gleb oraz zwiększenia dostępności wody dla roślin uprawnych.

Istotnym aspektem funkcjonowania oczek wodnych jest też ich wpływ na spowolnienie odpływu wód ze zlewni. W krajobrazie rolniczym obszarów o wysokiej kulturze agrarnej o gliniastym podłożu pozbawionym naturalnych elementów retencyjnych woda opadowa stosunkowo szybko trafia do systemu rowów melioracyjnych i cieków wodnych. Obecność licznych małych zbiorników powoduje wydłużenie czasu retencji wody oraz zmniejszenie intensywności odpływu powierzchniowego, co nie tylko stwarza możliwości do przetrzymania wody, ale w dużej mierze wpływa również na ograniczenie intensywnego zasilania rzek, stanowiących regionalne bazy drenażu, tym samym zwiększając bezpieczeństwo przeciwpowodziowe w dolinach tych rzek.

Funkcje przyrodnicze i ekologiczne

Systematycznie maleje różnorodność strukturalna krajobrazów rolniczych. Zanika ich mozaikowatość, natomiast zwiększa się areal pojedynczych upraw oraz intensywność użytkowania pól, z równoczesnym ograniczaniem użytkowania łąk i pastwisk. Zachowaniu różnorodności nie służy stała tendencja do zwiększania powierzchni monokulturowych pól z równoczesnym ograniczeniem zróżnicowania upraw w wyniku specjalizacji gospodarstw. Negatywne skutki uprawiania monokulturowych, wielkoobszarowych pól to nie tylko zwiększenie monotonii krajobrazu i nasilenie erozji wietrznej, prowadzącej do niszczenia warstwy próchnicy, ale także nasilenie zagrożenia masowymi pojawami populacji wyspecjalizowanych szkodników upraw oraz używanie ciężkiego sprzętu rolniczego, degradującego glebę i niszczącego jej życie biologiczne. Ukształtowane i użytkowane przez człowieka krajobrazy rolnicze znacznie odbiegają od naturalnych pod względem bogactwa gatunkowego i poziomu stabilności, a powiększające się arealy monokultur i chemizacja rolnictwa prowadzą do ich stopniowej degradacji i rozpadu sieci powiązań ekologicznych. Mimo to tereny rolnicze postrzegane są nie tylko jako miejsce produkcji żywności, ale jako ważne obszary ochrony różnorodności biologicznej. Oczka wodne wraz ze śródpolnymi zadrzewieniami należą do istotnych elementów struktury krajobrazu rolniczego, funkcjonujących jako wyspy środowiskowe w otoczeniu agroekosystemów (ryc. 9). Drobnopowierzchniowe sys-



Ryc. 9. Porośnięte szuwarami i wierzbami oczko wodne w krajobrazie rolniczym Pałuk w okolicach Sędowa w powiecie mogileńskim (fot. B. Nowak)

temy przyrodnicze mają istotny wpływ na zachowanie różnorodności biologicznej i powiązań ekologicznych w krajobrazie oraz korzystnie oddziałują na produktywność agroekosystemów. Ich znaczenie gospodarcze zwykle jest niedoceniane.

Oczka wodne stanowią jedno z najcenniejszych siedlisk przyrodniczych w krajobrazie rolniczym. Pomimo niewielkiej powierzchni charakteryzują się często bardzo dużą różnorodnością biologiczną. W literaturze podkreśla się, że małe zbiorniki wodne mogą być siedliskiem nawet większej liczby gatunków niż duże jeziora, szczególnie w odniesieniu do bezkręgowców wodnych oraz płazów (Juszczak 1987, Oertli i in. 2002, Kownacki, Soszka 2004, Koc i in. 2009). Ze względu na niewielką głębokość i małą powierzchnię oczka wodne cechują się specyficznymi warunkami fizycznymi. W większości przypadków nie dochodzi w nich do wykształcenia trwałej stratyfikacji termicznej, a cała masa wody ulega częstemu mieszaniu, zarówno w cyklu dobowym, jak i sezonowym. Mechanizm przypomina proces miksji wód w jeziorach, ale jest odmienny co do czasu, w którym zachodzi. Jednakże, przy dużych dobowych różnicach temperaturowych, może dochodzić do wymieszania się wód w zbiorniku. Wtedy zbiornik będzie zachowywał się jak jezioro monomiktyczne, lecz w cyklu dobowym. Różnica polega na tym,

że nie występuje w nich pelagial, termoklina ani głęboko położone dno (Chojnacki 1998), co sprawia, że woda ma porównywalną temperaturę przy powierzchni i na dnie. Dzięki temu zbiorniki te pełnią szczególnie ważną rolę jako miejsca rozrodu płazów, takich jak żaby, ropuchy czy traszki (Hofman 2006). Wiele gatunków tych zwierząt preferuje te niewielkie akweny również dlatego, że są pozbawione ryb drapieżnych, dzięki czemu stają się podstawowym biotopem dla nich. Oczka wodne stanowią też ważne siedliska dla licznych gatunków: owadów wodnych (np. ważek) (Biesiadka, Pakulnicka 2004, Piesik 2014), ptaków wodnych i błotnych, drobnych ssaków, a przede wszystkim roślinności wodnej i szuwarowej (ryc. 10). W uproszczonym przez intensyfikację produkcji krajobrazie oczka wodne pełnią rolę lokalnych centrów bioróżnorodności i banków genów, łącząc rozproszone siedliska leśne (Koc, Soszka 2004, Koc i in. 2009). Co istotne, oczka śródpolne wraz z otaczającym pasem zieleni stanowią ostoję zwierząt uczestniczących w biologicznej ochronie plonów, ograniczając skutki masowych pojawów szkodników na wielkoobszarowych polach. Oczka wodne stanowią także miejsca żerowania wielu gatunków ptaków oraz schronienie dla drobnych ssaków związanych z biocenozami rolniczymi, które



Ryc. 10. Schematyczny rysunek przedstawiający funkcje oczka wodnego w krajobrazie rolniczym (opracowanie własne z wykorzystaniem technologii AI)

z kolei są ważnym elementem łańcucha pokarmowego. W rezultacie obecność niewielkich zbiorników wodnych może przyczyniać się do zwiększenia różnorodności fauny na terenach rolniczych. Z kolei funkcje fizjocenotyczne oczek wodnych przejawiają się poprzez tworzenie korytarzy ekologicznych, które stanowią szlaki wędrówek dla zwierząt lądowych i punkty etapowe dla ptaków migrujących. Są one również miejscami żerowania ptaków oraz schronieniem dla drobnych ssaków, które są filarem łańcucha pokarmowego w agrocenozach. Ważnym, choć rzadziej omawianym aspektem, jest ich znaczenie dla zwierzyny łownej – stanowią one kluczowe wodopoje, zwłaszcza w okresach suszy, zarówno dla zwierzyny drobnej, jak i dużych ssaków kopytnych. Podobną funkcję pełnią one dla zwierząt inwentarskich, które są wypasane na łąkach i pastwiskach.

Oczka wodne mogą również odgrywać istotną rolę w działaniu agroekosystemów. Jednym z najważniejszych aspektów jest ich wpływ na mikroklimat pól uprawnych. Obecność zbiorników wodnych sprzyja zwiększeniu wilgotności powietrza oraz ograniczeniu amplitudy temperatur w ich bezpośrednim otoczeniu. Dodatkowo oczka wodne mogą pełnić rolę naturalnych zbiorników sedymentacyjnych, w których zatrzymywana jest część zawiesiny oraz biogenów spływających z pól uprawnych. W ten sposób przyczyniają się do ograniczenia transportu związków azotu i fosforu do cieków wodnych oraz jezior.

Funkcje gospodarcze i osadnicze

Oczka wodne od dawna towarzyszyły krajobrazowi osiedli wiejskich. Zbiorniki położone na terenach zabudowanych mogą znacznie poprawiać walory architektoniczne wsi. Niejednokrotnie proces zabudowy obszaru wsi wynikał wręcz z istnienia zbiornika wodnego, który znajdował się w centralnej części osiedla. Pozostałością takiego sposobu lokacji są wsie o kształcie owalnicy. Oczka wodne stanowią również stanowią niewątpliwą ozdobę wsi pasmowych. Według Niedźwieckiej-Flipiak (2001) dawniej małe zbiorniki odgrywały ważną rolę we wsiach, stanowiąc ich integralny element kulturowy. Niejednokrotnie XIX-wieczne miejscowości miały w swoim obrębie kilka, a nawet kilkanaście „stawów”, często leżących w centrum miejscowości. Zbiorniki wodne w takich lokalizacjach pełniły przede wszystkim funkcje użytkowe – stanowiły źródło wody do celów użytkowych (bytowych, pojenia zwierząt, podlewania ogrodów itp.) oraz miały znaczenie przeciwpożarowe (Borcz, Pogodziński 1994). Wraz z rozwojem infrastruktury

związanej z dystrybucją wody (studnie, sieci wodociągowe) funkcje te straciły na znaczeniu, a stawy wiejskie pozostawiono jako element ozdobny lub w wielu przypadkach doszło do ich likwidacji (Niedźwiecka-Filipiak 2008). Jednocześnie w dobie coraz większych problemów z niedoborami wody obserwuje się wzrastającą wśród lokalnych społeczności popularność prób odnowy zdegradowanych oczek wodnych. Przykładem może być udana renowacja dworskiego oczka wodnego, na środku którego zlokalizowana była lodownia wykonana przez mieszkańców miejscowości Łagiewniki Kościelne w powiecie gnieźnieńskim (ryc. 11). Warto tu wskazać, że cały czas niewielkie zbiorniki wodne osadzone w strukturach wiejskich stanowią lokalny rezerwuuar wody wykorzystywany do nawodnień, a w rejonie zabudowań również jako źródło wody dla zwierząt gospodarskich oraz do celów przeciwpożarowych. Jednocześnie akweny w obrębie zabudowy pełnią rolę rekreacyjną, stanowiąc miejsca spotkań okolicznych mieszkańców, ponieważ to właśnie nad nimi zlokalizowane są często wiejskie place zabaw czy altany i siedziska. Oczka wodne we wsiach położonych z dala od jezior i większych rzek są również wykorzystywane wędkarsko, a w okresie zimowym mogą służyć jako lodowiska.



Ryc. 11. Zrewitalizowany staw Kipa w Łagiewnikach Kościelnych w powiecie gnieźnieńskim z dawną lodownią na wyspie (fot. B. Nowak)

Zanik oczek wodnych i przekształcenia krajobrazu rolniczego

Pomimo licznych funkcji ekologicznych i hydrologicznych w wielu częściach Polski obserwuje się systematyczny spadek liczby małych zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym (Kowalewski 2016, Szatten, Król 2025). Proces ten jest związany przede wszystkim z przekształceniami struktury użytkowania gruntów oraz intensyfikacją produkcji rolniczej.

W Polsce szczególnie intensywne przekształcenia krajobrazu rolniczego miały miejsce w XIX i XX w. W tym okresie prowadzono szeroko zakrojone prace melioracyjne (Kaniecki 1997, 2007, Sobkowiak 2019), mające na celu zwiększenie powierzchni gruntów rolnych oraz poprawę warunków uprawy. W ramach tych działań rozbudowano system rowów odwadniających, regulowano i pogłębiano cieki i zasypywano zagłębienia bezodpływowe. W wielu przypadkach prowadziło to do likwidacji niewielkich zbiorników wodnych, które uznawano za przeszkodę w prowadzeniu prac polowych.

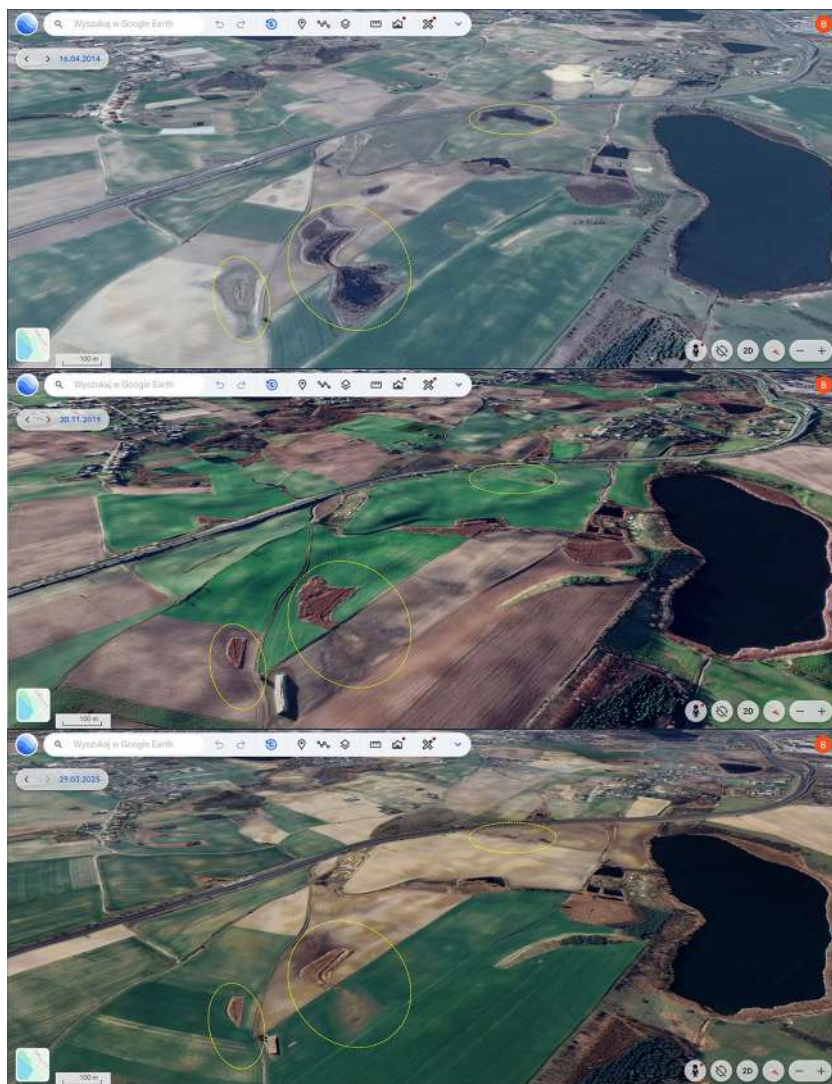
Kolejnym czynnikiem przyczyniającym się do zaniku oczek wodnych była mechanizacja rolnictwa oraz powiększanie powierzchni pól uprawnych. Dążenie do uproszczenia struktury krajobrazu rolniczego oraz zwiększenia efektywności produkcji prowadziło do usuwania wielu elementów przyrodniczych, takich jak zadrzewienia śródpolne, miedze czy właśnie oczka wodne. W szczególności procesy te przybrały na sile w XXI w., kiedy do użytkowania weszły duże maszyny rolnicze i ciągniki, dzięki którym możliwe było wyrównywanie powierzchni gruntów rolnych. W rezultacie w wielu regionach, zwłaszcza na obszarach, gdzie dominują duże kompleksy uprawowe scalające wiele działek w ramach jednego podmiotu, doszło do znacznego uproszczenia struktury krajobrazu oraz zmniejszenia jego zdolności do retencjonowania wody. Na tym tle w obrębie Polski wyróżniają się Kujawy i Wielkopolska, szczególnie w strefach występowania najlepszych gleb. W regionach tych na znacznych powierzchniach często bezpowrotnie oczka wodne zostały już usunięte z krajobrazu rolniczego (ryc. 12) i utracona została jego różnorodność morfologiczna (ryc. 13).

Istotnym, a często niedocenianym czynnikiem prowadzącym do zaniku oczek wodnych oraz degradacji sieci rzecznej, jezior i obszarów mokradłowych, jest oddziaływanie rozległych lejów depresji związanych zarówno z działalnością górnictwa odkrywkowego, jak i z intensywną eksploatacją wód podziemnych na potrzeby komunalne, przemys-



Ryc. 12. Zasypywane oczko wodne w pobliżu Podbielska
w powiecie słupskim (fot. B. Nowak)

słowe i rolnicze. Zjawisko to najwyraźniej obserwowane jest w rejonach eksploatacji węgla brunatnego, m.in. w okolicach Konina, Turku oraz Bełchatowa, gdzie prowadzone przez dziesięciolecia odwodnienia górnicze powodują regionalne obniżenie zwierciadła wód podziemnych. W efekcie dochodzi do stopniowego zaniku płytkich zbiorników wodnych, w tym oczek śródpolnych, a także do ograniczenia przepływów w ciekach powierzchniowych oraz obniżenia stanów wód w jeziorach i mokradłach (Ilnicki i in. 2012, 2017a, b). Procesy te zostały szeroko udokumentowane w opracowaniach dotyczących stosunków wodnych rejonu Konina i Pojezierza Gnieźnieńskiego, gdzie wskazano wyraźną zależność pomiędzy intensywnością odwodnień górniczych a skalą degradacji zasobów wodnych powierzchniowych i podziemnych (Sawicki 2000, Przybyłek, Nowak 2011, Przybyłek 2020, Nowak i in. 2024). Szczególnie silne i wielkoskalowe przekształcenia stosunków wodnych odnotowano w rejonie Kopalni Węgla Brunatnego Bełchatów, gdzie funkcjonuje jeden z największych w Europie systemów odwodnienia górotworu. Jego działanie prowadzi do powstania leja depresji o bardzo dużym zasięgu przestrzennym, obejmującego nie tylko tereny



Ryc. 13. Przekształcenia struktury krajobrazu rolniczego na wschód od Gniezna przy drodze krajowej nr 15 w latach 2014–2025 (opracowanie własne w oparciu o dane GoogleEarth)

bezpośrednio sąsiadujące z odkrywką, lecz także rozległe obszary rolnicze i leśne. Długotrwałe pompowanie wody z utworów czwartorzę-

dowych i głębszych poziomów wodonośnych skutkuje trwałym obniżeniem zwierciadła wód podziemnych, co bezpośrednio przekłada się na funkcjonowanie wód powierzchniowych. W obrębie oddziaływania kopalni obserwuje się wyraźne zmniejszenie zasobów wodnych, zanik drobnych zbiorników wodnych, w tym oczek śródpolnych, oraz degradację siedlisk hydrogenicznych, w szczególności torfowisk i obszarów podmokłych.

Analogiczne mechanizmy, choć zwykle o mniejszej skali przestrzennej niż w przypadku odkrywek węgla brunatnego, obserwowane są też w rejonach oddziaływania dużych komunalnych ujęć wód podziemnych. Długotrwała eksploatacja poziomów wodonośnych na potrzeby zaopatrzenia ludności w wodę może prowadzić do wytworzenia lejów depresji obejmujących rozległe obszary podmiejskie i rolnicze. W takich warunkach dochodzi do systematycznego obniżania poziomu wód gruntowych, co szczególnie silnie oddziałuje na płytkie formy retencji, takie jak oczka wodne, drobne mokradła, starorzecza i podmokłości śródpolne (Kowalczak 2015). Zanik tych obiektów ma często charakter stopniowy i trudny do uchwycenia w krótkim okresie obserwacji, jednak w skali wieloletniej prowadzi do wyraźnego uproszczenia struktury hydrograficznej krajobrazu oraz osłabienia jego zdolności retencyjnych. Wpływ ujęć komunalnych jest szczególnie istotny tam, gdzie eksploatacja wód podziemnych nakłada się na inne czynniki presji, takie jak niski poziom zasilania infiltracyjnego, wzrost ewapotranspiracji, intensywne pobory wody na cele gospodarcze i nawodnieniowe oraz rozbudowana sieć melioracyjna odprowadzająca wodę z obszarów rolniczych. W takich warunkach dochodzi do kumulacji niekorzystnych oddziaływań, które przyspieszają degradację małych zbiorników wodnych. Oczka wodne, zasilane częściowo lub całkowicie przez płytkie wody gruntowe, reagują na te zmiany szczególnie szybko, przechodząc od stadium zbiornika trwałego do okresowego, a następnie zanikając całkowicie. Proces ten pociąga za sobą nie tylko utratę lokalnych rezerwuarów wody, lecz również degradację siedlisk roślinnych i zwierzęcych oraz osłabienie funkcji mikroklimatycznych krajobrazu.

Na skalę zaniku oczek wodnych wpływają również działania regulacyjne prowadzone w korytach rzecznych, w tym pogłębianie, prostowanie oraz utrzymywanie wysokiej przepustowości hydraulicznej cieków. Prace te skutkują obniżeniem bazy drenażu, przyspieszeniem odpływu oraz zwiększeniem intensywności drenażu gruntów przyległych, co z kolei prowadzi do dalszego obniżania poziomu wód gruntowych i zaniku drobnych form retencji. W konsekwencji dochodzi do stopniowego wysychania oczek wodnych, osłabienia zasilania mokradeł

oraz pogorszenia warunków wodnych w całych regionach rolniczych. Zjawiska te mają charakter kumulatywny i wzajemnie się wzmacniają, prowadząc do głębokich zmian w funkcjonowaniu systemów hydrologicznych na poziomie lokalnym i regionalnym.

Oprócz bezpośredniej likwidacji małych zbiorników wodnych w rejonie użytków rolnych oraz zaniku ich w efekcie obniżenia poziomu wód gruntowych w związku z działalnością antropogeniczną i czynnikami naturalnymi istotnym problemem jest również ich stopniowa degradacja, która powodowana jest eutrofizacją wód, zarastaniem roślinnością oraz akumulacją osadów dennych i zanieczyszczeniami pochodzenia rolniczego. Spływ biogenów z pól uprawnych może prowadzić do nadmiernego rozwoju roślinności wodnej oraz fitoplanktonu, co w dłuższej perspektywie może skutkować stopniowym zanikiem zbiornika. Z drugiej strony, zwłaszcza w bezodpływowych oczkach wodnych, dochodzi do kumulacji środków ochrony roślin, których duże stężenia mogą powodować poważne reperkusje dla zwierząt związanych z tymi biocenoząmi. Warto tu podnieść chociażby kwestie zatrucia zwierząt czy odkładających się w ich organizmach szkodliwych substancji chemicznych, które przyczyniają się do zmniejszenia ich płodności i przeżywalności (Biesiadka, Pakulnicka 2004, Reichenberger i in. 2007, Hofman i in. 2012, Brühl i in. 2013, Niewiadomska 2013, Włodarczyk 2020, Staszak, Włodarczyk 2021, Kasiuličius i in. 2024). Jednocześnie należy wskazać, że problem zanieczyszczenia wód środkami ochrony roślin ma charakter globalny i związany jest ze wzrostem intensywności produkcji rolnej, co prowadzi do coraz większego obciążenia ekosystemów wodnych substancjami chemicznymi (Zhang i in. 2011).

W jeszcze większym stopniu na zanieczyszczenie narażone są oczka wodne zlokalizowane w obrębie zabudowań i w pobliżu ciągów komunikacyjnych. Pomimo systematycznego rozwoju infrastruktury stopień skanalizowania polskiej wsi wynosi obecnie jedynie około 47%, (dane GUS za rok 2024), co przekłada się na ciągle bardzo wysoki wskaźnik odprowadzania ścieków bytowych do gruntu oraz wód powierzchniowych na terenach wiejskich. Jak pokazują badania, zasilanie z obszarów zabudowy wiejskiej stanowi główne zagrożenie i prowadzi do silnej eutrofizacji akwenów położonych w rejonie wsi. Cholewiński i Błaściak (1995) stwierdzili, że proceder odprowadzania ścieków do niewielkich wód powierzchniowych jest ich najistotniejszym zagrożeniem zarówno ze względu na rozpowszechnienie tego zjawiska, jak i na wyjątkowo destrukcyjne oddziaływanie na ekosystem. Według badań Bacieczko (1984) na Pomorzu Zachodnim już w latach 80. XX w. na 400 przebadanych zbiorników 260 uznano za akweny silnie zdegra-

dowane właśnie w ten sposób. Aż 63% spośród zdegradowanych małych zbiorników było zasilanych ściekami – z ferm hodowlanych (34% wszystkich oczek) lub gospodarstw domowych (29%). Istotna liczba oczek opisanych w cytowanych badaniach (66 szt., tj. 17% wszystkich) została przekształcona w baseny przeciwpowodziowe, co wiąże się z zabetonowaniem brzegów i często dna zbiornika, a więc umożliwia rozwój roślinności wyższej, prowadząc zazwyczaj do masowego rozwoju fitoplanktonu (zakwitów wody). Główne czynniki degradujące, a w szczególności zrzut ścieków i przebudowa brzegów, mogą doprowadzić do zaburzenia, a nawet skrajnego ograniczenia funkcji biocenotycznych wiejskich oczek wodnych. Potwierdzają to wyniki jakości wody, znacznie gorsze w akwenach wiejskich w porównaniu do oczek śródpolnych, zwłaszcza wskaźników związanych z zanieczyszczeniami ze źródeł punktowych: przewodności elektrolitycznej, fosforu i chlorków. Istotnym zagrożeniem jest również doprowadzanie do zbiorników wód spływających ze zurbanizowanej zlewni, zwłaszcza dopływy z ulic, które niosą bardzo wysokie ładunki zanieczyszczeń (Birch, McCaskie 1999, Bajkiewicz-Grabowska 2002). Niska odporność na degradację małych zbiorników powoduje, że zanieczyszczenia te kumulują się w ekosystemie. Prowadzi to do ich trwałej degradacji jakościowej. Waż-



Ryc. 14. Czynniki wpływające na degradację oczek wodnych w krajobrazie rolniczym (opracowanie własne z wykorzystaniem technologii AI)

nym czynnikiem, powodującym degradację oczek wodnych, jest także ich zaśmiecanie. Jeśli dany obiekt nie znajduje się na terenie prywatnym lub pod opieką służb porządkowych, zostaje zdegradowany w bardzo znacznym stopniu, co przekłada się na szybką utratę właściwości biocenotycznych.

W odniesieniu do przedstawionych analiz należy wskazać, że spadek liczby małych zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym prowadzi do wielu negatywnych konsekwencji środowiskowych, do których należy zaliczyć przede wszystkim: zmniejszenie retencji krajobrazowej, zwiększenie intensywności spływu powierzchniowego, obniżenie poziomu wód gruntowych i spadek bioróżnorodności. Z drugiej strony istotnym problemem jest zanieczyszczenie tych zbiorników wodnych, w szczególności związkami biogennymi i środkami ochrony roślin, które przekłada się na ich eutrofizację, przyspieszone zarastanie i zamulanie oraz spadek bioróżnorodności związany z zakwitami toksycznych glonów czy szkodliwym oddziaływaniem substancji nagromadzonych w wodzie i osadach (ryc. 14).

Odtwarzanie oczek wodnych i zwiększanie retencji w krajobrazie rolniczym

W ostatnich latach obserwuje się rosnące zainteresowanie działaniami mającymi na celu zwiększenie retencji wody w krajobrazie rolniczym. Wynika to przede wszystkim z nasilających się problemów związanych z deficytem wodnym oraz coraz częściej występującymi okresami suszy (Błachuta i in. 2011, Kozak-Połomska i in. 2025). Jednym z najważniejszych elementów strategii zwiększania retencji krajobrazowej jest ochrona oraz odtwarzanie niewielkich zbiorników wodnych, w tym oczek wodnych i drobnych mokradeł (Nowak 2025). Wszelkie tego typu działania określane są mianem małej retencji, której zamierzeniem jest zatrzymanie wody w krajobrazie poprzez wykorzystanie naturalnych elementów środowiska lub niewielkich obiektów hydrotechnicznych. W przeciwieństwie do dużych zbiorników retencyjnych działania te mają charakter rozproszony i polegają na zwiększeniu zdolności retencyjnej całej zlewni (Mioduszeński 2014). Oczka wodne i niewielkie mokradła stanowią jeden z najważniejszych elementów takiego systemu retencji. Zatrzymują one wody opadowe i roztopowe w górnych partiach zlewni, zmniejszając tempo odpływu wody do cie-

ków i ograniczając ryzyko wystąpienia zarówno suszy, jak i gwałtownych wzebrań.

Jednym z najskuteczniejszych sposobów zwiększania retencji w krajobrazie rolniczym jest rekonstrukcja dawnych oczek wodnych (ryc. 15), które zostały zlikwidowane w wyniku prac melioracyjnych lub zmian w sposobie użytkowania gruntów. W wielu regionach Polski dawne lokalizacje oczek wodnych można zidentyfikować na podstawie: archiwalnych map topograficznych, zdjęć lotniczych i satelitarnych, analiz numerycznych modeli terenu, lokalnych nazw terenowych. Odtwarzanie takich zbiorników polega zazwyczaj na odbudowie naturalnego zagłębienia terenowego oraz przywróceniu jego funkcji retencyjnej poprzez ograniczenie odpływu wody z obszaru zlewni. W niektórych przypadkach konieczne jest również odtworzenie historycznych stosunków wodnych, np. poprzez częściowe zasypianie rowów melioracyjnych, ograniczenie intensywności odwodnienia terenów rolniczych, odbudowę zniszczonej infrastruktury hydrotechnicznej na ciekach, stanowiących lokalne bazy drenażu oraz przywrócenie dwufunkcyjności systemom melioracyjnym.



Ryc. 15. Schemat działań zwiększających retencję krajobrazową poprzez odtwarzanie oczek wodnych (opracowanie własne z wykorzystaniem technologii AI)

Oprócz rewitalizacji istniejących zbiorników możliwe jest również powstawanie nowych oczek wodnych w miejscach, gdzie warunki topograficzne i hydrogeologiczne sprzyjają retencjonowaniu wody. Nowe zbiorniki mogą formować się w okresach wilgotnych m.in.: w naturalnych obniżeniach terenu, w miejscach koncentracji spływu powierzchniowego i na terenach o wysokim poziomie wód gruntowych. Ważnym elementem planowania takich działań jest uwzględnienie lokalnych warunków środowiskowych, takich jak rodzaj gleb, przepuszczalność podłoża czy ukształtowanie terenu. Odpowiednio zaprojektowane zbiorniki mogą nie tylko zwiększać retencję wody, ale stać się elementem większych systemów wodnych. Efekty takie można osiągnąć zwłaszcza w rejonach, w których funkcjonuje rozbudowana sieć melioracyjna. Tradycyjnie systemy te miały na celu odprowadzanie nadmiaru wody z gruntów rolnych, jednak w obecnie panujących warunkach pogodowych coraz częściej podkreśla się potrzebę ich adaptacji do funkcji retencyjnych. W tym kontekście oczka wodne mogą stanowić element dwufunkcyjnych systemów melioracyjnych, które w okresach nadmiaru wody odprowadzają jej nadwyżki, natomiast w okresach suszy umożliwiają jej zatrzymywanie w krajobrazie. Działania takie mogą obejmować m.in.: budowę niewielkich zastawek na rowach melioracyjnych, tworzenie zbiorników retencyjnych w systemach odwadniających, wykorzystanie rowów jako kanałów nawadniających. Integracja oczek wodnych z systemami melioracyjnymi może przyczynić się do zwiększenia retencji wody w zlewni oraz ograniczenia negatywnych skutków suszy rolniczej.

Istotnym kierunkiem działań związanych z poprawą retencji krajobrazowej oraz ograniczaniem skutków deficytu wodnego jest odtwarzanie i tworzenie nowych oczek wodnych, których funkcje wykraczają poza tradycyjnie rozumianą retencję. W szczególności dotyczy to zbiorników przeciwpożarowych lokalizowanych w obrębie terenów rolniczych, leśnych oraz zabudowy wiejskiej, gdzie pełnią one kluczową rolę w zabezpieczeniu przeciwpożarowym. Tego typu obiekty często powstają również w sąsiedztwie dawnych majątków ziemskich i założeń parkowych, gdzie oprócz funkcji użytkowych pełnią funkcje krajobrazowe i społeczne jako miejsca rekreacji i integracji lokalnych społeczności.

Czynnikiem umożliwiającym tworzenie nowych oczek wodnych jest też sąsiedztwo zbiorników zaporowych, znacząco podnoszących bazę drenażu dla wód podziemnych, spływających do doliny rzecznej. Przykładem takiego miejsca są okolice Zbiornika Koronowskiego, gdzie – jak wskazują badania Kowalewskiego (2003) i Szattena (2013) – po

powstaniu głównego zbiornika uformowały się liczne drobne zbiorniki wodne związane zarówno z przekształceniami stosunków wodnych, jak i celowymi działaniami retencyjnymi.

Innymi obszarami, na których można zaobserwować tworzenie się nowych oczek wodnych oraz odtwarzanie zdegradowanych akwenów, są tereny pogórnice i ich okolice, które przez lata narażone były na oddziaływanie górniczego leja depresji, drenującego warstwy wodonośne i powodującego zanik cieków oraz zbiorników powierzchniowych. W miejscach tych w efekcie zakończenia eksploatacji surowców oraz odwodnień górniczych obserwuje się spontaniczne procesy wypełniania się wodą osuszonych przed latami mokradeł i zbiorników niecek zapadliskowych oraz obniżen powstających w wyniku osiadania i kompaktacji gruntów pokopalnianych. Przykładem mogą być obszary po zamkniętej eksploatacji rud cynku i ołowiu w Małopolsce, okolicie zamkniętej kopalni siarki w Tarnobrzegu, zwałowiska wewnętrzne w dawnych odkrywkach Kopalni Węgla Brunatnego Adamów czy miejsca wydobywania węgla brunatnego w rejonie Sieniawy i Łuku Mużakowa na Ziemi Lubuskiej (Najbar 2001, Galiniak, Bik 2012, Buczek 2015), gdzie w nieckach zapadliskowych i dawnych wyrobiskach górniczych dochodzi do tworzenia się nowych zbiorników wodnych. Analogiczne zjawiska zachodzą od dziesięcioleci na Górnym Śląsku, gdzie powstające w wyniku działalności górniczej zbiorniki wodne oraz zalane wyrobiska po eksploatacji kruszyw tworzą charakterystyczny krajobraz określany niekiedy mianem Antropogenicznego Pojezierza Górnośląskiego (Molenda 2005, Machowski, Rzętała 2006, Rzętała 2008, Machowski 2010).

Współczesne działania związane z tworzeniem oczek wodnych obejmują również infrastrukturę transportową. Wzdłuż dróg szybkiego ruchu oraz w obrębie węzłów drogowych coraz częściej powstają niewielkie zbiorniki retencyjne, które pełnią funkcje podczyszczania wód opadowych spływających z powierzchni jezdni. Zbiorniki te umożliwiają sedymentację zawiesin oraz częściowe usuwanie zanieczyszczeń ropopochodnych, ograniczając tym samym ich dopływ do wód powierzchniowych i gruntowych. Jednocześnie pełnią one funkcję buforową, zmniejszając obciążenie systemów odwodnieniowych oraz ograniczając ryzyko lokalnych podtopień. W wielu przypadkach zbiorniki te projektowane są również jako elementy zabezpieczenia przeciwpożarowego, co dodatkowo zwiększa ich znaczenie w krajobrazie przekształconym przez infrastrukturę transportową.

Ochrona oczek wodnych w warunkach zmian środowiskowych i presji rolnictwa

Współczesne krajobrazy rolnicze podlegają silnej presji zarówno ze strony człowieka, jak i zachodzących zmian środowiskowych. W rezultacie wiele niewielkich zbiorników wodnych ulega stopniowej degradacji lub zanika całkowicie. W tych warunkach szczególnego znaczenia nabierają działania zmierzające do ochrony istniejących oczek wodnych oraz ograniczenia czynników prowadzących do ich degradacji.

Bardzo ważnym elementem, wpływającym na degradację oczek wodnych w skali całego kraju, jest pogarszający się klimatyczny bilans wodny w zlewniach na terenie Polski, zwłaszcza w Polsce zachodniej i środkowej (Kowalczak 1997, 2001, Kowalczak i in. 1997, Kędziora 2007, 2011, Nowak, Ławniczak-Malińska 2019, Wrześniński i in. 2026). Niskie opady oraz wysoki wskaźnik ewapotranspiracji prowadzą do szybszej utraty wody w krajobrazie, co zwiększa ryzyko okresowego wysychania niewielkich zbiorników wodnych.

W wielu regionach obserwuje się również obniżanie poziomu wód gruntowych, co może dodatkowo wpływać na funkcjonowanie oczek wodnych zasilanych wodami podziemnymi. Jednak najważniejszym z czynników warunkujących istnienie oczek wodnych i wpływających na ich stan ekologiczny, jest rolnictwo. Nowoczesne intensywne rolnictwo dąży do unifikacji gruntów, której celem jest stworzenie jak największych arealów pozbawionych przeszkód w realizacji upraw. Za przeszkody uważane są obecnie wszelkiego rodzaju zadrzewienia, cieki, mokradła czy wreszcie oczka wodne, które powodują zmniejszenie powierzchni upraw i utrudniają prowadzenie prac agrarnych z użyciem nowoczesnych dużych maszyn rolniczych. W efekcie coraz częściej przeszkody takie są zasypywane, a powierzchnie pól stają się bardziej wyrównane. Z kolei w miejscach, gdzie wszelkiego rodzaju obiekty wodne pozostają na polach ze względu na morfologię terenu bądź sentyment właścicieli, ulegają one degradacji w efekcie spływu z pól nutrientów i zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego. W dłuższej perspektywie może to prowadzić do stopniowego zamulania zbiorników oraz ich przekształcania w mokradła lub torfowiska. W wielu regionach procesy degradacji ilościowej oczek wodnych dodatkowo przybierają na sile w wyniku obniżenia poziomu wód podziemnych będącego efektem wykształcenia się lejów depresji związanych z wydobywaniem surowców w kopalniach bądź eksploatacją wód podziemnych na cele komunalne i przemysłowe.

W zaistniałej sytuacji w pełni uzasadnione wydaje się podjęcie działań, których celem jest ochrona oczek wodnych w krajobrazie rolniczym obejmująca zarówno działania służące ograniczeniu dopływu zanieczyszczeń, jak i zabiegi zmierzające do zachowania naturalnych warunków hydrologicznych. Do najważniejszych działań ochronnych należą:

- tworzenie stref buforowych z roślinności w otoczeniu zbiorników,
- ograniczenie intensywności nawożenia w bezpośrednim sąsiedztwie oczek wodnych,
- zachowanie naturalnej roślinności przybrzeżnej,
- ochrona zadrzewień śródpolnych,
- ograniczenie prac melioracyjnych prowadzących do odwodnienia terenów podmokłych.

W wielu przypadkach skuteczne działania ochronne wymagają współpracy pomiędzy rolnikami, administracją publiczną oraz instytucjami zajmującymi się gospodarką wodną.

Współczesne działania na rzecz ochrony oczek wodnych oraz terenów podmokłych w krajobrazie rolniczym są silnie powiązane z polityką środowiskową Unii Europejskiej, w szczególności z założeniami Europejskiego Zielonego Ładu oraz Wspólnej Polityki Rolnej na lata 2023–2027. W ramach tych instrumentów wprowadzono szereg mechanizmów wspierających utrzymanie i odtwarzanie elementów retencji krajobrazowej, w tym małych zbiorników wodnych i mokradel. Szczególne znaczenie mają ekoschematy, w ramach których rolnicy mogą uzyskać dopłaty m.in. za utrzymanie gruntów okresowo podmokłych oraz za działania polegające na zwiększaniu retencji wodnej. Jednym z istotnych wymogów jest utrzymanie warunków podtopienia lub zalania gleby na co najmniej 80% powierzchni działki przez minimum 12 dni w okresie od 1 maja do 30 września, co sprzyja zachowaniu siedlisk hydrogenicznych oraz ogranicza odpływ wód ze zlewni. Dodatkowo w ramach ugorowania gruntów rolnych przewiduje się obowiązek wyłączenia z produkcji części powierzchni (najczęściej kilku procent areалу), co sprzyja odtwarzaniu elementów półnaturalnych, takich jak oczka wodne, zadrzewienia śródpolne czy strefy buforowe. Tego typu rozwiązania wpisują się w szerszą koncepcję zwiększania odporności krajobrazu rolniczego na zmienność klimatu oraz poprawy jego funkcji środowiskowych.

Warto jednak podkreślić, że idee związane z ochroną małej retencji oraz kształtowaniem zrównoważonego krajobrazu rolniczego nie są nowe i mają swoje korzenie już w XIX w. Na ziemiach polskich pionierskie działania w tym zakresie podejmował generał Dezydery Chłapow-

ski, który w swoim majątku w południowo-zachodniej Wielkopolsce wprowadzał nowatorskie rozwiązania dotyczące ochrony zadrzewień śródpolnych oraz zachowania niewielkich zbiorników wodnych jako elementów poprawiających warunki siedliskowe i produkcyjne. Koncepcja ta, oparta na świadomym kształtowaniu struktury krajobrazu, zakładała integrację funkcji rolniczych i przyrodniczych, co obecnie znajduje odzwierciedlenie w założeniach rolnictwa zrównoważonego. Spuścizna działalności generała jest do dziś widoczna na terenie Parku Krajobrazowego im. gen. Dezyderego Chłapowskiego, a zależności pomiędzy strukturą krajobrazu i funkcjonowaniem środowiska były przez wiele lat przedmiotem badań prowadzonych przez Stację Badawczą Instytutu Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN w Turwi. Wyniki jednoznacznie wskazują, że obecność oczek wodnych, zadrzewień i innych elementów małej retencji istotnie wpływa na poprawę bilansu wodnego, ograniczenie erozji oraz zwiększenie bioróżnorodności w krajobrazie rolniczym.

Znaczenie oczek wodnych w przyszłych strategiach gospodarowania wodą w krajobrazie rolniczym

Współczesne zmiany środowiskowe oraz rosnąca presja na zasoby wodne sprawiają, że gospodarowanie wodą w krajobrazie rolniczym staje się jednym z kluczowych wyzwań w Polsce. Prognozy klimatyczne wskazują na dalszy wzrost temperatury powietrza, zwiększenie ewapotranspiracji oraz częstsze występowanie okresów bezopadowych, co może prowadzić do pogłębiania się deficytu wodnego w wielu regionach Polski. W tych warunkach coraz większego znaczenia nabiera zwiększanie zdolności retencyjnej krajobrazu oraz ograniczanie szybkiego odpływu wód opadowych ze zlewni.

Jednym z najważniejszych elementów systemu retencji krajobrazowej mogą być małe zbiorniki wodne, w tym oczka wodne oraz drobne mokradła. Pomimo niewielkich rozmiarów ich łączna rola w bilansie wodnym zlewni może być bardzo istotna. Badania w różnych regionach Europy wskazują, że sieć niewielkich zbiorników wodnych może skutecznie zwiększać retencję wody w krajobrazie, ograniczać tempo odpływu powierzchniowego oraz stabilizować poziom wód gruntowych (Downing 2010, Biggs i in. 2017). Istotnym argumentem przemawiającym za rozwojem małej retencji w postaci oczek wodnych jest ich wysoka efektywność w stosunku do ponoszonych nakładów inwestycyj-

nych oraz zakresu oddziaływania przestrzennego. W przeciwieństwie do dużych zbiorników zaporowych, których budowa wiąże się z bardzo wysokimi kosztami finansowymi, ingerencją w naturalny układ hydrograficzny oraz koniecznością przekształcenia znacznych obszarów dolin rzecznych, niewielkie zbiorniki wodne mogą być realizowane relatywnie niskim kosztem, często z wykorzystaniem istniejących obniżień terenowych. Co istotne, ich oddziaływanie koncentruje się nie tylko w dnach dolin rzecznych, lecz przede wszystkim w strefach wysoczyznowych, gdzie deficyt wody jest zazwyczaj największy, a możliwości retencjonowania wody ograniczone. Dzięki temu oczka wodne przyczyniają się do poprawy bilansu wodnego bezpośrednio na terenach rolniczych, gdzie zapotrzebowanie na wodę jest najwyższe. Dodatkową zaletą małych zbiorników wodnych jest brak negatywnych oddziaływań charakterystycznych dla dużych obiektów hydrotechnicznych. Budowa zapór prowadzi do przegrodzenia ciągłości ekologicznej rzek, zakłócenia transportu rumowiska oraz zmian reżimu hydrologicznego poniżej zbiornika, co często skutkuje nasileniem procesów erozyjnych w korycie rzeczonym oraz degradacją siedlisk wodnych i nadrzecznych. W przypadku oczek wodnych tego typu oddziaływania nie występują lub mają charakter lokalny i ograniczony. W literaturze podkreśla się, że rozproszone formy retencji, takie jak oczka wodne, stawy czy małe zbiorniki śródpolne, mogą w wielu przypadkach skuteczniej wspierać stabilizację stosunków wodnych niż pojedyncze duże inwestycje hydrotechniczne, szczególnie w warunkach rolniczych (Oertli i in. 2002, Mioduszeński 2003, 2014, Biggs i in. 2017). Z tego względu rozwój małej retencji uznawany jest obecnie za jeden z kluczowych kierunków działań w gospodarce wodnej, zwłaszcza w kontekście adaptacji do zmieniającego się klimatu i ograniczania skutków suszy.

Znaczenie oczek wodnych wykracza poza funkcje hydrologiczne. Zbiorniki te pełnią jednocześnie ważną rolę w utrzymaniu bioróżnorodności krajobrazu rolniczego, stanowiąc siedliska dla wielu gatunków roślin i zwierząt. W warunkach postępującej intensyfikacji rolnictwa oraz uproszczenia struktury krajobrazu niewielkie zbiorniki wodne mogą pełnić funkcję lokalnych centrów różnorodności biologicznej oraz elementów sieci ekologicznej, łączącej różne siedliska przyrodnicze.

Istotnym aspektem funkcjonowania oczek wodnych jest również ich znaczenie dla gospodarki łowieckiej oraz utrzymania populacji zwierzyny. W wielu regionach kraju zbiorniki te stanowią ważne miejsca wodopoju dla zwierząt, szczególnie w okresach suszy. Ich obecność

może przyczyniać się do poprawy warunków bytowania zwierzyny oraz zwiększenia różnorodności fauny na terenach rolniczych.

W kontekście współczesnych wyzwań środowiskowych coraz częściej wskazuje się również na możliwość wykorzystania oczek wodnych jako elementów zrównoważonego gospodarowania wodą w rolnictwie. Woda zgromadzona w niewielkich zbiornikach może być wykorzystywana m.in. do nawadniania upraw, co pozwala ograniczyć pobór wód podziemnych. Ponadto woda powierzchniowa charakteryzuje się zazwyczaj wyższą temperaturą niż wody podziemne, dzięki czemu jej wykorzystanie do podlewania roślin może ograniczać stres termiczny roślin w trakcie dni z wysoką temperaturą.

Oczka wodne mogą też pełnić funkcję naturalnych zbiorników retencyjno-sedymencyjnych, w których zatrzymywana jest część biogenów spływających z pól uprawnych. W ten sposób mogą przyczyniać się do ograniczenia transportu związków azotu i fosforu do cieków i jezior, wpisując się jednocześnie w koncepcję gospodarki o obiegu zamkniętym poprzez ponowne wykorzystanie części składników odżywczych w produkcji rolniczej.

Pomimo licznych korzyści wynikających z obecności oczek wodnych w krajobrazie rolniczym w wielu regionach obserwuje się jednak ich stopniowy zanik. Proces ten jest związany przede wszystkim z intensyfikacją produkcji rolniczej, scalaniem gruntów oraz przekształceniami systemów melioracyjnych. W rezultacie krajobraz rolniczy traci wiele elementów retencyjnych, co prowadzi do pogorszenia bilansu wodnego zlewni oraz zwiększenia podatności na suszę. W związku z powyższym coraz większego znaczenia nabierają działania, zmierzające do ochrony oraz odtwarzania małych zbiorników wodnych. Mogą one obejmować zarówno zachowanie istniejących oczek wodnych, jak i rekonstrukcję dawnych zbiorników oraz tworzenie nowych elementów retencyjnych w krajobrazie rolniczym. W wielu przypadkach działania te mogą być wspierane przez programy rolno-środowiskowe oraz instrumenty finansowe związane z realizacją polityki klimatycznej i środowiskowej Unii Europejskiej.

Wnioski

Oczka wodne stanowią istotny element retencji krajobrazowej, wpływając na spowolnienie odpływu wód opadowych i roztopowych oraz wspomagając zasilanie wód gruntowych. Ich znaczenie jest szczególnie

widoczne w warunkach nasilających się zjawisk ekstremalnych, takich jak susze i opady nawałne, które coraz częściej występują w warunkach współczesnych. Pomimo niewielkich rozmiarów oczka wodne pełnią bardzo ważne funkcje ekologiczne. Stanowią jedno z najcenniejszych siedlisk przyrodniczych w krajobrazie rolniczym, będąc miejscem bytowania i rozrodu wielu gatunków roślin i zwierząt, w tym szczególnie płazów i bezkręgowców wodnych. Ich obecność przyczynia się do zachowania różnorodności biologicznej oraz stabilności agroekosystemów. W krajobrazie rolniczym oczka wodne pełnią również istotne funkcje gospodarcze i społeczne. Mogą stanowić lokalne rezerwuary wody wykorzystywanej do nawodnień, pojenia zwierząt czy celów przeciwpożarowych, a także wpływają na poprawę mikroklimatu oraz walorów estetycznych i rekreacyjnych obszarów wiejskich. Jednocześnie w wielu regionach Polski obserwuje się systematyczny zanik oczek wodnych, wynikający z intensyfikacji rolnictwa, rozwoju melioracji, mechanizacji prac polowych oraz wielkoskalowych obniżen wód podziemnych powodowanych odwodnieniami górniczymi czy eksploatacją wód podziemnych. Proces ten prowadzi do uproszczenia struktury krajobrazu oraz ograniczenia jego zdolności retencyjnych i ekologicznych.

W świetle przedstawionych analiz szczególnego znaczenia nabiera konieczność ochrony istniejących oczek wodnych oraz podejmowania działań zmierzających do ich odtwarzania. W kontekście zmian klimatycznych oraz rosnącego deficytu wody w krajobrazie rolniczym małe zbiorniki wodne mogą stanowić jeden z kluczowych elementów zrównoważonego gospodarowania zasobami wodnymi oraz adaptacji środowiska do zmieniających się warunków. Dlatego działania związane z ochroną i renaturyzacją oczek wodnych powinny być traktowane jako istotny element polityki wodnej, planowania przestrzennego oraz praktyki rolniczej, uwzględniającej zarówno aspekty produkcyjne, jak i środowiskowe.

Literatura

- Bacieczko W. 1984. W obronie stawów wiejskich Pomorza Szczecińskiego. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzn*, 40 (5–6): 14–21.
- Bajkiewicz-Grabowska E. 2002. Obieg materii w systemach rzeczno-jeziornych. Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- Bielecka J. 2006. Oczka wodne. Woda–Środowisko–Obszary Wiejskie. *Rozprawy Naukowe i Monografie. Woda w Krajobrazie Rolniczym*, 18: 89–107.

- Biesiadka E., Pakulnicka J. 2004. Oczka wodne jako centra różnorodności entomofauny wodnej. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 4(2a): 237–249.
- Biggs J., von Fumetti S., Kelly-Quinn M. 2017. The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia*, 793: 3–39.
- Birch S.T., McCaskie J. 1999. Shallow urban lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia*, 395: 365–378.
- Blachuta J., Kamiński W., Kowalczak P., Rosa J., Zgrabczyński J. 2011. Podręcznik dobrych praktyk w gospodarce wodnej na terenach nizinnych – wybrane zagadnienia. BIPROWODMEL, Poznań.
- Borc Z., Pogodziński Z. 1994. Woda w krajobrazie wiejskim. Zagrożenia i ochrona. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Monografia, 4: 1–47.
- Bosniacka P., Pieńkowski P. 2004. Wpływ czynników naturalnych i antropogenicznych na rozmieszczenie i trwałość oczek wodnych. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 4(2a): 211–222.
- Brühl C.A., Schmidt T., Pieper S., Alscher A. 2013. Terrestrial pesticide exposure of amphibians: An underestimated risk. *Scientific Reports*, 3: 1135.
- Buczek K. 2015. Charakterystyka hydrochemiczna zbiorników wodnych w polskiej części Łuku Mużakowa. *Prace Geograficzne*, 141: 45–62.
- Chmielewski T., Solon J. 2015. Typologia aktualnych krajobrazów Polski. *Przegląd Geograficzny*, 87(3): 377–408.
- Choiński A. 2007a. *Limnologia fizyczna Polski*. Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.
- Choiński A. 2007b. *Katalog jezior Polski*. Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.
- Chojnacki J. 1998. *Podstawy ekologii wód*. Wydawnictwo AR, Szczecin.
- Cholewiński A., Błauciak R. 1995. Oczka wodne Pomorza Zachodniego i ocena zawartości wybranych składników chemicznych w ich wodach. *Wszechświat*, 96(5): 124–127.
- Downing J.A. 2010. Emerging global role of small lakes and ponds: little things mean a lot. *Limnetica*, 29(1): 9–24.
- Galiniak G., Bik A. 2012. Rekultywacja terenów poeksploatacyjnych górnictwa węgla brunatnego w regionie lubuskim na przykładzie KWB Sieniawa. *Górnictwo i Geoinżynieria*, 36(2): 173–182.
- Graf R. 2012. Struktura i funkcjonowanie lokalnych systemów krążenia wód podziemnych na obszarze Wysoczyzny Poznańskiej. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Graf R., Jawgiel K. 2019. Wieloletnie tendencje zmian stanów płytkich wód podziemnych. [W:] A. Choiński (red.), *Wody Wielkopolski*. Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań: 445–462.
- Hofman S. 2006. Różnorodność biologiczna płazów w oczkach wodnych krajobrazu rolniczego. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzną*, 62(5): 34–45.

- Hofman S., Cogălniceanu D., Ozretić B., Szybiak K., Szymura J.M. 2012. Genotoksyczne skutki zanieczyszczenia wód pestycydami u żaby śmieszki. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 68(2): 83–94.
- Ilnicki P., Farat R., Górecki K., Lewandowski P. 2012. Wielkopolska nie stepowieje. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie*, 4: 152–158.
- Ilnicki P., Górecki K., Lewandowski P. 2017a. Torfowiska w Powiżskim Parku Krajobrazowym. *Biuletyn Parków Krajobrazowych Wielkopolski*, 23(25): 38–65.
- Ilnicki P., Górecki K., Szczepański M. 2017b. Accelerated peatland disappearance in the vicinity of the Konin brown coal strip mine. *Journal of Water and Land Development*, 35: 83–93.
- Juszczak R. 2001. Inwentaryzacja, waloryzacja i ochrona małych zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym. *Zeszyty Problemowe Postępu Nauk Rolniczych*, 476: 397–407.
- Juszczyk W. 1987. *Plazy i gady krajowe*. PWN, Warszawa.
- Kaletka T., Rudat C. 2006. Hydrogeomorphic types of glacially created kettle holes in North-East Germany. *Limnologica*, 36: 54–64.
- Kaniecki A. 1997. The influence of anthropopressure on water relations in the Wielkopolska Lowland. *Geographia Polonica*, 68: 65–80.
- Kaniecki A. 2007. Przemiany stosunków wodnych na obszarze Niziny Wielkopolskiej. [W:] Z. Michalczyk (red.), *Obieg wody w środowisku naturalnym i przekształconym*. UMCS, Lublin: 304–318.
- Kasiuličius R., Skuodienė R., Strockis M., Žaltauskaitė J., Dagiliūtė R. 2024. Acute and chronic effects of neonicotinoids on freshwater invertebrates. *Environmental Pollution*, 341: 122934.
- Kędziora A. 2008. Bilans wodny krajobrazu konińskich kopalni odkrywkowych. *Roczniki Gleboznawcze*, 59(2): 104–118.
- Kędziora A. 2011. Warunki klimatyczne i bilans wodny Pojezierza Kujawskiego. *Roczniki Gleboznawcze*, 62(2): 189–203.
- Klimaszewski M. 1954. *Geomorfologia Polski*. PWN, Warszawa.
- Koc J., Skwierawski A., Szczukowska J. 2009. Oczka wodne w krajobrazie rolniczym. UWM, Olsztyn.
- Kochanowska R., Pieńkowski P., Wołejko L. 1997. Rola małych zbiorników wodnych w krajobrazie rolniczym Pomorza Zachodniego. *Zeszyty Naukowe AR w Szczecinie*, 65: 51–60.
- Kowalczak P. 1997. Hierarchia potrzeb obszarowych małej retencji w dorzeczu Warty. IMGW, Warszawa.
- Kowalczak P., Farat R., Kępińska-Kasprzak M., Kuźnicka M., Mager P. 1997. Hierarchia potrzeb obszarowych małej retencji. IMGW, Warszawa.
- Kowalczak P. 2015. Zintegrowana gospodarka wodna na obszarach zurbanizowanych. ProDRUK, Poznań.
- Kowalczak P. 2024. *Zmiany klimatu*. 3S Media, Warszawa.
- Kowalewski G. 2003. Przeobrażenia jezior i mokradeł w strefie oddziaływania Zbiornika Koronowskiego. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

- Kowalewski G. 2016. Transformations of small water bodies in the agricultural landscape of Poland. *Quaestiones Geographicae*, 35(1): 71–85.
- Kowalska A. 1971. Zagadnienia środkowoeuropejskich obszarów bezodpływowych w literaturze. *Czasopismo Geograficzne*, 27(4): 353–363.
- Kownacki A., Soszka G.J. 2004. Małe zbiorniki wodne – ostoje różnorodności biologicznej. *Wiadomości Ekologiczne*, 50(1): 15–32.
- Kozak-Połomska M., Tomaszewski E., Kępińska-Kasprzak M. 2025. Application of Various Indices for Characterizing Meteorological and Hydrological Drought in the Warta River Basin (Poland). *Water*, 17(2): 271.
- Liberacki J., Szafrński C. 2008. Rola małych zbiorników wodnych w kształtowaniu stosunków wodnych w krajobrazie rolniczym. *Woda–Środowisko–Obszary Wiejskie*, 8(1): 185–195.
- Łabędzki L. 2009. Przewidywane zmiany klimatu a zagrożenie jakości wód powierzchniowych. *Woda–Środowisko–Obszary Wiejskie*, 9(4): 115–127.
- Łabędzki L., Bąk B. 2016. Monitoring and assessment of agricultural drought in Poland. *Journal of Water and Land Development*, 30(1): 19–26.
- Machowski R. 2010. Przemiany geosystemów zbiorników wodnych powstałych w nieckach osiadania. UŚ, Katowice.
- Machowski R., Rzętała M. 2006. Wyżyna Śląska jako „pojezierze antropogeniczne”. [W:] A.T. Jankowski, M. Rzętała (red.), *Jeziora i sztuczne zbiorniki wodne*. UŚ, Sosnowiec: 143–152.
- Majdanowski S. 1954. Jeziora Polski. *Przegląd Geograficzny*, 26(2): 17–50.
- Markuszevska I. 2002. Śródpolne oczka wodne w krajobrazie rolniczym. *Aura*, 10: 10–12.
- Maruszczak H. 1954. Analiza morfometryczna zagłębień bezodpływowych. *Annales UMCS, sec. B*, 9: 129–160.
- Mikulski J.S. 1965. *Biologia wód śródlądowych*. PWN, Warszawa.
- Mioduszeński W. 2006. Małe zbiorniki wodne – znaczenie ekologiczne i gospodarcze. IMUZ, Falenty.
- Mioduszeński W. 2014. Mała retencja w krajobrazie rolniczym. *Woda–Środowisko–Obszary Wiejskie*, 14(2).
- Molenda T. 2005. Charakterystyka hydrochemiczna zbiorników w nieckach osiadania. *Kształtowanie Środowiska Geograficznego*, 36: 32–39.
- Muszyński A., Choiński A., Ptak M. 2013. Lakes in meteorite craters. *Studia Quaternaria*, 30(1): 33–38.
- Najbar B. 2001. Płazy zbiorników poeksploatacyjnych Łuku Mużakowa. *Przegląd Przyrodniczy*, 12(3–4): 105–118.
- Niedźwiecka-Filipiak I. 2001. Woda w krajobrazie wsi. *Architektura Krajobrazu*, 2–3: 47–50.
- Niewiadomska A. 2013. Ekotoksyczność wybranych herbicydów. UP Poznań, Poznań.
- Niewiadomska A., Sawicka-Kapusta K. 2012. Impact of pesticide contamination. *Journal of Environmental Science and Health*, 47(4): 293–301.

- Nowak B. 2025. Dobrze i źle praktyki korzystania z wód w rolnictwie. Materiały konferencyjne. Wrocław.
- Nowak B., Ławniczak-Malińska A.E. 2019. The influence of hydrometeorological conditions. *Water*, 11: 2651.
- Nowak B., Szadek P., Widera M., Kruczyńska E. 2024b. Przyrodnicze i gospodarcze wyzwania związane z eksploatacją i rekultywacją konińskich odkrywek węgla brunatnego. [W:] J. Rotnicka-Dłużewska (red.), *Przewodnik do wycieczek terenowych. IV Polski Kongres Geologiczny*, Poznań, 10–14 czerwca 2024 r. Polskie Towarzystwo Geologiczne, Kraków: 105–135.
- Oertli B., Joye D., Castella E., Juge R., Lehmann A., Lachavanne J. 2002. Does size matter? *Biological Conservation*, 104: 59–70.
- Ogłęcki P. 2007. Oczka wodne – zanikający element krajobrazu. *Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, 16(2): 115–124.
- Pazdro Z., Kozerski B. 1990. *Hydrogeologia ogólna*. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- Pieńkowski P. 2001. Podział i geneza oczek wodnych. *Zeszyty Naukowe AR w Szczecinie*, 225: 109–116.
- Pieńkowski P. 2003. Analiza rozmieszczenia oczek wodnych. *AR, Szczecin*.
- Piesik Z. 2014. Małe zbiorniki wodne w krajobrazie. *US, Szczecin*.
- Przybyłek J. 2020. Skutki eksploatacji odkrywkowej. *Przegląd Geologiczny*, 68(8): 645–654.
- Przybyłek J., Nowak B. 2011. Wpływ niżówek hydrogeologicznych. *Biuletyn PIG*, 445: 513–527.
- Reichenberger S., Bach M., Skitschak A., Frede H.G. 2007. Mitigation strategies. *Science of the Total Environment*, 384: 1–35.
- Rzętała M. 2008. Funkcjonowanie zbiorników wodnych. *UŚ, Katowice*.
- Sawicki J. 2000. Zmiany infiltracji opadów. *Politechnika Wrocławska, Wrocław*.
- Sobkowiak L. 2019. Przekształcenia stosunków wodnych. [W:] A. Choiński (red.), *Wody Wielkopolski*: 477–490.
- Solarski H., Nowicki Z. 1990. Możliwości retencyjne oczek wodnych i mokradła na Pojezierzu Olsztyńskim. *Acta Academiae Agriculturae ac Technicae Olstiensis, Geodesia et Ruris Regulatio*, 20: 173–183.
- Stanek P., Nowak B., Wrzesiński D., Brzezińska W., Ławniczak-Malińska A. 2024. Zmiany hydro-meteorologiczne. [W:] *Naturalne i antropogeniczne zmiany obiegu wody*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań: 121–150.
- Staszak P., Włodarczyk T. 2021. Wpływ zanieczyszczeń rolniczych. *Gospodarka Wodna*, 5: 12–18.
- Stehle S., Schulz R. 2015. Agricultural insecticides threaten waters. *PNAS*, 112(18): 5750–5755.
- Szatten D. 2013. Wpływ Zbiornika Koronowskiego. *Zeszyty Naukowe UKW*, 1: 73–92.
- Szatten D., Król P. 2025. Hydrographic network transformations. *Hydrology, Hydrochemistry and Hydroecology*, 75: 45–52.
- Tomaszewski E. 2012. Dynamika niżówek w rzekach. *UŁ, Łódź*.

- Verhoeven J.T.A., Arheimer B., Yin C., Hefting M.M. 2006. Wetlands and water quality. *Trends in Ecology & Evolution*, 21: 96–103.
- Williams P., Whitfield M., Biggs J., Bray S., Fox G., Nicolet P., Sear D. 2004. Comparative biodiversity. *Biological Conservation*, 115: 329–341.
- Włodarczyk T. 2020. *Pestycydy w środowisku wodnym*. PWN, Warszawa.
- Włodarczyk T., Staszak A., Staszak P., Grodzicki M. 2022. Seasonal variation of pesticides. *Environmental Science and Pollution Research*, 29: 15432–15445.
- Wrzesiński D., Nowak B., Perz A.E., Brzezińska W., Sobkowiak L. 2026. Environmental and anthropogenic conditions. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 63: 103057.
- Zhang W., Jiang F., Ou J. 2011. Global pesticide consumption. *Proceedings IAEE*, 1(2): 125–144.
- Żurawski Z. 1966. Typy infiltracyjne Niziny Wielkopolskiej. *PTPN*, 7(2): 1–104.

Marek Panek

Polski Związek Łowiecki, Stacja Badawcza, Czempin
m.panek@pzlow.pl

Podstawy zagospodarowania terenów polnych dla zajęcy i kuropatw

Wstęp

Podczas ostatnich kilkudziesięciu lat nastąpił głęboki spadek liczebności zajęcy i kuropatw w Polsce i w innych rejonach Europy (Smith i in. 2005, Kamieniarz, Panek 2008, Kuijper i in. 2009). Obrazuje to wyraźnie znaczne ograniczenie wielkości pozyskania obu tych gatunków. W latach 60. i 70. XX w. pozyskiwano w Polsce zwykle 300–700 tys. zajęcy i 100–700 tys. kuropatw rocznie, podczas gdy na początku lat 20. XXI w. już tylko około 10 tys. zajęcy i kilkaset kuropatw (Pielowski i in. 1993, Panek, Kolasiński 2025). Niekorzystne zmiany w populacjach zajęcy polegały na zwiększaniu się śmiertelności zarówno osobników młodych, jak i dorosłych (Pielowski i in. 1993, Kamieniarz, Panek 2008). W przypadku kuropatwy nastąpiło przede wszystkim pogorszenie parametrów rozrodu, czyli wzrost strat lęgów i wysiadujących samic oraz zwiększenie śmiertelności piskląt, a w konsekwencji znaczne ograniczenie produkcji młodych (Panek 2005, 2019). Wśród środowiskowych przyczyn tych niekorzystnych zmian sytuacji polnej zwierzyny drobnej wymienia się wzrost liczebności niektórych drapieżników oraz intensyfikację rolnictwa, czyli upraszczanie struktury krajobrazu rol-

niczego, prowadzące do pogarszania się jakości habitatu polnego oraz szerokie stosowanie chemicznych środków ochrony roślin (Smith i in. 2005, Panek 2005, 2018, Kuijper i in. 2009). Działania zmierzające do poprawy stanów zajęcy i kuropatw powinny zatem polegać na łagodzeniu negatywnego oddziaływania wymienionych zjawisk, czyli między innymi intensyfikacji rolnictwa poprzez odpowiednie zagospodarowanie terenów polnych. Właściwy wybór podejmowanych w tym celu zabiegów wymaga wiedzy o preferencjach środowiskowych zwierzyny polnej oraz o najważniejszych przyczynach pogorszenia się jakości środowiska polnego dla tej zwierzyny.

Preferencje środowiskowe zajęcy i kuropatw

Spojrzenie na mapy ilustrujące regionalne zróżnicowanie wielkości pozyskania zajęcy i kuropatw w Polsce w poprzednich dekadach (Kamieniarz, Panek 2008) pozwala zauważyć, że gatunki te były intensywniej strzelane, a więc niewątpliwie także liczniejsze, w centralnej i wschodniej części kraju, gdzie dominują rozdrobnione pola z licznymi miedziami porośniętymi dziką roślinnością, niż na zachodzie, gdzie wysoki udział mają pola wielkopowierzchniowe z niewielkim udziałem niezagospodarowanych skrawków terenu. Sugeruje to, że jakość habitatu polnego istotnie wpływa na stany tych gatunków.

Potwierdzają to analizy relacji między lokalnym zagęszczeniem zajęcy a niektórymi cechami struktury krajobrazu polnego (Panek, Kamieniarz 1999, Kamieniarz i in. 2013, Panek 2018). Czynniki pozytywnie wpływające na stany tego gatunku to przede wszystkim rozdrobnienie pól lub też związane z nim duże zagęszczenie granic upraw oraz występowanie licznych miejsc wyłączonych z uprawy i porośniętych dziką roślinnością (tab. 1). Przy tym dotyczy to miejsc z roślinnością zielną lub krzewiastą, takich jak skarpy rowów melioracyjnych, pobocza dróg polnych, pasy graniczne i szersze miedze. Nie wykazano natomiast takiego pozytywnego oddziaływania w przypadku zadrzewień śródpolnych, a przy powszechnej ich obecności zaznaczał się nawet pewien efekt ujemny. Występowanie dużych skupisk drzew, czyli lasów, ma jednoznacznie negatywny wpływ na stany zajęcy.

Pozytywne oddziaływanie niewielkich powierzchni pól na lokalne zagęszczenie zajęcy związane jest między innymi ze stwierdzonym preferowaniem brzegów pól przez dorosłe osobniki (Lewandowski, Nowakowski 1993). Badania przeprowadzone w Szwajcarii wykazały po-

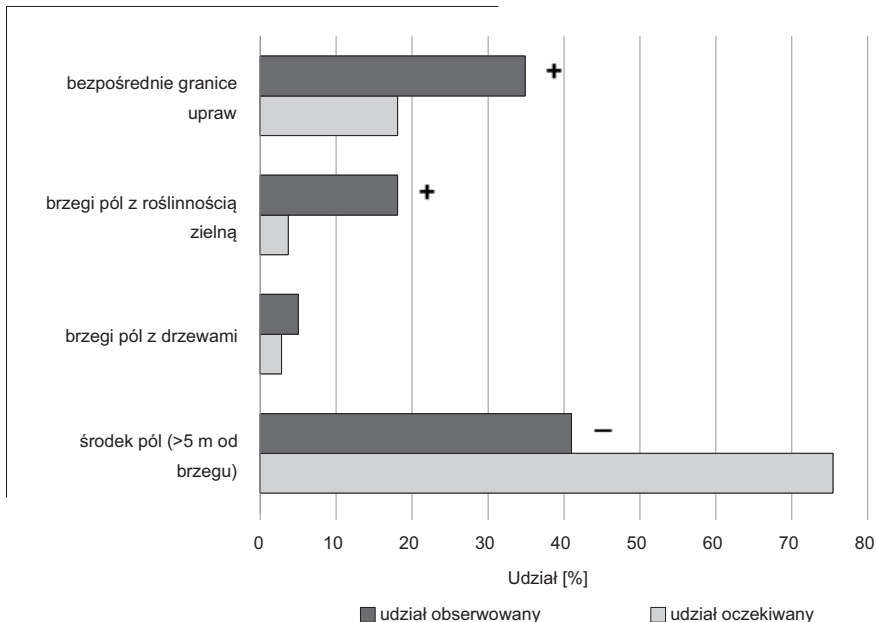
Tabela 1. Charakter oddziaływania różnych cech krajobrazu polnego na stany zajęcy w Polsce

Cecha krajobrazu	Oddziaływanie
Rozdrobnienie pól	pozytywne
Występowanie miejsc z dziką roślinnością zielną	pozytywne
Występowanie zadrzewień śródpolnych	obojętne
Sąsiedztwo lasów	negatywne

nadto, że młode zajęce przybywające przy granicach pól miały większą szansę na przeżycie niż bytujące w środku pól, z dala od ich brzegów (Karp, Gehr 2020). Zatem liczna obecność takich brzegów powinna pozytywnie wpływać na produkcję młodych u tego gatunku. Z kolei miejsca z dziką roślinnością zapewniają młodym i dorosłym zajęcom nie tylko bezpieczne schronienia, lecz są także istotnym źródłem pokarmu. Dostępność różnych ziół dla karmiących samic jest bowiem niezbędna do produkcji odpowiedniej jakości mleka, a więc dla właściwego rozwoju i przeżywalności młodych (Hackländer i in. 2002, Schai-Braun i in. 2015).

Podobne zależności między cechami habitatu polnego a stanami populacji stwierdzono w przypadku kuropatw (Panek, Kamieniarz 1998). Lokalne zagęszczenia tych ptaków okazały się wyższe, a parametry rozrodu korzystniejsze na terenach z większym rozdrobnieniem pól oraz liczniejszym występowaniem miejsc ze stałą dziką roślinnością zielną. Stwierdzono ponadto, że stany tych ptaków były niższe na terenach z licznymi zadrzewieniami śródpolnymi. Takie relacje między stanami kuropatw i strukturą pól dobrze korespondują z poznanymi preferencjami środowiskowymi tego gatunku.

W okresie rozrodu kuropatwy przejawiają, jeszcze wyraźniejsze niż zajęce, preferencje do granic pól i brzegów upraw. Wykazały to badania polegające na lokalizacji osobników oznakowanych nadajnikami radiotelemetrycznymi i porównaniu proporcji stwierdzeń w różnych strefach pól, z udziałem powierzchniowym tych stref w terenie (Panek, Kamieniarz 2000a). Wśród niewielkich pól gospodarstw rodzinnych pary kuropatw na wiosnę wyraźnie preferowały bezpośrednie granice upraw, a w jeszcze większym stopniu brzegi pól w postaci pasów roślinności zielnej, natomiast nie wykazywały preferencji do zadrzewień oraz unikały centralnych części pól, czyli miejsc odległych ponad 5 m od ich brzegów (ryc. 1). Znaczenie dzikiej roślinności zielnej dla kuropatw wynika przede wszystkim z preferowania jej podczas zakładania gniazd. W terenach z liczniejszym występowaniem struktur z taką roślinnością ptaki te mają większe możliwości znalezienia bezpiecznego



Ryc. 1. Porównanie udziału miejsc wiosennych obserwacji par kuropatw w różnych strefach pól z udziałem oczekiwanym, wyliczonym na podstawie ich powierzchniowej proporcji na terenie badań (taki udział miejsc przebywania kuropatw występowałby przy braku jakiejkolwiek wybiórczości), z zaznaczeniem stref preferowanych (+) i unikanych (-)

miejsca dla założenia gniazd, a ponadto są one rozproszone w przestrzeni, przez co trudniejsze do wykrycia przez drapieżniki. Na dodatek w okolicach z rozdrobnionymi polami część gniazd ulokowana jest w uprawach, zwłaszcza w zbożach, gdzie zniesienia i wysiadujące samice są mniej podatne na drapieżnictwo niż wśród dzikiej roślinności (Panek, Kamieniarz 2000b). Jednak w rejonach z polami wielkopowierzchniowymi gniazda kuropatw znajdowano wyłącznie w pasach dzikiej roślinności na granicach pól, a nieliczne występowanie miejsc z taką roślinnością prowadzi do wysokich strat zniesień i wysiadujących samic. Zatem struktura krajobrazu polnego wpływa przede wszystkim na intensywność drapieżnictwa na kuropatwach w okresie rozrodu. Dodatkowo rozdrobnienie i różnorodność upraw oraz występowanie miejsc z dziką roślinnością sprzyja licznemu występowaniu owadów, czyli niezbędnego pokarmu piskląt, a od jego obfitości zależy przeżywalność małych kuropatw (Panek 1997).

Niekorzystne zmiany w krajobrazie polnym

W powyższym przeglądzie wiedzy o relacjach między stanami zajęcy i kuropatw a cechami środowiska polnego wykorzystano wyniki badań nad ich zmiennością w przestrzeni. Można więc wnioskować, że skoro obserwuje się wyższe zagęszczenia zwierzyny polnej w rejonach z bardziej zróżnicowanym krajobrazem rolniczym, to proces polegający na upraszczaniu struktury pól z upływem lat będzie prowadził do spadków stanów tej zwierzyny. Jednak bezpośrednie analizy środowiskowych przyczyn zmian liczebności w czasie okazują się trudniejsze, zwykle brakuje bowiem wieloletnich danych o cechach habitatu polnego istotnych dla zwierzyny, na przykład o średniej wielkości pól czy występowaniu miedzi i innych miejsc z dziką roślinnością. Nieliczne próby takich analiz potwierdzają powyższy wniosek.

Stwierdzono na przykład, że już w latach 80. i 90. ubiegłego wieku ujemny wpływ występowania pól wielkopowierzchniowych na liczebność zajęcy w Polsce pogłębiał się z upływem lat (Panek, Kamieniarz 1999). Podobne zależności wykryto na początku XXI w. – skala spadków stanów szaraków zachodzących w tych latach na wielu terenach w Polsce okazała się dodatnio skorelowana z wielkością gospodarstw rolnych oraz udziałem powierzchniowym zbóż (Panek 2018). Te dwa parametry oddziałują niewątpliwie na ważną dla zajęcy cechę terenów rolniczych, to jest wielkość pól, czyli występowanie granic upraw. Tymczasem w ostatnich dekadach obserwuje się w Polsce wzrost wielkości gospodarstw rolnych oraz upraszczanie struktury gatunkowej upraw (Główny Urząd Statystyczny, Roczniki Statystyczne Rolnictwa). W niektórych rejonach kraju udział powierzchniowy zbóż sięgał ostatnio 80%, co praktycznie oznacza występowanie monokultur, które uważa się za niekorzystne dla zajęcy (Smith i in. 2005). Brakuje natomiast danych liczbowych o zmianach w występowaniu miejsc z dziką roślinnością zielną wśród pól, jednak w wielu terenach obserwuje się wyraźne ubywanie takich miejsc.

Wymienione zmiany środowiska rolniczego niewątpliwie przyczyniają się również do zmniejszania liczebności kuropatw. Głównym mechanizmem spadku obserwowanego w latach 90. było pogorszenie się sukcesu gniazdowego, zależnego od presji drapieżników, ale także od dostępności bezpiecznych miejsc gniazdowania, czyli od wielkości pól i występowania miejsc z dziką roślinnością zielną (Panek 2005). Ponadto dla kuropatw szczególnie niebezpieczne jest intensywne stosowanie pestycydów, które zmniejszają zasoby pokarmowe piskląt. Stosowanie tych środków w Polsce wyraźnie wzrosło w ostatnich dekadach (Głów-

ny Urząd Statystyczny, Roczniki Statystyczne Rolnictwa). Ograniczenie dostępności owadów w przyskanych uprawach jest zapewne w coraz mniejszym stopniu rekompensowane przez żerowanie kuropatw z pisklętami wśród bogatej w bezkręgowce dzikiej roślinności, której często wyraźnie ubywa. W konsekwencji na początku obecnego wieku stwierdzono istotny spadek przeżywalności piskląt, a więc ograniczenie produkcji młodych u tego gatunku (Panek 2019).

Sposoby zagospodarowania pól dla zajęcy i kuropatw

Wpływ struktury terenów rolniczych na stany zajęcy i kuropatw oraz znaczenie zmian w rolnictwie jako czynnika powodującego spadek liczebności tych gatunków zostały stosunkowo dobrze rozpoznane zarówno w Polsce, jak i w innych krajach europejskich. Zaproponowano też metody przeciwdziałania tym negatywnym tendencjom w celu poprawienia sytuacji polnej zwierzyny drobnej lub też generalnie zwiększania bioróżnorodności terenów rolniczych. Skuteczność tych metod była szeroko testowana w niektórych krajach europejskich (np. Rands 1985, Chiverton 1999, Bro i in. 2004, Reynolds i in. 2010, Aebisher i in. 2012, Meichtry-Stier i in. 2014, Weber i in. 2019, Schai-Braun i in. 2020).

Z powyższych rozważań na temat preferencji środowiskowych zajęcy i kuropatw wynika, że dla obu tych gatunków istotna jest obecność granic upraw oraz miejsc z dziką roślinnością wśród pól. Zaleca się więc zwiększanie ilości takich struktur. Przykładowo w Anglii propagowano ochronę i odtwarzanie tradycyjnych tam żywopłotów. Inny sugerowany sposób polega na zakładaniu tzw. banków chrząszczy. Nazwa pochodzi od pierwotnie przyjętego przeznaczenia takich miejsc, które miały być źródłem drapieżnych owadów pomagających zwalczać szkodniki upraw. Są to po prostu pasy dzikiej roślinności zielnej założone pośród pól i utrzymywane bez ingerencji przez cały sezon wegetacyjny. Później zauważono, że są one korzystne także dla polnej zwierzyny łownej, bowiem służą jako miejsca zakładania gniazd dla kuropatw, stanowią źródło owadów dla piskląt tych ptaków oraz zapewniają pokarm roślinny i schronienia dla obu gatunków. Ostatnio propagowano tworzenie tak zwanych pasów kwiatnych. Nazwa ta podkreśla potrzebę zapewnienia źródła nektaru dla owadów zapylających, na które również ujemnie wpływa współczesne rolnictwo. Badania potwierdziły, że pasy kwiatne

są korzystne także dla zwierzyny drobnej. Innym rozwiązaniem, choć zwiększającym dostępność kryjówek oraz pokarmu dla zajęcy i kuropatw jedynie poza okresem rozrodu, jest wysiewanie odpowiednio dobranych mieszanek jako jesienno-zimowych poplonów.

Opracowano ponadto metodę pozwalającą znacząco ograniczyć negatywny wpływ pestycydów na owadzi pokarm piskląt kuropatw i ich przeżywalność (Rands 1985, Chiverton 1999). Polega ona na pomijaniu podczas oprysków brzeżnego pasa pól zbóż o szerokości sześciu metrów. Dzięki temu przy brzegach zbóż, gdzie zwykle żerują kuropatwy z pisklętami, mogą wyrosnąć polne chwasty, a na nich bytować owady zjadane przez pisklęta. W związku z niewielką powierzchnią pomijaną przy opryskach, zabieg ten nie ogranicza istotnie wielkości i jakości plonów.

Wśród proponowanych sposobów poprawiania warunków bytowania zwierzyny polnej wymienia się czasami także zakładanie remizów wśród polnych, czyli tworzenie kęp drzew na polach. Choć jest to działanie zwiększające różnorodność przyrodniczą terenów rolniczych i sprzyja niektórym gatunkom zwierzyny, nie jest ono jednoznacznie pozytywne dla zajęcy oraz negatywnie wpływa na stany kuropatw. Przyczyną jest niewątpliwie dodatnie oddziaływanie zadrzewień na stany drapieżników i ułatwianie im polowania (ryc. 2).

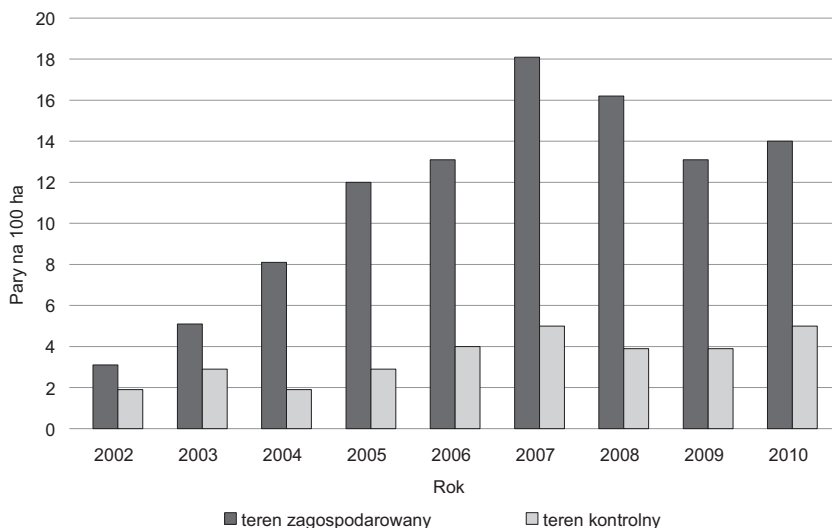
Pewien problem związany z drapieżnictwem może też wystąpić w przypadku przedsięwzięć polegających na tworzeniu wieloletnich lub okresowych pasów i powierzchni z roślinnością zielną (Bro i in. 2004, Reid i in. 2007). Mogą one bowiem sprzyjać również drapieżnikom, a wtedy pozytywny wpływ takich zabiegów na zajęcia i kuropatwy będzie niwelowany przez wzrost drapieżnictwa. Dlatego projekty mające na celu poprawienie sytuacji polnej zwierzyny drobnej często obejmują nie tylko modyfikacje habitatu, czyli zwiększanie dostępności miejsc z roślinnością zapewniającą schronienie i pokarm, ale także ograniczanie liczebności drapieżników. Gdy w Anglii porównano rezultaty różnych projektów zmierzających do odbudowy stanów zajęcy, okazało się (Reynolds i in. 2010), że te polegające jedynie na redukcji drapieżników przynosiły oczekiwane efekty, tymczasem samo poprawianie habitatu zwykle nie powodowało istotnego wzrostu liczebności szaraków. Natomiast najlepsze wyniki uzyskiwano na terenach, gdzie jednocześnie poprawiano habitat i ograniczano liczebność drapieżników. Skuteczność przedsięwzięć obejmujących obie te metody przetestowano w przypadku kuropatwy (ryc. 3). Jednak znane są też przykłady uzyskania wzrostu liczebności zajęcy po samym poprawieniu habitatu, czyli wprowadzeniu poletek kwiatnych, bez redukcji drapież-



Ryc. 2. Miejsca z dziką roślinnością zielną, na przykład pobocza dróg polnych, są bardzo istotne dla zajęcy i kuropatw, ponieważ zapewniają im bezpieczne schronienia i odpowiedni pokarm. Natomiast obecność drzew może bardziej sprzyjać drapieżnikom, stąd liczne występowanie zadrzewień śródpolnych nie jest korzystne dla tych gatunków polnej zwierzyny drobnej

ników (Weber i in. 2019). Jednocześnie doradzano jednak, aby w takich przypadkach zamiast stosunkowo wąskich pasów zlokalizowanych wzdłuż brzegów pól, które są łatwe do przeszukania przez drapieżniki, tworzyć powierzchnie z dziką roślinnością na środku pól, gdzie drapieżniki docierają rzadziej.

Zagospodarowanie terenów polnych dla zajęcy i kuropatw powinno zatem polegać przede wszystkim na ochronie istniejących i tworzeniu nowych miejsc (pasów lub powierzchni) z trwałą roślinnością zielną i ewentualnie z krzewami oraz wysiewaniu poplonów z odpowiednio dobranymi mieszankami roślinnymi. Istotnym problemem w prowadzeniu takich działań jest konieczność współpracy z rolnikami. Pomocne byłoby tu niewątpliwie wykorzystywanie programów rolno-środowiskowo-klimatycznych funkcjonujących w ramach Wspólnej Polityki Rolnej, które obejmują szereg opcji, w tym zakładanie powierzchni z dziką roślinnością zielną, zwłaszcza z gatunkami miododajnymi, oraz



Ryc. 3. Zmiany wiosennych stanów kuropatw po odpowiednim zagospodarowaniu terenu (poprawienie habitatu, ograniczenie drapieżnictwa) oraz na pobliskim terenie kontrolnym, na którym nie prowadzono żadnych zabiegów zmieniających warunki bytowania tych ptaków. Niewielki spadek zagęszczenia na terenie zagospodarowanym w ostatnich latach eksperymentu wynika z rozpoczęcia polowań.
Wielka Brytania (na podstawie Aebisher i in. 2012)

z międzyplonami ozimymi. Działania zmierzające do zwiększenia liczebności zwierzyny drobnej powinny obejmować także ograniczanie liczebności drapieżników, szczególnie lisa, oraz innych gatunków łownych i obcych. Metody właściwego zagospodarowania terenów polnych dla zwierzyny są zatem znane, natomiast istotnym wyzwaniem jest wypracowanie skutecznych sposobów ich wdrażania.

Celowe wydaje się zatem utworzenie przynajmniej jednego ośrodka, w którym byłyby wypracowywane praktyczne metody poprawiania warunków środowiskowych na terenach polnych i prowadzone intensywne działania na rzecz zwierzyny drobnej. Ośrodek taki pełniłby jednocześnie funkcję demonstracyjną, czyli stanowił centrum szkoleniowe w zakresie metod zagospodarowania pól dla zajęcy i kuropatw.

Literatura

- Aebisher N.J., Ewald J. A. 2012. The grey partridge in the UK: population status, research, policy and prospects. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35: 353–362.
- Bro E., Mayot P., Corda E., Reitz F. 2004. Impact of habitat management on grey partridge populations: assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment. *Journal of Applied Ecology*, 41: 846–857.
- Chiverton P.A. 1999. The benefits of unsprayed cereal crop margins to grey partridges *Perdix perdix* and pheasants *Phasianus colchicus*. *Wildlife Biology*, 5: 83–92.
- Hackländer K., Tataruch F., Ruf T. 2002. The effect of dietary fat content on lactation energetics in the European hare (*Lepus europaeus*). *Physiological and Biochemical Zoology*, 75: 19–28.
- Kamieniarz R., Panek M. 2008. Zwierzęta łowne w Polsce na przełomie XX i XXI wieku. Stacja Badawcza PZŁ, Czempin.
- Kamieniarz R., Voigt U., Panek M., Strauss E., Niewęglowski H. 2013. The effect of landscape structure on the distribution of brown hare *Lepus europaeus* in farmlands of Germany and Poland. *Acta Theriologica*, 58: 39–46.
- Karp D., Gehr B. 2020. Bad hare day: very low survival rate in brown hare leverets. *Wildlife Biology*: wbl00645.
- Kuijper D.P.J., Oosterveld E., Wymenga E. 2009. Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population – a review. *European Journal of Wildlife Research*, 55: 455–463.
- Lewandowski K., Nowakowski J.J. 1993. Spatial distribution of brown hare *Lepus europaeus* populations in habitats of various types of agriculture. *Acta Theriologica*, 38: 435–442.
- Meichtry-Stier K.M., Jenny M., Zellweger-Fischer J., Birrer S. 2014. Impact of landscape improvement by agri-environment scheme options on densities of characteristic farmland bird species and brown hare (*Lepus europaeus*). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 189: 101–109.
- Panek M. 1997. The effect of agricultural landscape structure on food resources and survival of grey partridge *Perdix perdix* chicks in Poland. *Journal of Applied Ecology*, 34: 787–792.
- Panek M. 2005. Demography of grey partridges *Perdix perdix* in Poland in the years 1991–2004: reasons of population decline. *European Journal of Wildlife Research*, 51: 14–18.
- Panek M. 2018. Habitat factors associated with the decline in brown hare abundance in Poland in the beginning of the 21th century. *Ecological Indicators*, 85: 915–920.
- Panek M. 2019. Long-term changes in chick survival rate and brood size in the Grey Partridge *Perdix perdix* in Poland. *Bird Study*, 66: 289–292.
- Panek M., Kamieniarz R. 1998. Agricultural landscape structure and density of grey partridge (*Perdix perdix*) populations in Poland. [W:] *Proceedings of the Perdix VII Symposium*. *Gibier Faune Sauvage*, 15: 309–320.

- Panek M., Kamieniarz R. 1999. Relationships between density of brown hare *Lepus europaeus* and landscape structure in Poland in the years 1981–1995. *Acta Theriologica*, 44: 67–75.
- Panek M., Kamieniarz R. 2000a. Habitat use by the Partridge *Perdix perdix* during the breeding season in the diversified agricultural landscape of western Poland. *Acta Ornithologica*, 35: 183–189.
- Panek M., Kamieniarz R. 2000b. Effect of landscape structure on nest site selection and nesting success of grey partridge *Perdix perdix* in western Poland. *Polish Journal of Ecology*, 48: 239–247.
- Panek M., Kolasiński M. 2025. Sytuacja zwierząt łownych w Polsce – wyniki monitoringu, rok 2025. Stacja Badawcza PZŁ w Czempieniu (<https://czempin.pzlow.pl/>).
- Pielowski Z., Kamieniarz R., Panek M. 1993. Raport o zwierzętach łownych w Polsce. Biblioteka Monitoringu Środowiska PIOŚ, Warszawa.
- Rands M.R.W. 1985. Pesticide use in cereals and the survival of grey partridge chicks: a field experiment. *Journal of Applied Ecology*, 22: 49–54.
- Reid N., McDonald R.A., Montgomery W.I. 2007. Mammals and agri-environmental schemes: hare haven or pest paradise? *Journal of Applied Ecology*, 44: 1200–1208.
- Reynolds J.C., Stoate C., Brockless M.H., Aebischer N.J., Tapper S.C. 2010. The consequences of predator control for brown hares (*Lepus europaeus*) on UK farmland. *European Journal of Wildlife Research*, 56: 541–549.
- Schai-Braun S.C., Reichlin T.S., Ruf T., Klansek E., Tataruch F., Arnold W., Hackländer K. 2015. The European hare (*Lepus europaeus*): a picky herbivore searching for plant parts rich in fat. *PLoS One*: e0134278.
- Schai-Braun S. C., Ruf T., Klansek E., Arnold W., Hackl Hackländer K. 2020. Positive effects of set-aside on European hare (*Lepus europaeus*) populations: leveret benefit from an enhanced survival rate. *Biological Conservation*, 244: 108518.
- Smith R.K., Jennings N.V., Harris S. 2005. A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review*, 35: 1–24.
- Weber D., Roth T., Kohli L. 2019. Increasing brown hare (*Lepus europaeus*) densities in farmland without predator culling: results of a field experiment in Switzerland. *European Journal of Wildlife Research*, 65: 75.

Katarzyna Tajchman, Maciej Wójcik

KT – Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, e-mail: katarzyna.tajchman@up.edu.pl

MW – Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Lublinie

Woliery adaptacyjne jako istotny etap procesu habituacji kuropatwy szarej do środowiska naturalnego

Wstęp

W pierwszej połowie ubiegłego stulecia hodowla i wypuszczanie kuropatw szarych (*Perdix perdix*) nie były powszechnie prowadzone w naturalnym ich zasięgu. Właściwe zarządzanie populacją kuropatw, które koncentrowało się głównie na zwalczaniu drapieżników, wystarczało, aby zapewnić przeżycie takiej liczby ptaków, żeby umożliwiło to pozyskanie łowieckie. W tamtym czasie środowisko rolnicze było idealne dla kuraka, zaopatrując w szereg naturalnie występujących miejsc lęgowych i dobrą dostępność pokarmu. W rezultacie ptaki te były jednymi z najpospolitszych i najbardziej rozpowszechnionych na użytkach rolnych (Potts 1986). W drugiej połowie XX w. nastąpiła intensyfikacja rolnictwa w Europie oraz ograniczenie kontroli drapieżnictwa, które doprowadziły do ogromnego spadku liczebności dzikiej kuropatwy szarej (Potts 1986, 2012), bo o 89% w ciągu ostatnich 30 lat, czemu towarzyszyło 25-procentowe zmniejszenie zasięgu w tym samym czasie (Gibbons i in. 1993, Baillie i in. 2001). W okresie regresu podejmowano wiele działań mających na celu wypuszczanie dużej liczby ptaków

hodowlanych do środowiska naturalnego. Kuropatwa szara zaczęła być obiektem wielu projektów reintrodukcji na całym świecie. Wcześniejsze próby uwalniania miały na celu jedynie zwiększenie liczby osobników do odstrzału, co miało się z celem stworzenia samowystarczalnej populacji. Tego typu projekty wsiedlania kuropatwy szarej koncentrowały się głównie na wypuszczaniu dużej liczby osobników odchowanych w warunkach sztucznych, z których niewiele przeżywało z powodu silnego drapieżnictwa i niskiego sukcesu rozrodczego (Browne i in. 2009). Inną przyczyną nieudanych prób odbudowy populacji tego gatunku mogły być uwolnienia osobników hodowlanych, importowanych, głównie z krajów Bałkanów i Europy Północnej, o nieznanym pochodzeniu (Liukkonen 2006, Parish, Sotherton 2007). Sugerowano, że różnice w adaptacji genetycznej poszczególnych podgatunków (*P. p. lucida*, *P. p. perdix*) do odmiennych warunków klimatycznych ich pierwotnego zasięgu mogły być częściowym wyjaśnieniem nieudanych introdukcji (Liukkonen 2006, Karaïskou i in. 2025). Tego typu praktyki stosowano głównie w Wielkiej Brytanii i Grecji, gdzie zebrano bardzo niewiele dowodów na to, że jakakolwiek część tych zwierząt rozmnażała się po wypuszczeniu. Dlatego wsiedlenia z użyciem zwierząt wyhodowanych sztucznie trwają od dziesięcioleci, uzyskane wyniki podkreślają potrzebę uwzględnienia cech dziedziczonych od poprzednich pokoleń introdukowanych ptaków, jeśli celem jest wzmocnienie populacji dla długoterminowych sukcesów w ochronie przyrody (Karaïskou i in. 2025).

Dotychczasowe badania także wykazały mieszane wyniki podczas korzystania z różnych narzędzi zarządzania, takich jak wzbogacanie siedlisk, redukcja drapieżników i obniżone lub zaniechane na niektórych obszarach pozyskanie łowieckie, z pozytywną odpowiedzią populacji kuropatwy szarej (Draycott 2012, Faragó i in. 2012, Bro i in. 2004, 2012, Palacios i in. 2024). Należało się więc przyjrzeć bliżej problemowi odbudowy populacji tego kuraka.

Jednym z najczęstszych wniosków wypływających z prac przeprowadzanych w celu wzmocnienia populacji kuropatwy szarej jest to, że powinny być to działania długoterminowe i realizowane na wszystkich płaszczyznach oraz w wielu lokalizacjach, tak by stworzyć możliwość kontaktu małym lokalnym populacjom. Wykazano, że prace związane z poprawą siedlisk powinny trwać co najmniej przez okres 8–10 lat, aby miały realny wpływ na populację tego kuraka. Dotyczy to nie tylko wzbogacania siedlisk, ale także ich zachowania w perspektywie długoterminowej. Dopiero zintegrowane metody powodują zwiększenie liczby miejsc lęgowych i zasobów żywności (Ewald i in. 2020) oraz

obniżenie drapieżnictwa. Wreszcie zarządzanie siedliskami powinno być prowadzone wraz z regularnym monitorowaniem liczebności kuropatwy najnowszymi, wiarygodnymi metodami (Palacios i in. 2024).

Wiele projektów ochrony kuropatwy szarej obejmuje obszary o powierzchni zaledwie kilku kilometrów kwadratowych (Ewald i in. 2012, Potts 2012, Partridge 2024), a zatem mają one bezpośredni wpływ jedynie na małe lokalne populacje. Aby jednak zapewnić długotrwałe przetrwanie kuropatwy na terenach rolniczych, potrzebne są stabilne metapopulacje na poziomie krajobrazu, a także wystarczająca łączność między lokalnymi subpopulacjami. Dlatego ważne jest zrozumienie dynamiki populacji zarówno w skali lokalnej, jak i regionalnej, a także wzorców synchronizacji lub asynchronii między lokalnymi subpopulacjami (Laux, Gottschalk 2025).

Wspomaganie lokalnych populacji

Badano różne sposoby odbudowy populacji kuropatwy szarej. Między innymi szwajcarscy naukowcy porównali miesięczne wskaźniki przeżywalności osobników pochodzących z trzech różnych strategii uwalniania kuraków: translokacji dzikich osobników dorosłych, wypuszczenia dorosłych osobników wychowanych przez rodziców w niewoli oraz piskląt wychowanych przez rodziców w niewoli, które zostały oddane w opiekę zastępczą dzikim parom. Lokalnie urodzone potomstwo (ptaki drugiego pokolenia) z ustalonych par lęgowych stanowiło grupę kontrolną. Ptaki objęte opieką zastępczą miały najwyższy miesięczny wskaźnik przeżywalności ($0,86 \pm 0,03$), następnie ptaki przeniesione ($0,82 \pm 0,06$) i dorosłe osobniki wychowane w niewoli ($0,70 \pm 0,06$). Wysoki wskaźnik przeżywalności ptaków objętych opieką zastępczą był najprawdopodobniej spowodowany nabyciem umiejętności unikania drapieżników od doświadczonej pary dorosłych ptaków (Buner, Schaub 2008).

Zaledwie kilka lat temu stosowano technikę polegającą na chowie w niewoli i wypuszczaniu dużej liczby kuropatw. Łatwo jest uzyskać dużą liczbę kuropatw szarych do wypuszczenia, pozyskując jaja od ptaków hodowanych w niewoli, wykluwając je w inkubatorach i wychowując pisklęta w automatycznych wylęgarniach. Fińskie badania nad losem dzikich ptaków z nadajnikami radiowymi i wypuszczonych na wolność wykazały, że ptaki te mają dużo mniejsze szanse na przeżycie i sukces w rozrodzie w porównaniu z dzikimi odpowiednikami (Put-

ala, Hissa 1998, Putaala i in. 2001). Wiele wprowadzonych osobników było głodnych lub padło ofiarą drapieżników wkrótce po uwolnieniu, co więcej wypuszczone na wolność kuropatwy w nieznacznym stopniu przyczyniły się do wzmocnienia zagrożonych dzikich populacji (Game Conservancy Limited 1996, Putaala, Hissa 1998).

W różnych miejscach na całym świecie podejmowano liczne próby wprowadzenia kuropatwy szarej na obszary poza jej naturalnym zasięgiem, głównie w celu zapewnienia możliwości polowań (Long 1981). Wypuszczanie to zazwyczaj polegało na uwalnianiu grup kuropatw złowionych na wolności w Europie. Liczebność wypuszczanych osobników wahała się od mniej niż 100 do ponad 20 000. Chociaż nie jest to odnotowane, ptaki te były prawdopodobnie przetrzymywane w zagrodach przez kilka dni, aby umożliwić aklimatyzację, a następnie wypuszczane masowo. W okresie od około 1880 do połowy XX w. kuropatwy szare były uwalniane w licznych miejscach również w całych Stanach Zjednoczonych. Niektóre z tych wsiedleń odniosły duży sukces. W Kanadzie kuropatwy szare były uwalniane od około 1900 do lat 30. XX w. i obecnie zdomowały się w południowo-środkowej części tego kraju. Zapewnienie siedlisk do żerowania i miejsc lęgowych oraz kontrola drapieżnictwa była podstawą utrzymania nowych populacji kuropatw (Long 1981).

Najważniejszym warunkiem wstępnym każdej planowanej reintrodukcji lub uzupełnienia populacji kuropatwy szarej jest zapewnienie odpowiednich siedlisk dla tego gatunku, które musi stanowić co najmniej 6% głównego obszaru uwalniania (Buner i in. 2005). Ponadto wykazano, że najbardziej odpowiednie siedlisko gniazdowania istnieje w żywopłotach przyciętych co drugi rok (Rands 1987). Jeśli chodzi o drapieżnictwo, badanie przeprowadzone na równinie Salisbury (południowo-środkowa Anglia) wykazało, że kontrola drapieżników zwiększyła zagęszczenie dzikiej kuropatwy szarej 2,5-krotnie zaledwie w ciągu trzech lat (Tapper i in. 1996, Tapper 1999).

W sytuacjach gdy kuropatw w stadkach jest bardzo mało lub ich zagęszczenie jest bardzo niskie, jednym z rozwiązań jest utworzenie wolno żyjącej populacji założycielskiej dorosłych ptaków, które albo same się rozmnażają, albo najpewniej mogą pełnić rolę rodziców zastępczych. Istnieją potencjalne opcje osiągnięcia tego celu: wychowanie piskląt do około 6–8 tygodni i wypuszczenie ich w jednej dużej grupie lub w kilku mniejszych grupach oraz uwolnienie stadka składającego się z dorosłych i młodych ptaków jesienią. Ugrupowanie składałoby się najprawdopodobniej z pary dorosłych ptaków wychowanych w niewoli i około 10 młodych, którym zostały oddane pod opiekę zastępczą. W obu przy-

padkach straty zimowe mogą być wysokie. Aby temu zaradzić, trzecią opcją byłoby przetrzymywanie kuropatw szarych wychowanych w niewoli przez zimę i wypuszczanie ich parami wczesną wiosną. Ptaki byłyby następnie pozostawione do rozrodu i produkcji jaj. Trzeba zwrócić też uwagę na to, że opracowanie systemu do wykorzystania w ochronie kuropatwy szarej musi być opłacalne, stosunkowo łatwe do przeprowadzenia i przyczynić się do wzrostu samowystarczalności populacji kuropatw. Jednakże miejsca restytucji muszą znajdować się w historycznym zasięgu gatunku i, co najważniejsze, powinny być objęte co najmniej minimalnym odpowiednim zarządzaniem, w tym zapewnieniem siedlisk lęgowych, miejsc do wychowu lęgów i osłony zimowej. Co najmniej 6% powierzchni głównej i 3% całkowitej powinno tworzyć siedlisko odpowiednie do gniazdowania, żerowania i schronienia. Nie należy również podejmować prób odstrzału kuropatw szarych, dopóki jesienią nie osiągnie się i nie utrzyma co najmniej 20 ptaków na 100 ha, a także ograniczyć możliwość przypadkowego odstrzału (Rands 1987, Tapper i in. 1996, Buner i in. 2005, Kuijper i in. 2009).

Stosowanie wolier adaptacyjnych

Istnieje duża zgoda co do tego, że translokacja dzikich dorosłych kuropatw powoduje najwyższy wskaźnik sukcesu ponownego wprowadzenia, ponieważ wszystkie osobniki mają już charakterystyczne zachowania antydrapieżnicze, co prowadzi do wysokiej przeżywalności i sukcesu hodowlanego (Church 1993, Sarrazin, Barbault 1996, Stanley Price, Fairclough 1997, Reed 1999). Jednak w wielu projektach nie ma możliwości ponownego wprowadzenia dzikich osobników, ponieważ nie są one dostępne ze względu na zbyt niską liczebność. Tak bywa w przypadku kuropatwy szarej (Buner, Schaub 2008).

Wspomaganie dzikich populacji osobnikami z hodowli może się odbywać na terenach, gdzie jeszcze występują kuropatwy szare. Dzięki lokalnym populacjom osobniki dorosłe spontanicznie adoptują młodociane uwolnione do środowiska naturalnego. Dziesięcio- dwunastotygodniowe kuropatwy uczą się umiejętności przetrwania i naśladują naturalne zachowanie dzikich nauczycieli (Kuijper i in. 2009, Buner i in. 2011).

Jedną z metod służących zwiększeniu liczebności populacji kuropatwy szarej jest wypuszczanie (tzw. wsiedlanie) do środowiska naturalnego ptaków z kontrolowanych hodowli łowieckich (Buner i in. 2011).

Zwykle odbywa się to w ten sposób, że zwierzęta są transportowane do miejsc wsiadłej i zostają umieszczone w początkowym okresie w wolierach adaptacyjnych. Odpowiednio zagospodarowane wolierzy powinny być zlokalizowane w miejscach, gdzie kuropatwy będą wypuszczone po okresie przystosowania się do nowego otoczenia poprzez otwarcie bram (Tajchman i in. 2024, Tajchman, Wójcik 2024).

Stres wywołany procedurą translokacji prawdopodobnie zwiększa podatność na wiele bezpośrednich przyczyn śmiertelności, na przykład poprzez supresję układu odpornościowego (zwiększoną podatność na choroby zakaźne), osłabienie reakcji „walcz lub uciekaj” w obszarze kory mózgowej (zwiększoną podatność na drapieżnictwo), wzrost wydatku energetycznego i zmniejszenie spożycia pokarmu (zwiększoną podatność na głód) (Teixeira i in. 2007, Dickens i in. 2009). W związku z tym minimalizacja stresu podczas translokacji może pośrednio obniżyć śmiertelność. Jednak dystresu w trakcie translokacji nie da się uniknąć. Wszystkie etapy translokacji powodują ostry stres: schwytanie w środowisku dzikim lub niewoli, znakowanie, niewola i unieruchomienie, transport, aklimatyzacja do środowiska wypuszczenia i uwolnienie do nieznanego środowiska (Hartup i in. 2005, Teixeira i in. 2007). Ta seria kolejnych sytuacji ostrego stresu często prowadzi do stanu stresu przewlekłego (Romero 2004, Dickens i in. 2009). W konsekwencji reaktywność osi podwzgórze–przysadka–nadnercza (HPA), współzależnej kaskady hormonów uwalnianych z podwzgórza i przysadki, która prowadzi do uwalniania glikokortykoidów przez nadnercza, może zostać zaburzona lub wyczerpana (Jenni i in. 2015).

Łagodne uwolnienie, poprzez umieszczanie w wolierach adaptacyjnych i wypuszczenie przez otwarcie bram, umożliwia regenerację po stresie wywołanym schwytaniem i transportem. W badaniach przeprowadzonych przez Jenni i in. (2015) wykazano, że pojemność globuliny wiążącej kortykosteroidy (CBG, białko transportujące kortyzol we krwi) znacząco spadła w odpowiedzi na transport i podczas kolejnych 9 godzin aklimatyzacji, a po 33 godzinach osiągnęła poziom zbliżony do pojemności sprzed transportu. Pojemność CBG uległa obniżeniu, natomiast poziom wolnego kortykosteronu w osoczu drastycznie wzrósł po transporcie i był wysoki po 9 godzinach aklimatyzacji, zbliżył się do poziomu sprzed transportu po 33 godzinach aklimatyzacji. Warto podkreślić, że w ciągu 33 godzin aklimatyzacji stada ptaki z niższym poziomem kortykosteronu przeżywały dłużej po wypuszczeniu. Jednak przeżywalność po pierwszym miesiącu nie różniła się między ptakami trzymanymi przez 9 lub 33 godziny w zagrodach aklimatyzacyjnych. Reakcja nadnerczy na schwytanie i transport u kuropatw hodowa-

nych powodowały wzrost kortykosteronu w osoczu około 10-krotnie w odpowiedzi na schwytanie i dotykanie, podczas gdy pojemność CBG zmniejszyła się tylko nieznacznie, a poziom wolnego kortykosteronu w osoczu wzrósł drastycznie (około 35-krotnie). Zaraz po transporcie (kiedy zazwyczaj przeprowadzano wypuszczenia) wyjściowy całkowity poziom kortykosteronu wzrósł tylko około 2-krotnie. Wskazuje to, że transport nie powodował wysokiego poziomu stresu, ale umiarkowanie wysoki. Podwyższony poziom kortykosteronu całkowitego po transporcie i po pierwszym dniu odłowu obserwowano również u innych ptaków (Hartup i in. 2005, Nilsson i in. 2008, Dickens i in. 2009) i ssaków (Dickens i in. 2010, Schmidt i in. 2010a, b), ale większość tych badań sugeruje, że osiągnięto wysoki poziom kortykosteronu, podobny do tego osiąganego w wyniku ostrego stresu związanego z obsługą.

Można przypuszczać, że wysokie wyjściowe stężenie kortykosteronu jest niekorzystne po wypuszczeniu na wolność bezpośrednio po przywiezieniu do łowiska z powodu wielu szkodliwych skutków wywołanych przez jego wzrost (takich jak np. osłabiona odporność, przyspieszony metabolizm). W związku z tym poziom kortykosteronu mógł wpływać na przeżywalność tylko w ciągu pierwszych dni po wypuszczeniu. Jednakże wykazano też, że czas aklimatyzacji wynoszący zaledwie 33 godziny był najprawdopodobniej zbyt krótki, aby przywrócić prawidłową funkcjonalność osi HPA (Jenni i in. 2015).

W nieinwazyjnych badaniach na kuropatwach szarych umieszczonych w trzech wolierach adaptacyjnych w Ośrodkach Hodowli Zwierzyny Lasów Państwowych Kozłówka, Rawityn i Suchowola (Nadleśnictwo Lubartów i Radzyń Podlaski) zaobserwowano obniżenie stężenia immunoreaktywnych metabolitów kałowych kortykosteronu o ponad połowę, między 2. a 30. dniem przebywania ptaków w wolierach adaptacyjnych. Ponadto wykazano również, że warunki pogodowe nie miały istotnego wpływu na hormony stresu (Dziki-Michalska i in. 2026). Warto podkreślić, że wszystkie wolierzy były podobnie zagospodarowane i zgodnie z opisem Tajchman i Wójcik (2024) oraz Tajchman i in. (2024).

Podsumowując, okres przejściowy między przetransportowaniem kuropatw do miejsca uwolnienia a wypuszczeniem ich na wolność może okazać się kluczowy dla zwiększenia wskaźnika powodzenia reintrodukcji tego gatunku. Przyczynić się do tego może nie tylko obniżenie hormonów stresu, ale także możliwość habituacji do nowego środowiska. Kuropatwy umieszczone w wolierach adaptacyjnych, gdzie występuje wyższa roślinność (np. topinambur, słonecznik, roślinność zbożowa, niewielkie zakrzewienia), pożywienie zbliżone do naturalne-

go, stały dostęp do wody, miejsca do swobodnego wyrażania behawioru grzebania, mają zapewniony czas, kiedy bezpiecznie mogą się zapoznać ze środowiskiem zewnętrznym. Warto podkreślić, że mimo stosowanych zabezpieczeń przed drapieżnikami (elektryzator, wkopana siatka i folia odgradzająca je od bezpośredniego kontaktu), ptaki mogą odbierać bodźce związane z obecnością naturalnych wrogów i reagować na nie wszystkimi zmysłami.

Jednym z podstawowych zabiegów zmierzających do poprawy warunków życia zwierząt w niewoli jest wzbogacenie środowiska. Można je zdefiniować jako modyfikację środowiska zwierząt w niewoli w celu zwiększenia możliwości behawioralnych, poprawy funkcjonowania biologicznego i ograniczenia nieprawidłowych zachowań (Newberry 1995, Shepherdson i in. 1999, Young 2013). Wzbogacanie środowiska o takie elementy, jak grzędy, żerowiska i podłoża do kąpieli piaskowych itp., zostało zbadane pod kątem poprawy dobrostanu, aktywności i zdrowia ptaków (Tajchman i in. 2024). Obserwacje behawioralne przeprowadzone w trzech wolierach adaptacyjnych na obszarze Nadleśnictwa Lubartów i Radzyń Podlaski wykazały, że kuropatwy nie przejawiały agresywnych zachowań wobec siebie ani stereotypii, stąd możemy założyć, że wolier adaptacyjne były prawidłowo zarządzane i zaspokajały potrzeby zwierząt wynikające z przejawiania naturalnych zachowań, takich jak: pokrycie roślinnością, w tym grzędy, żerowiska i podłoża do kąpieli piaskowych itp., co zostało zbadane pod kątem poprawy dobrostanu, aktywności i zdrowia ptaków (Riber i in. 2018, Lemos de Figueiredo i in. 2021, Alejandro i in. 2022, Jacobs i in. 2023). Ponadto obecność obfitej roślinności może zapewnić większą dostępność i różnorodność naturalnych zasobów pokarmowych, takich jak bezkręgowce, które mogą wzbogacić dietę ptaków (Silva-Monteiro i in. 2022).

Warto też podkreślić, że czas spędzony na eksploracji środowiska przez kuropatwy sprzyjał utrzymaniu wysokiego poziomu dobrostanu w wolierach adaptacyjnych. Potwierdzają to badania Hocking i in. (2001) oraz Schütz i in. (2001), którzy jednogłośnie wskazują, że ptaki narażone na silne bodźce negatywne nie wykazują znacznego zainteresowania otaczającym środowiskiem i charakteryzują się niższą aktywnością w zakresie jego eksploracji. W kontekście adaptacji istotne jest również obserwowanie naturalnych zachowań obronnych ptaków jako elementu adaptacji do środowiska naturalnego. Jednym z ich podstawowych przejawów są zachowania, takie jak: bezruch, aktywna ucieczka czy wzmożona czujność. Według Sánchez-García i in. (2016), w stadach kuropatw dwa podstawowe sygnały ostrzegawcze powodują różną

reakcję w zależności od rodzaju drapieżnika. Badania pokazują również, że ptaki te charakteryzują się różnym poziomem czujności podczas żerowania w grupach. Zgodnie z danymi przedstawionymi przez Dahlgren (1990) lub Beani i Dessi-Fulgher (1998), samce charakteryzują się większą czujnością, co może przekładać się na ich skuteczność w poszukiwaniu partnerki. Doniesienia te mogą zatem pośrednio wyjaśniać tworzenie dużych grup ptaków w ciągu dnia jako elementu zwiększającego ich bezpieczeństwo dzięki nasilonej czujności niektórych osobników. Co więcej, gromadzenie się w grupach jest jednym z klasycznych zachowań społecznych tego gatunku, zwłaszcza jesienią i zimą, ale także w innych porach roku, w przypadku grup rodzinnych (Jenkins 1961). Można zatem przyjąć, że pojawienie się większych grup ptaków na żerowiskach, przy jednoczesnym braku reakcji agonistycznych, było naturalnym zachowaniem, mającym na celu zwiększenie możliwości ochrony przed drapieżnikami. Istotnym elementem etogramu wszystkich ptaków grzebiących są zachowania pielęgnacyjne, takie jak kąpiele piaskowe, czesanie piór itp. Kąpiel piaskowa jest instynktownym zachowaniem ptaków grzebiących, pozwalającym im pozbyć się pasożytów zewnętrznych, ale także umożliwiającym relaks i obniżenie poziomu stresu (Ramankevich i in. 2022). Zachowanie to jest na tyle ważne dla ptaków, że badania pokazują, iż mogą one poświęcać mu nawet 20% swojej aktywności (Miller, Mench 2005). Z drugiej strony, badania Kozak i in. (2019) wskazały podwyższony poziom kortyzolu u ptaków wykazujących nadmierne zachowania pielęgnacyjne. Do podobnych wniosków doszli również Spruijt i in. (1992), którzy wskazują, że nadmierne pielęgnowanie może być próbą relaksacji i redukcji stresu. Z badań Tajchman i in. (2024) wynika, że duża liczba zachowań pielęgnacyjnych jest spowodowana obiema tymi przyczynami. Z jednej strony brak zachowań agonistycznych i stereotypowych wspiera zachowanie dobrostanu i fakt, że pielęgnowanie jest naturalne, a z drugiej strony może być sposobem radzenia sobie z bodźcami docierającymi do ptaków z środowiska zewnętrznego. Najprawdopodobniej mogło to być spowodowane też procesem habituacji względem naturalnych wrogów, ponieważ pozycja przylegająca do podłoża i pozostająca w zagłębieniu jest trudna do zaobserwowania, a zapach podłoża dodatkowo maskuje zapach ptaka. Oczy drapieżników postrzegają przede wszystkim ruch, co może potwierdzać tę tendencję, ale powinno to być poddane odpowiedniej obserwacji i badaniom. Jednak oba założenia mają to samo znaczenie, sugerując, że woliery zostały odpowiednio zaprojektowane i zlokalizowane, a adaptacja do środowiska przebiega prawidłowo. Należy podkreślić też to, że podczas przebywania w wo-

lierach adaptacyjnych kuropatwy mają możliwość nawiązania kontaktu z dzikimi osobnikami, które dość często widuje się wokół ogrodzenia. Możliwość zapewnienia bezpiecznego miesiąca na zapoznanie się z nowym ekosystemem może pozytywnie oddziaływać na sukces w odbudowie populacji tego kuraka. Dobrostan ptaków w prawidłowo zarządzanych wolierach adaptacyjnych może być utrzymany, dzięki czemu zwierzęta mogą dołączyć do populacji dzikiej w odpowiednim zdrowiu i warunkach (Tajchman i in. 2024). Jednakże tylko zintegrowane podejście, czyli wzbogacenie naturalnych siedlisk, regulowanie liczebności drapieżników i odpowiednie metody wzbogacania dzikich populacji mogą przyczynić się do długotrwałego przetrwania kuropatwy szarej na terenach rolniczych.

Literatura

- Alejandro J., Huffman M.A., Bercovitch F.B. 2022. Costs and benefits of living in a vegetated, compared with non-vegetated, enclosure in male Japanese macaques (*Macaca fuscata*). *Zoo Biol.*, 41: 97–107.
- Baillie S.R., Crick H.Q.P., Balmer D.E., Bashford R.I., Beaven L.P., Freeman S.N., Marchant J.H., Noble D.G., Raven M.J., Siriwardena G.M., Thewlis R., Wernham C.V. 2001. Breeding Birds in the Wider Countryside: their conservation status 2000. Research Report, 252. BTO, Thetford.
- Beani L., Dessì-Fulgheri F. 1998. Anti-predator behaviour of captive Grey partridges (*Perdix perdix*). *Ethol. Ecol. Evol.*, 10(2): 185–196.
- Bro E., Mayot P., Corda E., Reitz F. 2004. Impact of habitat management on grey partridge populations: Assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment. *J. Appl. Ecol.*, 41: 846–857.
- Bro E., Mayot P., Reitz F. 2012. Effectiveness of habitat management for improving grey partridge populations: A BACI experimental assessment. *Anim. Biodivers. Conserv.*, 35: 405–413.
- Browne S.J., Buner F., Aebischer N.J. 2009. A Review of Gray Partridge Restocking in the UK and Its Implications for the UK Biodiversity Action Plan. *Gamebird* 2006.
- Buner F.D., Browne S.J., Aebischer N.J. 2011. Experimental assessment of release methods for the re-establishment of a red-listed galliform, the grey partridge (*Perdix perdix*). *Biol. Conserv.*, 144(1): 593–601.
- Buner F., Jenny M., Zbinden N., Naef-Daenzer B. 2005. Ecologically enhanced areas – a key habitat structure for re-introduced grey partridges *Perdix perdix*. *Biol. Conserv.*, 124(3): 373–381.
- Buner F., Schaub M. 2008. How do different releasing techniques affect the survival of reintroduced grey partridges *Perdix perdix*? *Wildl. Biol.*, 14: 26–35.

- Church K.E. 1993. Survival and nesting biology of translocated grey partridge (*Perdix perdix*) in New York State. USA Gibier Faune Sauvage.
- Dahlgren J. 1990. Females choose vigilant males: an experiment with the monoga-mous grey partridge, *Perdix perdix*. Anim. Behav., 39(4): 646–651.
- Dickens M.J., Delehanty D.J., Romero L.M. 2009. Stress and translocation: Alterations in the stress physiology of translocated birds. Proc. Royal Soc. B Biol. Sci., 276: 2051–2056.
- Dickens M.J., Delehanty D.J., Romero L.M. 2010. Stress: an inevitable component of animal translocation. Biol. Conserv., 143: 1329–1341.
- Draycott R.A.H. 2012. Restoration of a sustainable wild grey partridge shoot in Eastern England. Anim. Biodivers. Conserv., 35: 381–386.
- Dziki-Michalska K., Tajchman K., Szymańczyk S., Wójcik M., Budzyńska M., Szeredko O. 2026. Stress levels after translocation and during kept in adaptive aviaries in gray partridges. BMC Vet. Res. (w recenzji).
- Ewald J.A., Sotherton N.W., Aebischer N.J. 2020. Research Into Practice: Gray Partridge (*Perdix perdix*) Restoration in Southern England. Front. Ecol. Evol., 8: 517500.
- Ewald J.A., Potts G.R., Aebischer N.J. 2012. Restoration of a wild grey partridge shoot: a major development in the Sussex study, UK. Anim. Biodivers. Conserv., 35: 363–369.
- Faragó S., Dittrich G., Horváth-Hangya K., Winkler D. 2012. Twenty years of the grey partridge population in the LAJTA Project (Western Hungary). Anim. Biodivers. Conserv., 35: 311–319.
- Game Conservancy Limited 1996. Gamebird releasing. The Game Conservancy Trust, Fordingbridge, United Kingdom.
- Gibbons D.W., Reid J.B., Chapman R.A. 1993. The New Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland 1989–1991. T & AD Poyser, London.
- Hartup B.K., Olsen G.H., Czekala N.M. 2005. Fecal corticoid monitoring in Whooping Cranes (*Grus americana*) undergoing reintroduction. Zoo Biol., 24: 15–28.
- Hocking P.M., Channing C.E., Waddington D., Jones R.B. 2001. Age-related changes in fear, sociality and pecking behaviours in two strains of laying hen. Br. Poult. Sci., 42 (4): 414–423.
- Jenni L., Keller N., Almasi B., Duplain J., Homberger B., Lanz M., Korner-Nievergelt F., Schaub M., Jenni-Eiermann S. 2015. Transport and release procedures in reintroduction programs: Stress and survival in grey partridges. Anim. Conserv., 18(1): 62e72.
- Jacobs L., Blatchford R.A., de Jong I.C., Erasmus M.A., Levensgood M., Newberry R.C., Regmi P., Riber A.B., Weimer S.L. 2023. Enhancing their quality of life: environmental enrichment for poultry. Poult. Sci., 102: 102233.
- Jenkins D. 1961. Social behaviour in the partridge *Perdix perdix*. Ibis, 103(2): 155–188.
- Karaiskou N., Ball A., Gkagkavouzis K., Moulistanos A., Kalaentzis K., Ghazali M., Murray-Dickson G., Minoudi S., Parish D., Chatzinikos E., Kiouis D.,

- Manios N., Dunn J.C., Triantafyllidis A. 2025. Grey Partridge (*Perdix perdix*) Introductions: Genetic Survey on Wild and Captive Populations at the Edges of the Range. *Ecol. Evol.*, 15: e71122.
- Kozak A., Rozempolska-Rucińska I., Kasperek K., Bownik A. 2019. Level of stress in relation to emotional reactivity of hens. *Ital. J. Anim. Sci.*, 18(1): 1252–1258.
- Kuijper D.P.J., Oosterveld E., Wymenga E. 2009. Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population – a review. *Eur. J. Wildl. Res.*, 55: 455–463.
- Laux A., Gottschalk E. 2025. Local sub-population dynamics of a central European grey partridge meta-population support large-scale conservation approach to halt its ongoing decline. *Wildl. Biol.*, e01316.
- Lemos de Figueiredo R., Hartley M., Fletcher A.W. 2021. Assessing the behaviour, welfare and husbandry of mouse deer (*Tragulid* spp.) in European zoos. *Appl. Anim. Behav. Sci.*, 237: 105283.
- Liukkonen T. 2006. Finnish Native Grey Partridge (*Perdix perdix*) Population Differs Clearly in Mitochondrial DNA From the Farm Stock Used for Releases. *Ann. Zool. Fenn.*, 43: 271–279.
- Long J. 1981. *Introduced Birds of the World*. David and Charles, London.
- Miller K.A., Mench J.A. 2005. The differential effects of four types of environmental enrichment on the activity budgets, fearfulness, and social proximity preference of Japanese quail. *Appl. Anim. Behav. Sci.*, 95 (3–4): 169–187.
- Newberry R.C. 1995. Environmental enrichment: Increasing the biological relevance of captive environments. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 44: 229–243.
- Nilsson P.B., Hollmén T.E., Atkinson S., Mashburn K.L., Tuomi P.A., Esler D., Mulcahy D.M., Rizzolo D.J. 2008. Effects of ACTH, capture, and short term confinement on glucocorticoid concentrations in harlequin ducks (*Histrionicus histrionicus*). *Comp. Biochem. Physiol.*, 149: 275–283.
- Palacios J., Sánchez-García C., Santos P., Rodríguez M., Gutiérrez J.L., Martínez A., Arranz J.Á., Cubero D., Salvador V., Belver M.C., Carreñ J.F., Hernández H., Rodríguez M.J., Tizado-Núñez R.E., Tizado E.J. 2024. Population Response to Habitat Management from an Endangered Galliform: The Pyrenean Grey Partridge Recovery Project in Lago de Sanabria (2000–2023). *Diversity*, 16: 459.
- Parish D.M.B., Sotherton N.W. 2007. The Fate of Released Captive-Reared Grey Partridges *Perdix perdix*: Implications for Reintroduction Programmes. *Wildl. Biol.*, 13(2): 140–149.
- PARTRIDGE – Interreg North Sea Region Project 2024 (<https://northsearegion.eu/partridge/>).
- Potts G.R. 1986. *The Partridge: Pesticides, Predation and Conservation*. Collins, London.
- Potts G.R. 2012. *The Partridges: Countryside Barometer*. Collins, London, UK.
- Putala A., Hissa R. 1998. Breeding dispersal and demography of wild and hand reared grey partridges *Perdix perdix* in Finland. *Wildl. Biol.*, 4: 137–145.

- Putaala A., Turtola A., Hissa R. 2001. Mortality of wild and released hand-reared Grey Partridges (*Perdix perdix*) in Finland. *Game and Wildlife Science*, 18: 291–304.
- Ramankevich A., Wengerska K., Rokicka K., Drabik K., Kasperek K., Ziemiańska A., Batkowska J. 2022. Environmental enrichment as part of the improvement of the welfare of Japanese quails. *Animals*, 12(15): 1963.
- Rands M.R.W. 1987. Hedgerow management for the conservation of partridges *Perdix perdix* and *Alectoris rufa*. *Biol. Conserv.*, 40(2): 127–139.
- Reed J.M. 1999. The role of behavior in recent avian extinctions and endangerments (Review). *Conserv. Biol.*, 13: 232–241.
- Riber A.B., van de Weerd H.A., de Jong I.C., Steenfeldt S. 2018. Review of environmental enrichment for broiler chickens. *Poult. Sci.*, 97: 378–396.
- Romero L.M. 2004. Physiological stress in ecology: lessons from biomedical research. *Trends Ecol. Evol.*, 19: 249–255.
- Sánchez-García C., Alonso M. E., Tizado E. J., Pérez J. A., Armenteros J. A., Gaudioso V. R. 2016. Anti-predator behaviour of adult red-legged partridge (*Alectoris rufa*) tutors improves the defensive responses of farm-reared broods. *Br. Poult. Sci.*, 57(3): 306–316.
- Sarrazin F., Barbault R. 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends Ecol. Evol.*, 11(11): 474–478.
- Schmidt A., Biau S., Möstl E., Becker-Birck M., Morillon B., Aurich J., Faure J.M., Aurich C. 2010a. Changes in cortisol release and heart rate variability in sport horses during long-distance road transport. *Domestic Anim. Endocrinol.*, 38: 179–189.
- Schmidt A., Möstl E., Wehnert C., Aurich J., Müller J., Aurich C. 2010b. Cortisol release and heart rate variability in horses during road transport. *Horm. Behav.*, 57: 209–215.
- Schütz K.E., Forkman B., Jensen P. 2001. Domestication effects on foraging strategy, social behaviour and different fear responses: a comparison between the red jungle fowl (*Gallus gallus*) and a modern layer strain. *Appl. Anim. Behav. Sci.*, 74(1): 1–14.
- Shepherdson D.J., Mellen J.D., Hutchins M. 1999. *Second Nature: Environmental Enrichment for Captive Animals*. Smithsonian Institution.
- Silva-Monteiro M., Scheper J., Pehlak H., Kurina O., Timonen S., Pessa J., Pasanen E., Verhoeven M., Loonstra J., Piersma T., Robin F., Korniluk M., Świętochowski P., Onwezen M., Bongers M., Hamelink J., Bik S., Lembrecht F., Dunn A., Kleijn D. 2022. Invertebrate abundance increases with vegetation productivity across natural and agricultural wader breeding habitats in Europe. *Biol. Conserv.*, 273: 109670.
- Spuijt B.M., van Hooff J.A., Gispén W.H. 1992. Ethology and neurobiology of grooming behavior. *Physiol. Rev.*, 72(3): 825–852.
- Stanley Price M.R., Fairclough A. 1997. Translocation of wildlife: the IUCN position statement and general considerations on behavioural constraints to release. *Supplementi Recherche Biologia Selvaggina*, 27: 25–38.

- Tajchman K., Ramankievich A., Drabik K., Kasperek K., Wójcik M. 2024. Welfare of gray partridge kept in adaptive aviaries. *Med. Weter.*, 80(11): 607–613.
- Tajchman K., Wójcik M. 2024. Wzbogacanie łowisk przez introdukcję kuro-patw. *Brać Łow.*, 9: 52–55.
- Tapper S. 1999. A question of balance: game animals and their role in the British countryside. The Game Conservancy Trust, Hampshire, UK.
- Tapper S.C., Potts G.R., Brockless M.H. 1996. The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges *Perdix perdix*. *J. Appl. Ecol.*, 33: 965–978.
- Teixeira C., Deazevedo C., Mendl M., Cipreste C., Young R. 2007. Revisiting translocation and reintroduction programmes: The importance of considering stress. *Anim. Behav.*, 73: 1–13.
- Young R.J. 2013. *Environmental Enrichment for Captive Animals*. John Wiley and Sons.

Roman Włodarz

Śląska Izba Rolnicza

wlodrom@poczta.onet.pl

Finansowanie zadrzewień śródpolnych

Wprowadzenie

Zadrzewienia stanowią element krajobrazu istotny dla zachowania bioróżnorodności obszarów rolnych, ponieważ są miejscem bytowania wielu organizmów i bazą pokarmową m.in. dla ptaków i owadów zapylających, wspomagając tym samym utrzymanie równowagi ekologicznej w systemach rolniczych. Zadrzewienia śródpolne są też ważne dla produkcji rolnej poprzez m.in. zwiększanie retencji krajobrazowej, ograniczenie skutków suszy i zapobieganie erozji glebowej. Odgrywają też ważną rolę w ochronie jakości wód. Zadrzewienia zostały zdefiniowane w zapisach ustawy o ochronie przyrody jako „pojedyncze drzewa, krzewy albo ich skupiska niebędące lasem (...) lub plantacją, wraz z terenem, na którym występują, i pozostałymi składnikami szaty roślinnej tego terenu”.

Zadrzewienia mogą mieć formę większych lub mniejszych grup, pasów, alei, pojedynczych obiektów. Mogą to być śródpolne skupiska drzew i krzewów, porośnięte drzewami torfowiska, zadrzewienia wzdłuż zbiorników wodnych i rzek, pokryte drzewami stoki wąwozów, nieczynne cmentarze i parki bez infrastruktury rekreacyjnej. W Polsce najbardziej znany system zadrzewień powstał w latach 20. XIX w. w okolicach Turwi. Generał Dezydery Chłapowski w swoim liczącym

około 10 tys. ha majątku, w obecnym województwie wielkopolskim, utworzył rozległy system zadrzewień, który przyczynił się w istotny sposób do wzrostu produkcji rolniczej w jego gospodarstwie. Uważa się, że Chłapowski był prekursorem rolnictwa ekologicznego i kształtowania środowiska na obszarach wiejskich. Podobne systemy zadrzewień funkcjonowały na terenie dzisiejszej Polski dużo wcześniej. W XVI w. na Żuławach Wiślanych pasy zadrzewień wprowadzili osadnicy z Niderlandów. Dużo alej z nasadzeń drzew liściastych powstało na obszarze dawnych Prus, co było też związane z logistyką wojskową. Zwyczaj ten został zapoczątkowany w XVIII w. przez Fryderyka Wilhelma I. Jedną z największych akcji zadrzewiania na terenie Polski przeprowadzona została w latach 20. XX w. Przez okres 10 lat posadzono ponad 5,5 mln drzew. Od lat 50. XX w. rozpoczęto tzw. gospodarkę zadrzewieniową. Każdej wiosny rozdawano miliony sadzonek drzew i krzewów. Wraz z odzyskaniem niepodległości ilość nowych nasadzeń szybko zmalała.

Funkcje zadrzewień

Dawniej zadrzewienia tworzone głównie w celach produkcyjnych: drewna, paszy dla zwierząt, owoców i pożytków dla pszczół. Zadrzewienia stanowiły również osłonę przed słońcem, deszczem i wiatrem, z którego korzystali ludzie pracujący w polu oraz zwierzęta hodowlane. Do dziś wszystkie wymienione funkcje są nadal istotne, jednak wraz z rozwojem nauk agronomicznych wiedza dotycząca roli zadrzewień środowiskowych znacznie się poszerzyła.

Oczyszczanie wód

Zawarte w nawozach substancje biogenne, w tym głównie azot, fosfor, powodują eutrofizację wód powierzchniowych, czyli nadmierną produkcję biomasy w postaci glonów i sinic zwaną potocznie zakwitem. Pasy zadrzewień są zdolne przechwytywać biogeny z wody przesączającej się przez strefy zasięgu systemów korzeniowych tych roślin. W wodach gruntowych pod zadrzewieniami stwierdzono spadek koncentracji azotanów aż o 97%, a fosforanów o 25%. Pasy zadrzewień redukują stężenia metali ciężkich i innych szkodliwych związków chemicznych, w tym pozostałości pestycydów. Podobną rolę jak zadrzewienia, choć

nieco mniej skutecznie, pełnią łąki oraz rosnące wzdłuż cieków wodnych pasy roślin zielnych i krzewów. Zadrzewienia, zakrzaczenia i roślinność zielna tworzą razem system „barier biochemicznych”.

Funkcje przeciwoerozyjne

Zadrzewienia zmniejszają siłę wiatru nawet o 70% (średnio o 20%), co ogranicza wywiewanie cząstek materii organicznej z pól. Pasy drzew i krzewów przeciwdziałają również erozji wodnej (problem ten dotyczy 20% powierzchni naszego kraju), a więc wymywaniu gleby podczas intensywnych opadów. Dodatkowo dzięki obecności drzew więcej wody ma szansę wsiąknąć w profil glebowy.

Funkcje retencyjne wód

Zasoby wodne Polski w porównaniu z innymi krajami Europy są niewielkie i w dużym stopniu uzależnione od opadów. Niemal coroczne susze powodują ogromne straty w rolnictwie. Od wielu lat skutki niedoborów wody odczuwa większość gospodarstw rolnych. Zamiast budowy drogich zbiorników zaporowych należy rozwijać działania wpisujące się w tzw. małą retencję. Ocenia się, że obecność zadrzewień śródpolnych ogranicza straty wody z gleby średnio o 25%. Składa się na to kilka czynników: ograniczanie spływu powierzchniowego wód, spowalnianie roztopów, zacienianie, a także hamowanie prędkości wiatru, co przekłada się na mniejsze parowanie. Gleba w sąsiedztwie zadrzewień ma zazwyczaj nienaruszoną strukturę i jest bardziej zasobna w materię organiczną, dzięki czemu ma większą pojemność wodną. Obecność zadrzewień powoduje obniżenie temperatury powietrza, przy jednoczesnym wzroście jego wilgotności. Dzieje się tak na skutek transpiracji wody z powierzchni blaszek liściowych. Ilość wody, która wyparowuje z powierzchni liści jednego drzewa, może sięgać nawet 300 l na dobę.

Ochrona bioróżnorodności

Zadrzewienia śródpolne są oazami życia wśród monokultur rolnych. Egzystuje tam wiele pożytecznych organizmów: grzyby, drapieżne owady, a także liczne płazy, gady, ssaki (np. nietoperze) i ptaki, wszystkie

one wspierają rolnika w walce ze szkodnikami. Zadrzewienia stanowią siedlisko dla dużej liczby owadów zapylających. Samych gatunków pszczoł występuje tam około 250, a także liczne motyle. Wiele spośród zwierząt związanych z zadrzewieniami objęto ochroną prawną. Śródpolne kępy roślinności są również ostoją dla zwierząt łownych, w tym zwłaszcza zajęcy, kuropatw i przepiórek. Bez śródpolnych miedz i zarosli zwierzęta te nie będą w stanie przetrwać. Pasy zadrzewień i aleje drzew pełnią ważną rolę korytarzy ekologicznych, którymi zwierzęta mogą migrować.

Funkcje krajobrazowe i kulturowe

Zróznicowany, unikalny krajobraz może stać się atutem turystycznym danego obszaru, a nawet jego wizytówką. W Polsce takimi znakami rozpoznawczymi mogłyby zostać głowiaste wierzby lub aleje drzew owocowych. Zadrzewienia będące integralną częścią polskiego krajobrazu stały się inspiracją dla polskich twórców kultury.

Wpływ zadrzewień na wysokość plonów

W ocenie wpływu zadrzewień na wysokość plonowania należy wziąć pod uwagę obszar o znacznym zasięgu. Tuż przy zadrzewieniu plony upraw rolnych są z reguły mniejsze, jednak w promieniu kilkuset metrów obecność zadrzewień wpływa korzystnie na plonowanie. Zadrzewienia śródpolne stanowią miejsce występowania i bazę pokarmową dla wielu owadów zapylających i pożytecznych, co również pozytywnie wpływa na wysokość plonów.

Krajowa i unijna polityka promocji zadrzewień

Zgodnie z międzynarodowymi porozumieniami Polska powinna ograniczać wzrost ilości dwutlenku węgla w atmosferze. Jednym ze sposobów jest ograniczanie emisji tego gazu, drugim – zwiększenie jego przechwytywania (tzw. sekwestracji) przez ekosystemy. Doceniając wagę zagrożeń globalnego ocieplania oraz rolę dwutlenku węgla w tym procesie, wiele krajów zobowiązało się do zmniejszania emisji gazów cieplarnianych (GC), ratyfikując Ramową Konwencję Narodów Zjed-

noczonych w sprawie zmian klimatu (UNFCCC). Kraje Unii Europejskiej zawarły również porozumienie o wspólnym osiągnięciu celu, który określono jako ograniczenie emisji GC do roku 2030 o co najmniej 40% w porównaniu z 1990 r. W osiągnięciu założonego celu duże znaczenie ma Wspólna Polityka Rolna (WPR), która promuje działania ograniczające emisyjność gospodarki rolnej i leśnej danego kraju. Między innymi w ramach pierwszego filaru WPR 2014–2020 wprowadzono obowiązek tzw. zazieleniania, obejmujący dopłaty do utrzymywania obszarów proekologicznych, w tym zadrzewień śródpolnych. W drugim filarze WPR 2014–2020 wspierane było zalesianie powierzchni od 0,1 ha. Ponadto Krajowy Plan Zwiększania Lesistości postuluje, aby wprowadzanie zadrzewień było istotnym elementem planowania i użytkowania przestrzeni. Na mocy ustawy o lasach na zakładanie zadrzewień na gruntach niestanowiących własności Skarbu Państwa mogą być przeznaczane środki Funduszu Leśnego. Strategiczny plan adaptacji dla sektorów i obszarów wrażliwych na zmiany klimatu na okres z perspektywą do roku 2030 wyznacza szereg celów i działań, w które wpisuje się wprowadzanie do krajobrazu nowych zadrzewień. Do najważniejszych należą: renaturyzacja cieków wodnych, kontynuacja programu ochrony gleb przed erozją czy kontynuowanie i rozszerzenie programu małej retencji i retencji glebowej, zwłaszcza w lasach i na użytkach zielonych, ograniczania stężenia CO₂, zmniejszania ilości zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego, ograniczania spływu wód opadowych oraz w zakresie korzyści społecznych. Aktualnie od lutego 2026 r. (wersja 1.0, w konsultacjach społecznych) Polska przygotowuje Krajowy Plan Odbudowy Zasobów Przyrodniczych (KPOZP), w którym zaplanuje i wskaże, jak, kiedy oraz gdzie będą realizowane cele rozporządzenia (UE) 2024/1991 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 24 czerwca 2024 r. w sprawie odbudowy zasobów przyrodniczych i zmiany rozporządzenia (UE) 2022/869 (ang. Nature Restoration Law, dalej: Rozporządzenie NRL). Proces przygotowania KPOZP w Polsce koordynuje Ministerstwo Klimatu i Środowiska, które w tym celu powołało w listopadzie 2024 r. grupy robocze ds. poszczególnych typów ekosystemów. Jedną z tych grup była grupa robocza ds. ekosystemów rolniczych, odpowiedzialna za opracowanie propozycji wkładu do KPOZP w tym zakresie, zgodnie z art. 11 rozporządzenia NRL. Organizację grupy roboczej i koordynację jej prac powierzono Ministerstwu Rolnictwa i Rozwoju Wsi:

Dla odbudowy ekosystemów rolniczych ważne jest zwiększenie udziału gruntów rolnych z elementami krajobrazu o wysokiej

różnorodności. W celu zwiększenia odsetka gruntów rolnych z elementami krajobrazu warto zachęcać użytkowników gruntów rolnych do zakładania m.in. systemów rolno-leśnych, zadrzewień, małych zbiorników wodnych, obszarów z roślinami miododajnymi czy zachowywania na gruncie niewielkich fragmentów nieprodukcyjnych. (Krajowy..., opis środka 14.3.1)

Artykuł 11 prawa odbudowy przyrody (<https://www.gov.pl/web/klimat/nrl-ekosystemy-rolnicze>) wyznacza kilka celów do osiągnięcia w odniesieniu do ekosystemów rolniczych:

- 1) Osiągnięcie na poziomie krajowym trendu wzrostowego co najmniej 2 z 3 wymienionych poniżej wskaźników w ekosystemach rolniczych:
 - liczebność motyli na użytkach zielonych,
 - zasoby węgla organicznego w glebach mineralnych gruntów uprawnych,
 - odsetek gruntów rolnych z elementami krajobrazu o wysokiej różnorodności.
- 2) Zwiększenie liczebności pospolitych ptaków krajobrazu rolniczego o 5% do 2030 r., 10% do 2040 r. i 15% do 2050 r. (względem poziomu z 1 września 2025 r.). Polska została zaliczona do grona krajów, w których populacja takich ptaków jest historycznie mniej uszczuplona niż w wielu innych krajach.
- 3) Przywrócenie gleb organicznych wykorzystywanych w rolnictwie będących osuszonymi torfowiskami. Działania te muszą być wprowadzone w odniesieniu do co najmniej:
 - 30% obszarów do 2030 r., z czego co najmniej 1/4 ma być ponownie nawodniona;
 - 40% obszarów do 2040 r., z czego co najmniej 1/3 ma być ponownie nawodniona;
 - 50% do roku 2050 r., z czego co najmniej 1/3 ma być ponownie nawodniona.

W Planie Strategicznym dla Wspólnej Polityki Rolnej na lata 2023–2027 (Krajowy Plan Strategiczny – KPS), w ramach działania „Inwestycje przyczyniające się do ochrony środowiska i klimatu”, wpisano zadania w zakresie wsparcia zadrzewień:

1.10.12. Tworzenie zadrzewień śródpolnych

Zgodnie z analizą SWOT, istotnym problemem polskiego rolnictwa są coraz częściej występujące susze rolnicze. Wskazano,

że ochrona przed wyparowaniem wody wymaga zastosowania kompleksowego zestawu działań, w tym m.in. tworzenia zadrzewień śródpolnych. W zidentyfikowanych potrzebach wskazano, że zakładanie zadrzewień śródpolnych jest szczególnie istotne w kontekście przeciwdziałania negatywnym skutkom zmian klimatu oraz ochrony i różnicowania krajobrazu wiejskiego, w tym m.in. ochrony zapylaczy. Planuje się, że wsparciem objętych zostanie około 1,6 tys. operacji.

I.10.13. Zakładanie systemów rolno-leśnych

W analizie SWOT wykazano, że systemy rolno-leśne należą do praktyk mitygujących, posiadających znaczący potencjał sekwestracji węgla. W ramach zidentyfikowanych potrzeb wskazano, że wsparcie praktyk agroleśnych, w ramach których drzewa i krzewy są zintegrowane z uprawą rolną, w sposób bezpośredni przyczynia się do zwiększania pochłaniania i skutecznego magazynowania węgla w glebie. Systemy rolno-leśne w istotny sposób wpływają również na zwiększenie bioróżnorodności, gdyż biocenotyczne i miododajne gatunki drzew i krzewów są naturalnym środowiskiem występowania owadów zapylających. Planuje się, że wsparciem objętych zostanie około 1,6 tys. operacji.

I.8.8. Premie z tytułu zalesień i zadrzewień oraz systemów rolno-leśnych (premie z tytułu zadrzewień i premie z tytułu systemów rolno-leśnych)

Analiza SWOT wskazuje, że potencjał produkcyjny gleb w Polsce jest stosunkowo niski. Wytworzone z piasków gleby lekkie o dużej przepuszczalności i małej retencji stają się bardzo podatne na suszę glebową. Znaczenia nabierają zatem działania ukierunkowane na ochronę gleb, w tym utrzymanie elementów krajobrazu, takich jak zadrzewienia śródpolne, które chronią glebę m.in. przed wiatrem. Jest to szczególnie istotne w czasie susz i upałów, a także bezśnieżnych zim, gdy na glebach lekkich, pozbawionych okrywy roślinnej silne podmuchy wiatru powodują wywiewanie drobnych mineralnych i organicznych frakcji gleby. Głęboki system korzeniowy poprawia obieg składników odżywczych, zwiększając przyrost materii organicznej w glebie, która w konsekwencji efektywniej zatrzymuje wodę. Dzięki udziela-

nym premiom zapewniona zostanie trwałość zadrzewień i ich korzystny wpływ na ochronę gleby. Szacuje się, że premiami na utrzymanie zadrzewień i systemów rolno-leśnych objętych zostanie około 5,5 tys. ha.

W ramach KPS zaplanowano średnie wsparcie jednostkowe zadrzewień śródpolnych (operacja I.10.12) w kwocie 3102,38 euro (ok. 13 340 zł). Łączna kwota wsparcia w tym okresie wraz z wkładem krajowym wyniesie 1 611 058 euro (ok. 6,9 mln zł).

Rozwiązania szczegółowe finansowania zadrzewień śródpolnych

Ścieżka samorządowa

W aktualnym stanie prawnym wsparcie rozwoju zadrzewień śródpolnych formalnie może odbywać się ścieżką samorządową oraz ścieżką Wspólnej Polityki Rolnej. Gminy na mocy ustawy o zasadach prowadzenia polityki rozwoju oraz na podstawie art. 7 ust. 1 pkt 1 ustawy o samorządzie gminnym mogą finansować wsparcie szeroko rozumianych zadrzewień – jako działania w zakresie ochrony środowiska – na gruntach będących mieniem komunalnym lub na gruntach Skarbu Państwa oraz w formie dotacji celowej na gruntach prywatnych. Podstawowym warunkiem – obok posiadania realnych środków w budżecie gminnym – jest uchwała rady gminy o planie rozwoju gminy (zgodnie z przepisami formalnie nazwa tego planu może być inna, np. strategia rozwoju gminy), która literalnie odnosi się do wsparcia przedmiotowych zadrzewień śródpolnych. Plan rozwoju gminy może składać się z dokumentów szczegółowych, np. odrębna uchwała rady gminy może przyjąć strategię ochrony środowiska, strategię ochrony przyrody itp. – uwzględniając rozwój zadrzewień śródpolnych w gminie. Legalny (prawomocny) plan rozwoju gminy daje podstawę do przyjęcia dokumentów szczegółowych, techniczno-finansowych, przez organy wykonawcze gmin, co otwiera drogę do finansowania zadrzewień w odpowiedniej formie, np. w formie dotacji celowych dla osób fizycznych i prawnych albo do finansowania wewnętrznego zadrzewień na gruntach własnych (komunalnych) gminy. Nie ma żadnych przepisów ogólnych precyzujących sposób realizacji takich zadań – jest to wyłączna domena organów gminy. Kryterium brzegowym będzie zawsze wola

organu stanowiącego gminy w zgodności z przepisami ustawy o finansach publicznych. W aktualnym stanie finansów samorządowych wydatkowanie środków własnych z budżetu gminy na zadrzewienia sensu stricto, choć możliwe – jest mało prawdopodobne. Potrzebne jest tutaj realne wsparcie z budżetu państwa jako dotacja celowa dla gmin albo wsparcie w ramach programu krajowego, także ze wsparciem ze środków UE, np. na wzór programu Czyste Powietrze. Należy podkreślić, że występują tu systemowe ograniczenia związane z liniami demarkacyjnymi pomiędzy poszczególnymi programami. Np. ustawa o zasadach prowadzenia polityki rozwoju nie dopuszcza do finansowania zadań gminnych z zakresu ochrony środowiska ze środków Wspólnej Polityki Rolnej (WPR). Nadzieją na uruchomienie środków dla gmin w przedmiotowej sprawie zadrzewień jest KPOZP, obecnie w opinowaniu, jednak bez montażu finansowego co do wielkości potrzeb i źródeł finansowania. Przewiduje się, że głównym źródłem finansowania odbudowy zasobów przyrodniczych mają być Fundusze Solidarnościowe w nowej perspektywie budżetowej UE na lata 2028–2035. Pewną formą zadrzewień realizowanych przez gminy na gruntach własnych i obcych są (mogą być) nasadzenia zastępcze za wycięte drzewa, np. przy realizacji inwestycji, zgodnie z decyzją starosty powiatowego, na podstawie Prawa o ochronie przyrody.

Ścieżka Planu Strategicznego dla Wspólnej Polityki Rolnej na lata 2023–2027

Zgodnie z unijną polityką zazielenienia (GREENING) ze środków WPR, w ramach PROW 2014–2020, realizowane było wsparcie rolników (gospodarstw rolnych) na różnego rodzaju formy zadrzewień. Program rozwoju zadrzewień, z modyfikacjami, jest kontynuowany w obecnej perspektywie 2020–2027. Od 2023 r. obowiązują nowe przepisy unijne, które wprowadziły zmiany w rodzajach dostępnego wsparcia oraz w zasadach przyznawania wsparcia w ramach Wspólnej Polityki Rolnej (WPR). Nowym prośrodowiskowym elementem systemu płatności bezpośrednich są ekoschematy – obowiązkowe do wdrożenia dla państwa członkowskiego, ale dobrowolne dla rolnika. Budżet przeznaczony na ekoschematy stanowi minimum 25% kwoty płatności bezpośrednich/rok (średnio w latach 2023–2026 ok. 884 mln euro/rok). Ekoschematy są to roczne, płatne praktyki, dostosowane do warunków i potrzeb krajowych, ale poddane ocenie przez Komisję Europejską pod kątem realizacji celów środowiskowych i klimatycznych nowej WPR –

ochrony zasobów gleby, wód, klimatu, dobrostanu zwierząt, różnorodności biologicznej w produkcji rolnej.

W Polsce ekoschematy zostały tak zaprojektowane, żeby promować praktyki, które przekładają się na dochody rolnicze poprzez zwiększenie żyzności gleby, racjonalne nawożenie, poprawę jakości plonów. Zgodnie z Planem Strategicznym dla Wspólnej Polityki Rolnej na lata 2023–2027 wprowadzono łącznie 7 ekoschematów obszarowych. Płatności w ramach tych ekoschematów przyznawane są do powierzchni gruntów położonych na obszarze zatwierdzonym do podstawowego wsparcia dochodów: na gruncie stanowiącym kwalifikujący się hektar, o powierzchni nie mniejszej niż 0,1 ha, nie większej jednak niż maksymalny kwalifikujący się obszar.

O płatności w ramach ekoschematów obszarowych może ubiegać się rolnik aktywny zawodowo prowadzący działalność rolniczą, któremu został nadany numer identyfikacyjny w trybie przepisów o krajowym systemie ewidencji producentów, ewidencji gospodarstw rolnych oraz ewidencji wniosków o przyznanie płatności, który może być wykorzystywany do ubiegania się o te płatności. Łączna powierzchnia gruntów objętych obszarem zatwierdzonym do wsparcia, będących w posiadaniu rolnika na dzień 31 maja w roku składania wniosku o przyznanie płatności, nie może być mniejsza niż 1 ha.

Zadrzewienia śródpolne są wspierane w ramach Ekoschematów powierzchniowych, w ramach interwencji Grunty wyłączone z produkcji. Celem interwencji jest zachęcenie rolników do wyłączenia z produkcji gruntów ornych lub do tworzenia na tych gruntach ornych wyłączonych z produkcji nowych elementów krajobrazu. Płatność w ramach ekoschematu Grunty wyłączone z produkcji przyznawana jest:

- rolnikom aktywnym zawodowo;
- za wyłączenie w danym roku gruntów ornych z produkcji;
- do powierzchni nie większej niż 4% powierzchni gruntów ornych w gospodarstwie, będących w posiadaniu rolnika, położonych na obszarze zatwierdzonym do podstawowego wsparcia dochodów;
- pod warunkiem, że na gruntach wyłączonych z produkcji nie jest prowadzona produkcja rolna (w tym wypas lub koszenie) w terminie od dnia 1 stycznia do dnia 31 lipca danego roku oraz nie są stosowane środki ochrony roślin i nawozy.

Przepisy unijne zobowiązują państwa członkowskie do utworzenia od 2025 r. ekoschematu dotyczącego zachowania obszarów nieprodukcyjnych, takich jak grunty ugorowane oraz nowo utworzone elementy krajobrazu. Tym samym zaproponowano rozszerzenie zakresu ekoschematu Grunty wyłączone z produkcji o możliwość ubiegania się

przez rolników o wsparcie nie tylko do gruntów ugorowanych, ale także do gruntów ugorowanych, na których położone są nowo utworzone elementy krajobrazu.

Do nowo utworzonych elementów krajobrazu zalicza się:

- żywopłoty lub pasy gruntów zadrzewionych, które nie stanowią części lasu, przy czym do płatności kwalifikuje się nie więcej niż 10 m szerokości danego żywopłotu lub danego pasa;
- zadrzewienia liniowe, które nie stanowią części lasu;
- pojedyncze drzewa – nie więcej niż 150 sztuk/ha;
- zagajniki śródpolne, które nie stanowią części lasu, obejmujące drzewa lub krzewy, o powierzchni nie większej niż 0,5 ha;
- rowy, w tym otwarte ciekі wodne służące do nawadniania lub odwadniania,
- z wyłączeniem rowów wykonanych z betonu, przy czym do płatności kwalifikuje się nie więcej niż 10 m szerokości danego rowu;
- oczka wodne inne niż zbiorniki z betonu lub tworzywa sztucznego, o maksymalnej powierzchni wynoszącej 1 ha, przy czym do płatności kwalifikuje się nie więcej niż 0,5 ha danego oczka; w przypadku, gdy oczko wodne jest otoczone roślinnością nadbrzeżną, do powierzchni oczka wodnego wlicza się obszar z tą roślinnością lub
- miedze śródpolne lub strefy buforowe o szerokości nie mniejszej niż 1 m, przy czym do płatności kwalifikuje się nie więcej niż 20 m szerokości danej miedzy lub danej strefy.

W przypadku wsparcia na założenie zadrzewienia beneficjentem mogą być również jednostki samorządu terytorialnego – będące właścicielami gruntów rolnych.

Pomoc na zadrzewienia śródpolne

Pomoc obejmie koszty założenia i ochrony zadrzewień śródpolnych, jak również ich pielęgnacji i utrzymania w kolejnych latach. W tym zakresie przysługuje 5-letnia premia, przyznawana do zadrzewień założonych w ramach PROW 2014–2020, jak również PS 2023–2027.

Dodatkowo do gruntów, na których zostało wykonane zadrzewienie śródpolne w ramach WPR i które zostały objęte zobowiązaniem na jego pielęgnację i utrzymanie (złożono wnioski o premię z tytułu zadrzewień), rolnikom przysługują płatności bezpośrednie, zarówno w roku ich założenia, jak i w latach kolejnych.

Stawki pomocy na 2025 r. – stawki na 2026 r. będą opublikowane z końcem września, według aktualnego kursu euro.

Formy pomocy	Stawka
1. Wsparcie na zadrzewienie – założenie	
A. Tworzenie zadrzewień w warunkach korzystnych	10 892 zł/ha
B. Tworzenie zadrzewień na gruntach o nachyleniu terenowym powyżej 12°	13 664 zł/ha
2. Wsparcie na zadrzewienie – zabezpieczenie	
A. Zabezpieczanie przed zniszczeniem drzew lub krzewów – ogrodzenie 2 m siatką metalową	19,7 zł/mb
B. Zabezpieczenie przed zniszczeniem drzew lub krzewów repelentami	1708 zł/ha
C. Zabezpieczenie przed zniszczeniem drzew lub krzewów 3 palikami	2210 zł/ha
D. Zabezpieczenie przed zniszczeniem drzew lub krzewów wełną owczą	944 zł/ha
E. Zabezpieczenie przed zniszczeniem drzew lub krzewów osłonkami	2362 zł/ha
3. Premia z tytułu zadrzewień	
A. Premia z tytułu zadrzewień (udzielana przez 5 lat od założenia)	2494 zł/ha

Wniosek o przyznanie wsparcia na zadrzewienie (tj. w zakresie kosztów założenia i ochrony) można złożyć w ARIMR w terminie od dnia 1 czerwca do dnia 31 lipca danego roku.

Podsumowanie

Aktualnie i w perspektywie do 2035 r. jedynym realnym wsparciem szeroko rozumianych zadrzewień śródpolnych są ekoschematy powierzchniowe w ramach Planu Strategicznego dla Wspólnej Polityki Rolnej na lata 2023–2027. Podstawowym warunkiem uzyskania wsparcia jest posiadanie przez beneficjenta – osoby fizycznej lub prawnej – prawa własności (współwłasności) gruntów rolnych kwalifikujących się do wsparcia płatnościami powierzchniowymi z wyłączeniem jednostek organizacyjnych nieposiadających osobowości prawnej reprezentujących Skarb Państwa w zakresie zarządzania mieniem. Wsparcie można uzyskać na założenie i zabezpieczenie zadrzewień oraz w formie premii rocznej w okresie 5 lat za utrzymanie zadrzewienia. Inne formy wsparcia, np. z budżetów samorządów terytorialnych, mają obecnie

charakter wolontarystyczny, zależny od polityki lokalnej w zakresie ochrony środowiska.

Literatura

Plan Strategiczny dla Wspólnej Polityki Rolnej na lata 2023–2027 (PS WPR 2023–2027).

Krajowy Plan Odbudowy Zasobów Przyrodniczych Ekosystemy Rolnicze (art. 11) Polska Projekt, wersja 1.0.

https://www.drzewa.org.pl/wp-content/uploads/2018/10/Zadrzewienia-na-obszarach-wiejskich_draft.pdf (dostęp: 28.04.2026).

https://www.osiek.gda.pl/asp/pliki/pobierz_2017/funkcje_zadrzewien_srod-polnych.pdf (dostęp: 28.04.2026).

https://bagna.pl/images/artykuly_gfx/zadrzew.pdf (dostęp: 28.04.2026).

Szymon Hatłas

Stacja Badawcza Polskiego Związku Łowieckiego w Czempiniu
polskietermopile@gmail.com

Zagospodarowanie łowisk polnych jako platforma współpracy

Wstęp

Tło problemu

W ostatnich dekadach krajobraz rolniczy Europy uległ głębokiej transformacji, której najbardziej widocznym skutkiem jest systematyczny spadek bioróżnorodności, w szczególności gatunków związanych z agrocenozami. Proces ten jest szeroko dokumentowany w literaturze naukowej i wiązany przede wszystkim z intensyfikacją produkcji rolnej, uproszczeniem struktury krajobrazu oraz eliminacją elementów nieprodukcyjnych, takich jak miedze, zadrzewienia śródpolne czy oczka wodne (Stoate i in. 2001, Geiger i in. 2010). W konsekwencji dochodzi do utraty heterogeniczności przestrzennej, która stanowi podstawowy warunek funkcjonowania wielu gatunków zwierząt, zwłaszcza tych o ograniczonej mobilności i wysokiej wrażliwości siedliskowej.

Szczególnie wyraźnym przykładem tego zjawiska jest spadek liczebności zwierzyny drobnej, w tym kuropatwy (*Perdix perdix*), która w literaturze europejskiej uznawana jest za klasyczny gatunek wskaźnikowy jakości środowiska rolniczego. Jej obecność jest silnie skorelowana

z dostępnością zróżnicowanych mikrohabitatów, obecnością roślinności ekotonowej oraz dostępem do pokarmu w postaci bezkręgowców, zwłaszcza w okresie wczesnorozwojowym (Potts 1986, Aebischer, Ewald 2004). Spadek liczebności kuropatwy w wielu krajach Europy, sięgający lokalnie nawet 90%, stanowi więc nie tylko problem gatunkowy, lecz przede wszystkim sygnał głębokiej degradacji struktury krajobrazu rolniczego.

Kluczowym mechanizmem tego procesu jest zanik struktur liniowych i punktowych, takich jak remizy śródpolne, zadrzewienia, pasy zakrzewień czy miedze, które pełnią funkcję tzw. elementów krajobrazu o wysokiej wartości przyrodniczej (*high nature value features*). Elementy te stanowią nie tylko miejsca schronienia i rozrodu dla wielu gatunków, lecz również korytarze ekologiczne umożliwiające przemieszczanie się zwierząt oraz stabilizację procesów ekologicznych w skali krajobrazu. Ich eliminacja prowadzi do fragmentacji siedlisk, zwiększenia presji drapieżniczej oraz ograniczenia dostępności zasobów pokarmowych (Benton i in. 2003, Tschardtke i in. 2005).

Procesy te są dodatkowo wzmacniane przez zmiany w strukturze użytkowania gruntów, w tym rozwój wielkoobszarowych monokultur oraz intensywne stosowanie środków ochrony roślin. Jak wskazują badania, chemizacja rolnictwa prowadzi nie tylko do bezpośredniej śmiertelności organizmów niecelowych, lecz także do załamania sieci troficznych poprzez redukcję populacji owadów, które stanowią kluczowe źródło pokarmu dla wielu gatunków ptaków i drobnych ssaków (Geiger i in. 2010). W efekcie dochodzi do tzw. efektu kaskadowego, w którym zmiany na poziomie podstawowym (np. redukcja owadów) przekładają się na spadek liczebności wyższych poziomów troficznych.

Na poziomie polityk publicznych problem ten został częściowo rozpoznany, czego wyrazem jest rozwój instrumentów takich, jak działania rolno-środowiskowo-klimatyczne w ramach Wspólnej Polityki Rolnej (WPR). Jednak liczne analizy wskazują, że mimo znaczących nakładów finansowych instrumenty te nie doprowadziły do zahamowania spadku bioróżnorodności na terenach rolniczych (Pe'er i in. 2014, European Court of Auditors 2020). Przyczyną tego stanu rzeczy jest przede wszystkim ich sektorowy charakter, niedostateczne dopasowanie do lokalnych warunków krajobrazowych oraz brak integracji działań różnych grup interesariuszy.

W tym kontekście coraz częściej podkreśla się, że problem degradacji krajobrazu rolniczego nie wynika z braku narzędzi ochrony przyrody, lecz z ich niewłaściwego zastosowania w warunkach silnie złożonych systemów społeczno-ekologicznych. Krajobraz rolniczy nie jest

bowiem jedynie przestrzenią produkcji, lecz dynamicznym układem, w którym przenikają się procesy przyrodnicze, ekonomiczne i społeczne (Wu 2013). Wymaga to rezygnacji z podejścia sektorowego na rzecz integracyjnego modelu zarządzania, który uwzględnia zarówno potrzeby produkcji rolnej, jak i funkcje ekologiczne oraz społeczne tego środowiska.

Paradygmat badawczy

W odpowiedzi na powyższe wyzwania w literaturze przedmiotu wykształcił się paradygmat zarządzania krajobrazowego (*landscape governance*), który zakłada odejście od tradycyjnego, sektorowego podejścia do ochrony przyrody na rzecz modelu integrującego różne funkcje i interesariuszy w ramach jednej przestrzeni (Termorshuizen, Opdam 2009, Bürgi i in. 2017). W tym ujęciu krajobraz traktowany jest jako system społeczno-ekologiczny, w którym działania poszczególnych użytkowników gruntów są wzajemnie powiązane i wpływają na funkcjonowanie całości.

Kluczowym elementem tego podejścia jest uznanie, że skuteczne zarządzanie zasobami przyrodniczymi wymaga współpracy pomiędzy różnymi grupami interesariuszy, w tym rolnikami, leśnikami, myśliwymi, administracją publiczną oraz społecznościami lokalnymi. Koncepcja ta znajduje swoje teoretyczne podstawy w pracach Elinor Ostrom, która wykazała, że zarządzanie zasobami wspólnymi (*common-pool resources*) jest najbardziej efektywne w modelach opartych na współpracy i współodpowiedzialności użytkowników (Ostrom 1990).

Rozwijając tę koncepcję, Folke i in. (2005) wprowadzili pojęcie adaptacyjnego zarządzania (*adaptive governance*), które podkreśla znaczenie elastyczności, uczenia się oraz zdolności do reagowania na zmieniające się warunki środowiskowe. Z kolei Reed (2008) wskazuje, że kluczowym warunkiem skuteczności takich systemów jest rzeczywista partycypacja interesariuszy w procesach decyzyjnych, a nie jedynie formalne konsultacje.

W odniesieniu do krajobrazu rolniczego oznacza to konieczność stworzenia platform współpracy, które umożliwią integrację działań podejmowanych przez różne grupy użytkowników gruntów. W niniejszym artykule proponuje się traktowanie łowiska polnego jako takiej właśnie jednostki operacyjnej – przestrzeni, w której krzyżują się interesy produkcyjne, przyrodnicze (ekologiczne) i społeczne.

Łowisko polne można w tym ujęciu analizować w trzech komplementarnych wymiarach. Po pierwsze, jako przestrzeń produkcyjną, w której dominującą funkcją jest produkcja rolna, determinująca strukturę użytkowania gruntów i presję na środowisko. Po drugie, jako system ekologiczny, w którym zachodzą procesy kluczowe dla funkcjonowania bioróżnorodności, takie jak przepływ energii, migracje gatunków czy regulacja stosunków wodnych. Po trzecie, jako platformę społeczną, na której różne grupy interesariuszy wchodzi w interakcje, negocjując sposób użytkowania przestrzeni i podział korzyści oraz kosztów.

Takie ujęcie pozwala na zintegrowanie dotychczas rozproszonych działań w ramach jednego modelu zarządzania, który może być dostosowany do lokalnych warunków i potrzeb. W szczególności umożliwia ono powiązanie działań takich, jak tworzenie zadrzewień śródpolnych, rozwój małej retencji czy ochrona siedlisk zwierzyny drobnej z instrumentami polityki rolnej oraz działaniami edukacyjnymi i społecznymi.

Hipoteza

W oparciu o powyższe założenia sformułowano następującą hipotezę badawczą:

skuteczne zagospodarowanie łowisk polnych wymaga synergicznego modelu współpracy interesariuszy, który integruje obowiązki prawne, instrumenty finansowe oraz działania terenowe w ramach spójnego systemu zarządzania krajobrazem.

Hipoteza ta zakłada, że dotychczasowe podejścia, oparte na działaniach sektorowych i rozproszonych instrumentach politycznych, są niewystarczające do zatrzymania procesu degradacji krajobrazu rolniczego. Zamiast tego konieczne jest wdrożenie modelu, który łączy potencjał różnych grup interesariuszy i umożliwia osiągnięcie efektu synergii, w którym rezultat współpracy przewyższa sumę działań podejmowanych indywidualnie.

W dalszej części artykułu hipoteza ta zostanie zweryfikowana poprzez analizę istniejących instrumentów polityki rolno-środowiskowej, przegląd doświadczeń międzynarodowych oraz studia przypadków z Polski, w tym z obszaru zlewni Małej Wełny oraz działalności Stacji Badawczej PZŁ w Czempiniu.

Ramy teoretyczne

Koncepcja ekotonu i struktury krajobrazu

Jednym z kluczowych pojęć pozwalających zrozumieć funkcjonowanie krajobrazu rolniczego jest ekoton – strefa przejściowa pomiędzy dwoma odmiennymi ekosystemami. W przeciwieństwie do uproszczonego postrzegania krajobrazu jako mozaiki wyraźnie oddzielonych płatów (np. pole–las), współczesna ekologia krajobrazu podkreśla znaczenie obszarów granicznych, które charakteryzują się podwyższoną różnorodnością biologiczną oraz intensywnością procesów ekologicznych. To właśnie w tych strefach koncentruje się aktywność wielu gatunków, korzystających jednocześnie z zasobów różnych środowisk (Tschardt i in. 2005).

Ekotony pełnią funkcję swoistych „interfejsów ekologicznych” – miejsc, w których zachodzi wymiana materii, energii i organizmów. W krajobrazie rolniczym ich odpowiednikami są m.in. miedze, pasy zakrzewień, zadrzewienia śródpolne, brzegi cieków wodnych czy granice pól i łąk. Ich znaczenie wykracza daleko poza lokalne siedlisko: stanowią one elementy zwiększające łączność krajobrazu (*connectivity*), umożliwiające migrację organizmów i ograniczające skutki fragmentacji siedlisk (Benton i in. 2003).

Szczególną formą takich struktur są remizy śródpolne, które można traktować jako mikrocentra bioróżnorodności w zdominowanym przez produkcję krajobrazie. Ich rola nie ogranicza się do zapewnienia schronienia – stanowią one złożone mikrosiedliska, oferujące miejsca rozrodu, żerowania oraz odpoczynku dla licznych gatunków ssaków, ptaków, płazów i bezkręgowców. W warunkach krajobrazu uproszczonego, gdzie dominują wielkoobszarowe monokultury, remizy stają się wręcz strukturami krytycznymi dla przetrwania wielu populacji.

Co istotne, ich funkcja jest silnie zależna od kontekstu przestrzennego – pojedyncza remiza w otoczeniu jednorodnych upraw nie zastąpi sieci powiązanych elementów krajobrazu. Dopiero ich odpowiednia gęstość i rozmieszczenie tworzą system zdolny do podtrzymywania procesów ekologicznych w skali całego łowiska. W tym sensie remizy nie powinny być postrzegane jako izolowane działania ochronne, lecz jako elementy większej struktury krajobrazowej, wymagającej planowego i skoordynowanego kształtowania – a tym samym wysokiego poziomu współpracy pomiędzy interesariuszami.

Usługi ekosystemowe

Koncepcja usług ekosystemowych stanowi użyteczne narzędzie integrujące perspektywę przyrodniczą i ekonomiczną w analizie krajobrazu rolniczego. Zakłada ona, że ekosystemy dostarczają społeczeństwu różnorodnych korzyści, które można uporządkować w cztery podstawowe kategorie: produkcyjne, regulacyjne, wspierające i kulturowe (Termorshuizen, Opdam 2009).

Pierwszą z nich są usługi produkcyjne, bezpośrednio związane z funkcją rolniczą krajobrazu. Obejmują one produkcję żywności, pasz oraz surowców roślinnych, które stanowią podstawę gospodarki obszarów wiejskich. W tradycyjnym ujęciu funkcja ta dominowała nad pozostałymi, prowadząc często do marginalizacji aspektów środowiskowych. Jednak coraz więcej badań wskazuje, że długoterminowa stabilność produkcji rolnej jest silnie uzależniona od jakości funkcjonowania procesów ekologicznych, takich jak zapylenie, obieg materii czy retencja wody.

Drugą kategorią są usługi regulacyjne, które obejmują m.in. regulację stosunków wodnych, ochronę przed erozją, kształtowanie mikroklimatu oraz stabilizację warunków siedliskowych. W kontekście krajobrazu rolniczego szczególne znaczenie ma retencja wody, która pozwala ograniczać skutki zarówno suszy, jak i lokalnych podtopień. Elementy takie, jak zadrzewienia śródpolne, oczka wodne czy pasy roślinności, pełnią funkcję naturalnych regulatorów obiegu wody, spowalniając jej odpływ i zwiększając infiltrację. Jednocześnie wpływają one na ograniczenie erozji wietrznej i wodnej, stabilizując strukturę gleby oraz poprawiając jej właściwości fizyczne.

Trzecią kategorią są usługi wspierające, które stanowią fundament funkcjonowania pozostałych usług. Obejmują one procesy takie, jak tworzenie siedlisk, podtrzymywanie bioróżnorodności czy obieg składników odżywczych. W tym kontekście szczególnie istotna jest rola elementów krajobrazu o wysokiej wartości przyrodniczej, takich jak ekotony i remizy, które tworzą warunki dla bytowania wielu gatunków. Warto podkreślić, że bioróżnorodność nie jest jedynie wartością samą w sobie, lecz warunkiem stabilności całego systemu – jej spadek prowadzi do obniżenia odporności ekosystemów na zaburzenia i zmiany klimatyczne (Wu 2013).

Ostatnią kategorią są usługi kulturowe, często niedoceniane w analizach ekonomicznych, a mające istotne znaczenie społeczne. Obejmują one walory krajobrazowe, funkcje rekreacyjne, edukacyjne oraz tożsamościowe. Krajobraz rolniczy, ukształtowany przez wielopokoleniową działalność człowieka, stanowi element dziedzictwa kulturowego, któ-

ry wpływa na jakość życia mieszkańców obszarów wiejskich. Włączenie szkół i społeczności lokalnych w działania związane z jego kształtowaniem – takie jak sadzenie drzew czy zakładanie remiz – może wzmocniać więź społeczną oraz budować świadomość ekologiczną.

Z perspektywy niniejszego artykułu kluczowe jest to, że wszystkie wymienione kategorie usług są ze sobą powiązane i często pozostają w relacji kompromisu lub synergii. Przykładowo, zwiększenie powierzchni elementów nieprodukcyjnych może początkowo ograniczać areal upraw, ale jednocześnie prowadzić do poprawy jakości gleby i stabilizacji plonów w dłuższym okresie. Oznacza to, że skuteczne zarządzanie krajobrazem wymaga uwzględnienia całego spektrum usług ekosystemowych, a nie tylko maksymalizacji jednej z nich.

Model zarządzania (*governance*)

Złożoność procesów zachodzących w krajobrazie rolniczym sprawia, że efektywne zarządzanie nim nie może opierać się na działaniach pojedynczych podmiotów. Wymaga ono wdrożenia modeli *governance*, które integrują różne poziomy decyzyjne oraz grupy interesariuszy. Jednym z podstawowych podejść w tym zakresie jest koncepcja *multi-level governance*, zakładająca współdziałanie struktur zarządzania na poziomie europejskim, krajowym i lokalnym.

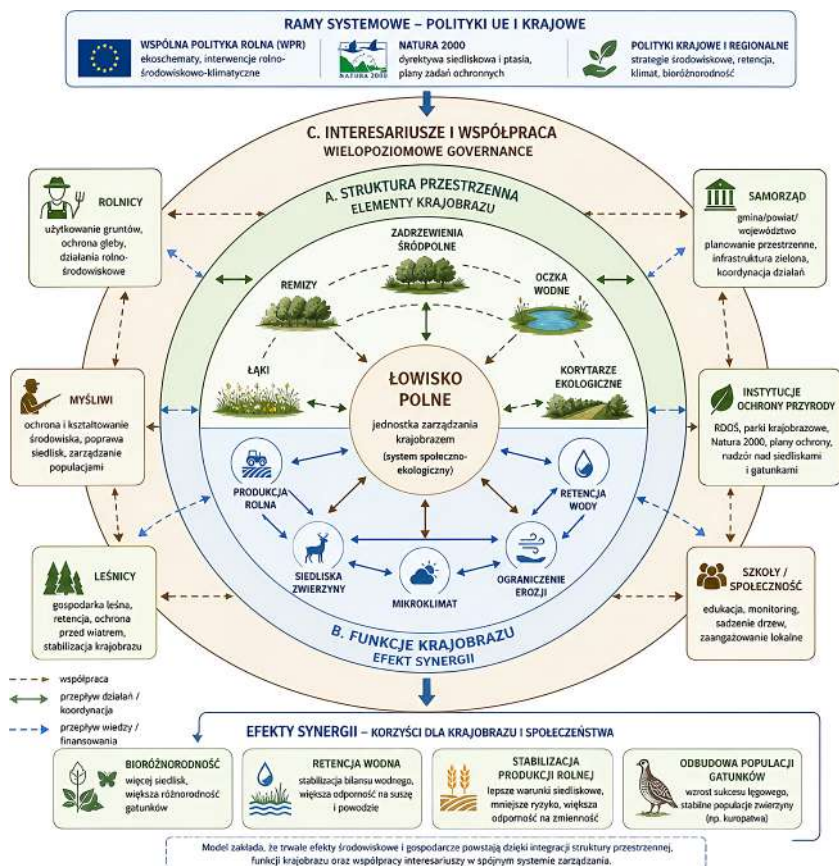
W praktyce oznacza to, że ramy prawne i finansowe tworzone są na poziomie Unii Europejskiej (np. WPR), implementowane przez państwa członkowskie, a następnie realizowane przez lokalnych użytkowników gruntów. Problem polega jednak na tym, że przepływ informacji i koordynacja pomiędzy tymi poziomami często są niewystarczające, co prowadzi do rozbieżności pomiędzy celami polityk a ich efektami w terenie (Pe'er i in. 2014).

W odpowiedzi na te ograniczenia rozwijana jest koncepcja współzarządzania zasobami przyrodniczymi (*co-management*) przez różne grupy interesariuszy. W modelu tym odpowiedzialność za podejmowanie decyzji i realizację działań jest dzielona pomiędzy administrację publiczną a użytkowników zasobów, takich jak rolnicy, myśliwi czy leśnicy. Jak wskazuje Ostrom (1990), podejście takie może prowadzić do bardziej efektywnego i trwałego zarządzania, ponieważ uwzględnia lokalną wiedzę oraz motywację poszczególnych aktorów.

Kolejnym istotnym elementem jest zarządzanie adaptacyjne (*adaptive management*), które zakłada, że proces zarządzania powinien być traktowany jako dynamiczny i podlegający ciągłemu uczeniu się. W wa-

runkach niepewności, związanej m.in. ze zmianami klimatycznymi czy płynnością warunków rynkowych, niemożliwe jest zaprojektowanie optymalnych rozwiązań *ex ante*. Zamiast tego konieczne jest wdrażanie działań, monitorowanie ich efektów oraz wprowadzanie korekt na podstawie uzyskanych doświadczeń (Folke i in. 2005).

Integracja tych trzech podejść – *multi-level governance*, *co-management* oraz *adaptive management* – tworzy ramy teoretyczne dla modelu zarządzania krajobrazem rolniczym proponowanego w niniejszym artykule. W jego centrum znajduje się łowisko polne jako jednostka operacyjna, w której możliwe jest praktyczne wdrożenie zasad współpracy, integracji działań oraz adaptacyjnego podejścia do zarządzania (ryc. 1).



Ryc. 1. Model zarządzania krajobrazem rolniczym (oprac. S. Hatłas)

Ramy prawne i instytucjonalne

Obowiązki interesariuszy

Jednym z kluczowych wyzwań w zarządzaniu krajobrazem rolniczym jest fakt, że odpowiedzialność za jego kształtowanie została rozproszona pomiędzy różne grupy interesariuszy, działające w odmiennych reżimach prawnych i instytucjonalnych. Każda z tych grup posiada określone kompetencje i obowiązki, które – rozpatrywane indywidualnie – mają charakter sektorowy, jednak w ujęciu systemowym składają się na wspólny cel, jakim jest zachowanie funkcjonalności środowiska przyrodniczego (Ostrom 1990, Folke i in. 2005, Reed 2008).

Podstawową rolę w tym układzie odgrywają rolnicy jako bezpośredni użytkownicy gruntów. Ich działalność determinuje strukturę krajobrazu, a tym samym warunki bytowania organizmów. Obowiązki wynikające z przepisów dotyczących ochrony gruntów rolnych i środowiska obejmują m.in. przeciwdziałanie degradacji gleb, w tym erozji wodnej i wietrznej, utrzymanie odpowiedniej struktury gleby oraz racjonalne gospodarowanie materią organiczną. W praktyce oznacza to konieczność stosowania działań ograniczających degradację środowiska, które jednocześnie mogą wspierać funkcje siedliskowe krajobrazu (Stoate i in. 2001, Benton i in. 2003, Geiger i in. 2010).

Istotną rolę w systemie zarządzania przestrzenią pełnią jednostki samorządu terytorialnego – gminy, powiaty oraz samorząd wojewódzki. Na poziomie gminy kluczowe znaczenie ma planowanie przestrzenne oraz utrzymanie terenów zieleni i zadrzewień, które mogą pełnić funkcję korytarzy ekologicznych i lokalnych refugium bioróżnorodności. Powiaty realizują zadania o charakterze koordynacyjnym i administracyjnym, natomiast samorząd wojewódzki odpowiada za kształtowanie polityk regionalnych, w tym programów ochrony środowiska i strategii rozwoju. W praktyce oznacza to, że samorząd terytorialny stanowi istotne ogniwo łączące poziom lokalny z politykami krajowymi i unijnymi, a jego decyzje mają bezpośredni wpływ na strukturę krajobrazu (Reed 2008, Wu 2013, Bürgi i in. 2017).

Uzupełnieniem systemu instytucjonalnego są wyspecjalizowane instytucje ochrony przyrody, takie jak regionalne dyrekcje ochrony środowiska (RDOS), parki krajobrazowe oraz inne jednostki zarządzające obszarami chronionymi. Instytucje te odpowiadają za wdrażanie polityk ochrony przyrody, w tym realizację celów sieci Natura 2000, opracowywanie planów zadań ochronnych oraz nadzór nad stanem siedlisk i gatunków. Ich działalność ma charakter regulacyjny i planistyczny, ale

jednocześnie wymaga współpracy z użytkownikami gruntów, w tym rolnikami i organizacjami łowieckimi (Reed 2008, European Commission 2026a, b).

Kolejną grupą są myśliwi, których działalność – zgodnie z przepisami prawa łowieckiego – obejmuje nie tylko pozyskiwanie zwierzyny, lecz przede wszystkim ochronę i kształtowanie jej środowiska. Oznacza to aktywne działania na rzecz poprawy warunków bytowania zwierząt, w tym tworzenie remiz, utrzymanie bazy żerowej czy udział w zarządzaniu populacjami. Jak wskazano w Strategii Zrównoważonego Łowiectwa, funkcja ochrony przyrody stanowi podstawowy cel łowiectwa, co wpisuje tę działalność w szerszy system zarządzania zasobami przyrodniczymi.

Uzupełniającą rolę odgrywają leśnicy, szczególnie na styku ekosystemów leśnych i rolniczych. Ich działania w zakresie gospodarki leśnej wpływają na stabilizację krajobrazu, retencję wody oraz ograniczenie erozji. Lasy i zadrzewienia stanowią ważne elementy struktury przestrzennej, pełniąc funkcję buforów środowiskowych oraz ostoi dla wielu gatunków (Termorshuizen, Opdam 2009, Bürgi i in. 2017).

Coraz większego znaczenia nabiera również rola szkół i instytucji edukacyjnych, które uczestniczą w procesie kształtowania świadomości ekologicznej i społecznego zaangażowania. Działania edukacyjne, takie jak lekcje terenowe, zakładanie budek lęgowych czy akcje sadzenia drzew, wprowadzają komponent partycypacyjny do zarządzania krajobrazem, budując długofalowe podstawy współpracy społecznej (Folke i in. 2005, Reed 2008).

Zestawienie powyższych ról prowadzi do zasadniczego wniosku: obowiązki poszczególnych interesariuszy są rozproszone, jednak ich cel pozostaje wspólny. Każda z grup realizuje fragment większego procesu, jakim jest utrzymanie równowagi środowiskowej w krajobrazie rolniczym. Brak integracji tych działań prowadzi do utraty efektu synergii, w którym potencjał współpracy nie jest w pełni wykorzystywany, a podejmowane działania pozostają rozproszone i nieskoordynowane (Ostrom 1990, Folke i in. 2005, Pe'er i in. 2020).

Instrumenty UE i krajowe

Ramy instytucjonalne zarządzania krajobrazem rolniczym są w znacznym stopniu kształtowane przez instrumenty polityki publicznej, w szczególności na poziomie Unii Europejskiej. W ostatnich latach obserwuje się wyraźne przesunięcie akcentów w kierunku integracji ce-

łów produkcyjnych, środowiskowych i klimatycznych, czego wyrazem jest reforma Wspólnej Polityki Rolnej (WPR) na lata 2023–2027 (Pe’er i in. 2020, European Commission 2026c).

Nowa WPR, wpisana w szerszy kontekst Europejskiego Zielonego Ładu oraz Strategii UE na rzecz Bioróżnorodności 2030, wprowadza szereg instrumentów mających na celu poprawę stanu środowiska przyrodniczego. Kluczową rolę odgrywają tutaj ekoschematy, czyli dobrowolne mechanizmy wsparcia finansowego dla rolników podejmujących działania korzystne dla klimatu i środowiska. Obejmują one m.in. tworzenie elementów krajobrazu nieprodukcyjnego, zwiększanie retencji wodnej czy ograniczenie intensywności produkcji. W praktyce stanowią potencjalne narzędzie finansowania działań takich, jak zakładanie remiz śródpolnych, pasów kwietnych czy zadrzewień, które są kluczowe z punktu widzenia funkcjonowania łowisk polnych (Batáry i in. 2015, European Commission 2026c, d).

Uzupełnieniem ekoschematów są działania rolno-środowiskowo-klimatyczne, które mają bardziej ukierunkowany charakter i często obejmują wieloletnie zobowiązania. W ich ramach wspierane są m.in. działania na rzecz ochrony siedlisk przyrodniczych, zachowania bioróżnorodności czy ograniczenia presji rolnictwa na środowisko. Mimo szerokiego wachlarza dostępnych instrumentów, ich skuteczność zależy w dużej mierze od stopnia dopasowania do lokalnych warunków oraz poziomu współpracy pomiędzy interesariuszami (Pe’er i in. 2014, 2020, Batáry i in. 2015).

Istotnym elementem systemu ochrony przyrody jest również sieć Natura 2000, oparta na Dyrektywie Siedliskowej i Ptasiej. W ramach tego systemu opracowywane są plany zadań ochronnych, które określają konkretne działania niezbędne do zachowania lub odtworzenia właściwego stanu siedlisk i gatunków. W wielu przypadkach obejmują one działania realizowane na gruntach rolnych, takie jak ekstensywne użytkowanie łąk czy ograniczenie intensywności zabiegów agrotechnicznych (European Commission 2026a, b, e).

Na poziomie krajowym i regionalnym funkcjonują również programy ukierunkowane na poprawę retencji wodnej i przeciwdziałanie skutkom zmian klimatycznych, takie jak Hydrostrateg czy inicjatywy związane z małą retencją. Programy te promują rozwiązania oparte na naturalnych procesach, takie jak odbudowa mokradel, tworzenie oczek wodnych czy zwiększanie zdolności retencyjnych gleby. W kontekście krajobrazu rolniczego działania te mają szczególne znaczenie, ponieważ łączą funkcje hydrologiczne z poprawą warunków siedliskowych

dla wielu gatunków (Acreman, Holden 2013, European Commission 2015, EEA).

Dodatkowym instrumentem, mającym duże znaczenie dla ochrony bioróżnorodności, są dopłaty do opóźnionego koszenia łąk, które pozwalają na zachowanie cyklu życiowego wielu gatunków ptaków i owadów. Działania tego typu pokazują, że nawet stosunkowo proste mechanizmy mogą przynosić wymierne efekty środowiskowe, o ile są odpowiednio zaprojektowane i wdrażane (Batáry i in. 2015, Pe'er i in. 2020).

Analiza powyższych instrumentów prowadzi do wniosku, że system wsparcia dla działań środowiskowych w krajobrazie rolniczym jest rozbudowany i wielopoziomowy. Jednak – podobnie jak w przypadku obowiązków interesariuszy – jego skuteczność zależy od zdolności do integracji działań w skali lokalnej. Bez takiej integracji istnieje ryzyko, że dostępne narzędzia pozostaną niewykorzystane lub będą stosowane w sposób fragmentaryczny, nieprowadzący do trwałej poprawy stanu środowiska (Ostrom 1990, Reed 2008, Pe'er i in. 2014).

Metodyka

Podejście badawcze

W niniejszym artykule przyjęto podejście jakościowe, oparte na integracji analizy porównawczej, studium przypadku oraz przeglądu dokumentów prawnych i programowych. Taka triangulacja metod pozwala na uchwycenie złożoności zagadnienia zarządzania krajobrazem rolniczym oraz ocenę możliwości implementacji modelu synergicznej współpracy interesariuszy w różnych kontekstach instytucjonalnych (Apanowicz 2002, Bowen 2009, Yin 2018).

Pierwszym elementem zastosowanego podejścia jest analiza porównawcza, obejmująca trzy kraje europejskie: Polskę, Francję i Niemcy. Wybór ten nie jest przypadkowy – reprezentują one odmienne, lecz komplementarne modele zarządzania krajobrazem rolniczym i łowiectwem. Polska stanowi przykład systemu o silnym zakorzenieniu łowiectwa w strukturach instytucjonalnych oraz dużych jednostkach przestrzennych (obwody łowieckie), co sprzyja operacyjnemu podejściu do zarządzania populacjami i siedliskami. Niemcy reprezentują model oparty na wysokim poziomie integracji rolnictwa i ochrony przyrody, z dużym naciskiem na współpracę z rolnikami oraz wykorzystanie instrumentów polityki rolno-środowiskowej. Z kolei Francja dostarcza

przykładów działań o charakterze partycypacyjnym i edukacyjnym, w których istotną rolę odgrywają inicjatywy lokalne, takie jak programy odtwarzania żywoptów i struktur krajobrazowych (Ostrom 1990, Reed 2008, Pe'er i in. 2020).

Analiza porównawcza ma na celu identyfikację wspólnych elementów skutecznych modeli zarządzania oraz różnic wynikających z warunkowań instytucjonalnych i kulturowych. Pozwala to na wyodrębnienie praktyk, które mogą zostać zaadaptowane w warunkach polskich, przy jednoczesnym uwzględnieniu specyfiki krajowego systemu prawnego i organizacyjnego (Apanowicz 2002, George, Bennett 2005).

Drugim kluczowym elementem metodyki jest studium przypadku, skoncentrowane na obszarze zlewni Małej Welnj jako modelowego przykładu krajobrazu rolniczego o wysokim stopniu przekształcenia, a jednocześnie dużym potencjale przyrodniczym i retencyjnym. Wybór tego obszaru wynika z jego reprezentatywności dla nizinnych krajobrazów rolniczych w Polsce oraz z prowadzonych tam działań integrujących różne funkcje środowiskowe, w tym retencję wodną, ochronę siedlisk oraz gospodarowanie zwierzyną (Flyvbjerg 2006, Yin 2018).

Studium przypadku umożliwia analizę rzeczywistych mechanizmów współpracy pomiędzy interesariuszami oraz ocenę skuteczności podejmowanych działań w kontekście lokalnym. Szczególną uwagę poświęcono relacjom pomiędzy użytkownikami gruntów (rolnikami), instytucjami publicznymi oraz organizacjami łowieckimi, które w praktyce stanowią podstawę wdrażania rozwiązań o charakterze krajobrazowym (Ostrom 1990, Folke in. 2005, Reed 2008).

Trzecim komponentem podejścia badawczego jest analiza dokumentów prawnych i programowych, obejmująca zarówno akty prawa krajowego, jak i dokumenty strategiczne oraz programy unijne. Analiza ta ma na celu ocenę stopnia, w jakim istniejące ramy instytucjonalne sprzyjają lub ograniczają wdrażanie zintegrowanych modeli zarządzania krajobrazem. Szczególną uwagę zwrócono na instrumenty Wspólnej Polityki Rolnej, system Natura 2000 oraz krajowe programy związane z ochroną środowiska i retencją wodną (Bowen 2009, Pe'er i in. 2014, 2020).

Zastosowane podejście badawcze ma charakter eksploracyjny i syntetyczny – jego celem nie jest ilościowa ocena skuteczności poszczególnych działań, lecz identyfikacja mechanizmów, które umożliwiają osiągnięcie efektu synergii w zarządzaniu krajobrazem rolniczym (Apanowicz 2002, Yin 2018).

Źródła danych

Analiza została oparta na zróżnicowanych źródłach danych, które można podzielić na cztery główne kategorie: literaturę naukową, dane łowieckie i środowiskowe, dokumenty prawne i strategiczne oraz materiały wdrożeniowe (Bowen 2009).

Podstawowym źródłem informacji była literatura naukowa, obejmująca publikacje z zakresu ekologii krajobrazu, zarządzania środowiskiem oraz polityk publicznych. Szczególną rolę odegrały prace dotyczące funkcjonowania systemów społeczno-ekologicznych, usług ekosystemowych oraz skuteczności instrumentów rolno-środowiskowych. Literatura ta stanowi fundament teoretyczny artykułu oraz punkt odniesienia dla interpretacji analizowanych przypadków (Ostrom 1990, Folke i in. 2005, Termorshuizen, Opdam 2009, Batáry i in. 2015).

Drugą kategorię stanowią dane łowieckie i środowiskowe, obejmujące informacje dotyczące liczebności zwierzyny, struktury siedlisk oraz praktyk zarządzania łowiskami. Dane te, choć często mają charakter operacyjny i lokalny, dostarczają cennych informacji o rzeczywistym funkcjonowaniu systemu oraz efektach podejmowanych działań. W szczególności pozwalają na powiązanie zmian w strukturze krajobrazu z dynamiką populacji gatunków związanych z agrocenozami (Benton i in. 2003, Tschardtke i in. 2005).

Trzecim źródłem są dokumenty UE i krajowe, w tym akty prawne, strategie oraz programy operacyjne. Ich analiza umożliwia identyfikację dostępnych instrumentów wsparcia oraz ocenę ich potencjalnej roli w kształtowaniu krajobrazu rolniczego. Dokumenty te dostarczają również informacji o celach polityk publicznych oraz kierunkach ich rozwoju, co pozwala na osadzenie proponowanego modelu w aktualnym kontekście instytucjonalnym (Bowen 2009, Pe'er i in. 2020).

Ostatnią kategorię stanowią materiały wdrożeniowe i dobre praktyki, takie jak francuski program *Sensibilis'haie* czy inicjatywy realizowane przez organizacje łowieckie i rolnicze w Niemczech. Materiały te mają szczególne znaczenie, ponieważ prezentują konkretne rozwiązania stosowane w praktyce, a nie jedynie założenia teoretyczne. Ich analiza pozwala na identyfikację czynników sukcesu oraz barier wdrażania działań o charakterze krajobrazowym (Folke i in. 2005, Reed 2008).

Zestawienie tych źródeł umożliwia kompleksową analizę zagadnienia, łączącą perspektywę teoretyczną, instytucjonalną i praktyczną. Dzięki temu możliwe jest sformułowanie wniosków, które mają nie tylko charakter analityczny, lecz również aplikacyjny, wskazując kon-

kretnie kierunki działań w zakresie zagospodarowania łowisk polnych jako platformy współpracy interesariuszy (Apanowicz 2002, Yin 2018).

Wyniki – model synergii

Struktura modelu

Analiza porównawcza oraz studium przypadku pozwoliły na wyodrębnienie trójpoziomowego modelu synergii, w którym integracja zachodzi równolegle w wymiarze przestrzennym, funkcjonalnym i instytucjonalnym. Kluczowym założeniem modelu jest traktowanie łowiska polnego jako jednostki operacyjnej, w której możliwe jest jednoczesne oddziaływanie na strukturę krajobrazu, procesy ekologiczne oraz relacje społeczne (Wu 2013, Bürgi i in. 2017).

Pierwszy poziom integracji ma charakter przestrzenny i odnosi się do fizycznej struktury krajobrazu. Obejmuje on zestaw elementów, które – odpowiednio rozmieszczone i powiązane – tworzą funkcjonalną mozaikę środowiskową. Do najważniejszych należą: zadrzewienia śródpolne, remizy, łąki, korytarze ekologiczne oraz oczka wodne (Benton i in. 2003, Tschardt i in. 2005). Szczególną rolę odgrywają tu małe zbiorniki wodne, które – zgodnie z podejściem hydrologicznym – należy traktować jako elementy retencji rozproszonej, wpływające na lokalny bilans wodny poprzez zatrzymywanie wód opadowych, spowalnianie odpływu oraz zasilanie wód gruntowych (Acreman, Holden 2013, EEA).

W przeciwieństwie do dużych inwestycji hydrotechnicznych, oczka wodne działają w skali mikrozelewni, a ich efektywność wynika z liczby i rozmieszczenia w krajobrazie. Tworzą one sieć niewielkich, ale licznych punktów retencyjnych, które wspólnie stabilizują obieg wody i ograniczają skutki zarówno suszy, jak i opadów nawałnych (European Commission 2015, EEA). Jednocześnie pełnią funkcję „wysp środowiskowych”, zwiększając różnorodność siedlisk w krajobrazie zdominowanym przez uprawy (Benton i in. 2003).

Drugi poziom integracji ma charakter funkcjonalny i odnosi się do powiązań pomiędzy różnymi funkcjami krajobrazu. Model zakłada, że działania podejmowane w przestrzeni rolniczej powinny jednocześnie realizować kilka celów: produkcyjne, hydrologiczne i przyrodnicze. W tym ujęciu produkcja rolna nie jest przeciwstawiana ochronie środowiska, lecz stanowi jeden z elementów systemu, który może być

wzmacniany poprzez poprawę funkcjonowania procesów ekologicznych (Termorshuizen, Opdam 2009, Wu 2013).

Przykładowo obecność oczek wodnych i zadrzewień śródpolnych wpływa na poprawę uwilgotnienia gleby, ograniczenie erozji oraz stabilizację mikroklimatu, co w dłuższej perspektywie może przekładać się na większą stabilność plonów (Acreman, Holden 2013). Jednocześnie elementy te tworzą siedliska dla zwierzyny oraz organizmów pożytecznych, wspierając biologiczne mechanizmy regulacji w agroekosystemach (Tschardtke i in. 2005). W rezultacie dochodzi do powstania efektu synergii, w którym działania podejmowane w jednym obszarze przynoszą korzyści w innych (Termorshuizen, Opdam 2009).

Trzeci poziom ma charakter instytucjonalny i odnosi się do sposobu organizacji współpracy pomiędzy interesariuszami. Obejmuje on mechanizmy wspólnego planowania, koordynacji działań oraz wykorzystania dostępnych instrumentów finansowych. W tym ujęciu kluczowe znaczenie ma przejście od działań indywidualnych do modelu współzarządzania, w którym różne podmioty współtworzą i realizują wspólną wizję zagospodarowania krajobrazu (Ostrom 1990, Folke i in. 2005).

Mechanizmy synergii

Na podstawie przeprowadzonych analiz zidentyfikowano cztery podstawowe typy interakcji pomiędzy interesariuszami, które generują efekt synergii w krajobrazie rolniczym (Ostrom 1990, Reed 2008).

Pierwszym i najbardziej bezpośrednim układem jest współpraca rolnik–myśliwy. Obejmuje ona działania takie, jak zakładanie pasów zaporowych, remiz czy utrzymywanie elementów krajobrazu sprzyjających zwierzynie. Z perspektywy rolnika działania te mogą ograniczać szkody łowieckie poprzez lepsze rozproszenie zwierzyny i zapewnienie jej alternatywnej bazy żerowej. Z kolei dla myśliwych oznaczają poprawę jakości siedlisk i stabilizację populacji gatunków (Benton i in. 2003, Tschardtke i in. 2005).

Drugim układem jest współpraca rolnik–samorząd (gmina/powiat/województwo). W jej ramach możliwe jest zagospodarowanie nieużytków, tworzenie zadrzewień przydrożnych czy wprowadzanie elementów zielonej infrastruktury w przestrzeni publicznej. Samorząd dysponuje narzędziami planistycznymi i finansowymi, które mogą wspierać działania rolników, jednocześnie realizując cele środowiskowe i krajobrazowe (Pe'er i in. 2020).

Trzecim mechanizmem jest współpraca leśnik–rolnik, szczególnie istotna na styku ekosystemów leśnych i rolniczych. Obejmuje ona działania związane z retencją wody, ochroną przed wiatrem oraz stabilizacją krajobrazu. Zadrzewienia i pasy leśne pełnią funkcję naturalnych barier, ograniczających erozję wietrzną i poprawiających warunki mikroklimatyczne (Bürgi i in. 2017). W połączeniu z oczkami wodnymi tworzą system zwiększający zdolność krajobrazu do zatrzymywania wody (Acreman, Holden 2013).

Czwartym typem interakcji jest współpraca szkoła–społeczność lokalna, która wprowadza komponent społeczny i edukacyjny do modelu. Działania takie jak sadzenie drzew, zakładanie żywopłotów czy monitoring przyrody angażują mieszkańców i budują lokalne poczucie współodpowiedzialności za środowisko (Reed 2008).

Dobrym przykładem takiego podejścia jest francuski model partycypacyjny odtwarzania żywopłotów (*Sensibilis’haie*), w którym działania przyrodnicze łączone są z edukacją i zaangażowaniem społecznym. Pokazuje to, że skuteczność działań krajobrazowych zależy nie tylko od ich jakości technicznej, lecz również od poziomu akceptacji i udziału społeczności lokalnej (Folke i in. 2005).

Efekty synergii

Zidentyfikowane mechanizmy współpracy prowadzą do szeregu efektów, które mają charakter zarówno środowiskowy, jak i gospodarczy.

Pierwszym z nich jest wzrost bioróżnorodności, wynikający z odbudowy struktury krajobrazu oraz zwiększenia liczby dostępnych siedlisk. Elementy takie, jak remizy, zadrzewienia i oczka wodne, tworzą sieć powiązanych mikrohabitatów, umożliwiających funkcjonowanie wielu gatunków w krajobrazie rolniczym (Benton i in. 2003, Tscharrntke i in. 2005).

Drugim efektem jest poprawa retencji wodnej i stabilizacja lokalnego bilansu wodnego. Oczka wodne, działające jako element retencji rozproszonej, zatrzymują wodę w górnych partiach zlewni, spowalniają jej odpływ i zwiększają infiltrację (Acreman, Holden 2013, EEA). W połączeniu z zadrzewieniami i użytkami zielonymi tworzą system, który zwiększa odporność krajobrazu na suszę i ekstremalne opady (European Commission 2015).

Trzecim efektem jest stabilizacja produkcji rolnej, wynikająca z poprawy warunków siedliskowych, ograniczenia erozji oraz korzystnego wpływu na mikroklimat. Choć działania środowiskowe mogą począt-

kowo wiązać się z ograniczeniem powierzchni produkcyjnej, w dłuższej perspektywie przyczyniają się do zwiększenia odporności systemu rolniczego na zmienność warunków klimatycznych (Termorshuizen, Opdam 2009, Wu 2013).

Czwartym, szczególnie istotnym z punktu widzenia łowiectwa, efektem jest odbudowa populacji gatunków wskaźnikowych, takich jak kuropatwa. Poprawa struktury krajobrazu oraz dostępności siedlisk sprzyja wzrostowi sukcesu lęgowego i przeżywalności, co przekłada się na stabilizację populacji (Tscharntke i in. 2005).

Podsumowując, model synergii wskazuje, że integracja działań przestrzennych, funkcjonalnych i instytucjonalnych prowadzi do efektów, których nie można osiągnąć poprzez działania sektorowe. Kluczowe znaczenie ma tutaj wykorzystanie istniejących zasobów i obowiązków interesariuszy w sposób skoordynowany, co pozwala przekształcić krajobraz rolniczy z przestrzeni konfliktu interesów w platformę współpracy (Ostrom 1990, Folke i in. 2005, Pe'er i in. 2020).

6. Studia przypadków

Francja (*Sensibilis'haie*)

Francuski program *Sensibilis'haie* stanowi przykład systemowego podejścia do odbudowy struktury krajobrazu rolniczego poprzez odtwarzanie i zarządzanie siecią żywopłotów i remiz. Jego istotą jest integracja działań różnych interesariuszy – przede wszystkim rolników, gmin oraz organizacji łowieckich – wokół wspólnego celu, jakim jest poprawa funkcjonowania agroekosystemów (Folke i in. 2005, Reed 2008).

Model ten opiera się na założeniu, że żywopłoty i remizy nie są jedynie elementem krajobrazu o charakterze estetycznym, lecz pełnią kluczowe funkcje ekologiczne i produkcyjne. Stanowią one korytarze ekologiczne, miejsca bytowania zwierzyny oraz naturalne bariery ograniczające erozję wietrzną i wodną. Jednocześnie wpływają na mikroklimat pól oraz zwiększają retencję wody poprzez spowalnianie spływu powierzchniowego (Benton i in. 2003, Tscharntke i in. 2005, Termorshuizen, Opdam 2009).

Istotnym elementem programu jest jego charakter partycypacyjny. Działania nie są narzucane odgórnie, lecz realizowane przy aktywnym udziale społeczności lokalnych, w tym szkół i organizacji społecznych. Sadzenie żywopłotów staje się nie tylko działaniem środowiskowym,

ale również procesem budowania świadomości i odpowiedzialności za krajobraz (Reed 2008).

Efektem wdrożenia programu jest stopniowa odbudowa struktury krajobrazu rolniczego, polegająca na przywróceniu jego mozaikowego charakteru. Zwiększenie liczby elementów liniowych i punktowych prowadzi do poprawy bioróżnorodności, stabilizacji warunków siedliskowych oraz ograniczenia negatywnych skutków intensyfikacji rolnictwa (Wu 2013, Bürgi i in. 2017). *Sensibilis'haie* pokazuje, że działania o stosunkowo niewielkiej skali jednostkowej mogą – dzięki odpowiedniej koordynacji – prowadzić do znaczących efektów w skali krajobrazu (Folke i in. 2005).

Niemcy – współpraca z rolnikami (DJV)

Model niemiecki, rozwijany m.in. przez Deutscher Jagdverband (DJV), opiera się na ścisłej współpracy pomiędzy myśliwymi a rolnikami, wspieranej przez system doradztwa oraz instrumenty finansowe polityki rolno-środowiskowej. W przeciwieństwie do podejścia francuskiego, które silnie akcentuje komponent społeczny, model niemiecki ma bardziej operacyjny i projektowy charakter, koncentrując się na konkretnych działaniach siedliskowych (Batáry i in. 2015, Pe'er i in. 2020).

Do najważniejszych należą zakładanie pasów kwietnych, remiz śródpolnych, stref buforowych oraz utrzymywanie elementów krajobrazu sprzyjających zwierzynie. Projekty te są często współfinansowane ze środków publicznych (np. w ramach WPR), a ich realizacja wspierana jest przez system doradztwa technicznego i organizacyjnego (Batáry i in. 2015). Jednym z ciekawszych projektów jest projekt restytucji dropia, w którym współpracują organizacje łowieckie, administracja lokalna i przyrodniczy (realizuje go Förderverein Großtrappenschutz e.V.).

Kluczową cechą tego modelu jest jego instytucjonalne osadzenie. Organizacje łowieckie pełnią rolę pośrednika pomiędzy rolnikami a administracją publiczną, ułatwiając dostęp do instrumentów finansowych oraz koordynując działania w terenie. W rezultacie możliwe jest osiągnięcie wysokiego poziomu efektywności wdrożeniowej, przy jednoczesnym zachowaniu elastyczności dostosowania działań do lokalnych warunków (Ostrom 1990, Pe'er i in. 2014).

Efektem współpracy jest poprawa jakości siedlisk oraz zwiększenie liczby elementów krajobrazu półnaturalnego, co przekłada się na wzrost bioróżnorodności i stabilizację populacji gatunków związanych

z agrocenozami (Benton i in. 2003, Tscharntke i in. 2005). Model niemiecki pokazuje, że skuteczne działania środowiskowe wymagają nie tylko zaangażowania interesariuszy, ale również sprawnych mechanizmów organizacyjnych i finansowych (Pe'er i in. 2020).

Polska – model Małej Wełny

Na tle powyższych przykładów szczególne znaczenie ma polski model zlewniowy, reprezentowany przez projekt zintegrowanego zwiększenia retencyjności zlewni rzeki Małej Wełny. Stanowi on przykład podejścia, w którym integracja działań obejmuje jednocześnie retencję wodną, rolnictwo i łowiectwo, wpisując się w koncepcję zarządzania krajobrazem jako systemem społeczno-ekologicznym (Folke i in. 2005, Wu 2013).

Celem projektu jest zwiększenie zdolności retencyjnych zlewni poprzez poprawę struktury krajobrazu, odbudowę funkcji mokradeł i łąk oraz przywrócenie ciągłości ekologicznej cieku. Kluczowym założeniem jest dostosowanie obiegu wody do naturalnego rytmu hydrologicznego, co oznacza odejście od tradycyjnego podejścia melioracyjnego na rzecz działań opartych na procesach naturalnych (EEA).

Zakres działań obejmuje m.in.: odtwarzanie mokradeł i terenów zalewowych, rekultywację łąk półnaturalnych, modernizację urządzeń piętrzących oraz odbudowę oczek wodnych i ich integrację z lokalną siecią hydrograficzną (Acreman, Holden 2013). Szczególne znaczenie przypisuje się właśnie małym zbiornikom wodnym, które – zgodnie z przedstawionym wcześniej podejściem hydrologicznym – stanowią kluczowy element retencji rozproszonej i stabilizacji bilansu wodnego w zlewni (EEA, European Commission 2015).

Istotnym elementem projektu jest również jego charakter systemowy i demonstracyjny. Zakłada on nie tylko realizację działań w terenie, ale również ich monitorowanie, modelowanie oraz opracowanie katalogu dobrych praktyk możliwych do zastosowania w innych miejscach (Wu 2013). W tym sensie Mała Wełna pełni funkcję laboratorium terenowego, w którym testowane są rozwiązania integrujące różne funkcje krajobrazu.

Model ten wyróżnia się również silnym komponentem instytucjonalnym i społecznym. Zakłada współpracę administracji publicznej, rolników, organizacji łowieckich oraz środowiska naukowego, a także prowadzenie działań edukacyjnych skierowanych do lokalnej społeczności (Ostrom 1990, Reed 2008). Dzięki temu możliwe jest połą-

czenie działań technicznych z budowaniem świadomości i akceptacji społecznej.

Efekty projektu obejmują m.in. wzrost retencji krajobrazowej, poprawę jakości siedlisk, redukcję ładunku biogenów oraz zwiększenie odporności krajobrazu na ekstremalne zjawiska hydrologiczne (Acreman, Holden 2013, EEA). W szerszej perspektywie model Małej Włny pokazuje, że skuteczne zarządzanie krajobrazem rolniczym wymaga podejścia zlewniowego, w którym działania hydrologiczne, przyrodnicze i gospodarcze są ze sobą ściśle powiązane (Wu 2013, Bürgi i in. 2017).

Podsumowując, przedstawione studia przypadków wskazują na trzy komplementarne modele działania: partycypacyjny (Francja), operacyjno-instytucjonalny (Niemcy) oraz systemowy i zlewniowy (Polska). Ich wspólnym mianownikiem jest integracja interesariuszy oraz wykorzystanie struktury krajobrazu jako podstawowego narzędzia zarządzania, co stanowi bezpośrednie potwierdzenie założeń modelu synergii przedstawionego w niniejszym artykule (Ostrom 1990, Folke i in. 2005, Pe'er i in. 2020).

Dyskusja

Bariery

Przeprowadzona analiza wskazuje, że pomimo istnienia rozbudowanych ram prawnych oraz licznych instrumentów finansowych, skuteczność działań na rzecz poprawy stanu krajobrazu rolniczego pozostaje ograniczona. Jedną z głównych barier jest rozproszenie kompetencji pomiędzy różne podmioty i poziomy zarządzania, co prowadzi do fragmentaryzacji działań oraz braku spójnej wizji zagospodarowania przestrzeni. Zjawisko to jest charakterystyczne dla systemów wielopoziomowego zarządzania środowiskiem, w których odpowiedzialność za poszczególne elementy krajobrazu jest rozdzielona pomiędzy różne instytucje (Ostrom 1990, Folke i in. 2005).

Z rozproszeniem kompetencji ściśle związany jest brak skutecznej koordynacji działań. Instrumenty polityki rolno-środowiskowej, choć dostępne, są często wdrażane w sposób punktowy, bez uwzględnienia ich wpływu w skali całego krajobrazu. W rezultacie działania takie jak zakładanie pasów kwiatnych czy utrzymywanie użytków zielonych mają ograniczony efekt ekologiczny, jeśli nie są powiązane z innymi elementami struktury przestrzennej. Jak wskazują analizy WPR, brak

integracji działań w skali krajobrazu jest jedną z głównych przyczyn nieskuteczności polityk środowiskowych (Pe'er i in. 2014, Pe'er i in. 2020).

Kolejną istotną barierą jest presja ekonomiczna rolnictwa, wynikająca z konieczności utrzymania konkurencyjności produkcji. W warunkach globalnego rynku rolnicy podejmują decyzje optymalizujące krótkoterminową efektywność ekonomiczną, co często prowadzi do ograniczania elementów nieprodukcyjnych w krajobrazie. Choć instrumenty wsparcia, takie jak działania rolno-środowiskowo-klimatyczne, mają na celu rekompensowanie tych kosztów, ich poziom oraz konstrukcja nie zawsze są wystarczające, aby zmienić dominujące modele gospodarowania (Batáry i in. 2015).

Istotnym problemem jest również formalizm programów unijnych i krajowych, który utrudnia ich efektywne wykorzystanie w praktyce. Procedury administracyjne, wymogi dokumentacyjne oraz sztywne kryteria kwalifikacji często zniechęcają potencjalnych beneficjentów lub ograniczają możliwość dostosowania działań do lokalnych warunków. W efekcie instrumenty, które w założeniu mają wspierać działania środowiskowe, bywają postrzegane jako obciążenie administracyjne, a nie realne narzędzie zarządzania krajobrazem.

Zidentyfikowane bariery wskazują, że głównym problemem nie jest brak narzędzi, lecz brak ich integracji i dostosowania do złożonego charakteru systemów społeczno-ekologicznych.

Czynniki sukcesu

Pomimo wskazanych ograniczeń analiza studiów przypadków pozwala na identyfikację czynników, które sprzyjają skutecznemu wdrażaniu działań o charakterze krajobrazowym. Jednym z najważniejszych jest obecność lokalnego lidera, który pełni funkcję integratora działań różnych interesariuszy. Może to być jednostka samorządu terytorialnego, ośrodek hodowli zwierzyny (OHZ), koło łowieckie lub inna instytucja mająca zarówno kompetencje organizacyjne, jak i zakorzenienie w lokalnym systemie społecznym. Rola lidera polega na inicjowaniu współpracy, koordynacji działań oraz budowaniu wspólnej wizji zagospodarowania przestrzeni.

Drugim istotnym czynnikiem jest dostęp do finansowania, umożliwiający realizację działań w terenie. Instrumenty WPR, programy rencyjne czy środki krajowe mogą stanowić efektywne wsparcie, o ile są odpowiednio wykorzystane i skoordynowane. Kluczowe znaczenie

ma tu zdolność do łączenia różnych źródeł finansowania oraz dostosowania ich do lokalnych potrzeb, co wpisuje się w koncepcję zarządzania wielopoziomowego (*multi-level governance*) (Pe'er i in. 2020).

Nie mniej ważna jest wiedza ekspercka, obejmująca zarówno wiedzę naukową, jak i doświadczenie praktyczne użytkowników terenu. Skuteczne działania w krajobrazie rolniczym wymagają zrozumienia procesów ekologicznych, hydrologicznych oraz gospodarczych, a także umiejętności ich integracji. W tym kontekście szczególną rolę odgrywa współpraca z ośrodkami naukowymi oraz wykorzystanie wyników badań w praktyce zarządzania (Wu 2013).

Ostatnim, lecz bardzo istotnym czynnikiem jest partycypacja społeczna, która zwiększa akceptację dla podejmowanych działań oraz wzmacnia ich trwałość. Jak wskazuje Reed (2008), zaangażowanie interesariuszy w procesy decyzyjne prowadzi do lepszego dopasowania działań do lokalnych warunków oraz zwiększa ich efektywność. Przykłady takie jak programy partycypacyjne we Francji pokazują, że działania środowiskowe mogą być skuteczne tylko wtedy, gdy są współtworzone przez społeczność lokalną.

Rola myśliwych

Na tle analizowanych systemów szczególną rolę odgrywają myśliwi, którzy – w odróżnieniu od wielu innych interesariuszy – funkcjonują w ramach struktur obejmujących duże jednostki przestrzenne, jakimi są obwody łowieckie – średnia powierzchnia to 4500–5000 ha. Oznacza to, że ich działalność ma charakter ponadlokalny i obejmuje cały krajobraz, a nie jego fragmenty.

Z tej perspektywy myśliwi stanowią jedną z nielicznych struktur zdolnych do operacyjnego działania w skali krajobrazu, co czyni ich potencjalnie kluczowym elementem systemu *governance*. Ich działalność obejmuje zarówno monitoring populacji zwierzyny, jak i działania na rzecz poprawy warunków siedliskowych, co daje im unikalną wiedzę o funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego.

Istotnym atutem jest również ich potencjał integracyjny. Myśliwi funkcjonują na styku różnych sektorów – współpracują z rolnikami, leśnikami, administracją publiczną oraz społecznościami lokalnymi. Dzięki temu mogą pełnić rolę pośrednika i koordynatora działań, ułatwiając przepływ informacji oraz inicjując wspólne projekty. W ujęciu teorii zarządzania zasobami wspólnymi odpowiada to funkcji lokalne-

go „operatora systemu”, który łączy różne poziomy i aktorów (Ostrom 1990).

W kontekście agrocenoz zasadne jest postrzeganie myśliwych jako „operatorów krajobrazu”, czyli podmiotów zdolnych do inicjowania i koordynowania działań w przestrzeni rolniczej. Ich potencjał wynika nie tylko z formalnych kompetencji, ale również z praktycznego doświadczenia i obecności w terenie.

Podsumowując, rola myśliwych wykracza poza tradycyjne postrzeganie łowiectwa jako działalności eksploatacyjnej. W warunkach współczesnych wyzwań środowiskowych mogą oni pełnić funkcję integratora działań oraz katalizatora współpracy, co wpisuje się w proponowany w artykule model synergicznego zarządzania krajobrazem rolniczym.

Rekomendacje i wnioski

Rekomendacje operacyjne

W świetle przeprowadzonych analiz oraz zidentyfikowanego modelu synergii kluczowe znaczenie ma wdrożenie działań o charakterze operacyjnym, które umożliwią przełożenie koncepcji zarządzania krajobrazowego na praktykę. Podstawowym narzędziem w tym zakresie powinno być tworzenie lokalnych planów zagospodarowania łowisk polnych, które integrowałyby działania przestrzenne, środowiskowe i gospodarcze w obrębie konkretnych jednostek krajobrazowych.

Plany te powinny uwzględniać rozmieszczenie elementów struktury krajobrazu, takich jak zadrzewienia, remizy czy oczka wodne, a także powiązania pomiędzy nimi w postaci korytarzy ekologicznych. Ich opracowanie wymaga wykorzystania wiedzy lokalnej oraz danych środowiskowych, co wpisuje się w podejście adaptacyjnego zarządzania (Folke i in. 2005, Wu 2013).

Kluczowym elementem jest również integracja tych planów z dokumentami planistycznymi gmin oraz instrumentami Wspólnej Polityki Rolnej. Oznacza to konieczność powiązania działań podejmowanych przez rolników (np. w ramach ekoschematów) z celami planowania przestrzennego oraz ochrony środowiska. Jak wskazują analizy polityk UE, brak takiej integracji stanowi jedną z głównych barier skuteczności działań środowiskowych (Pe'er i in. 2014, 2020).

Istotnym uzupełnieniem jest rozwój systemów monitoringu, obejmujących zarówno stan siedlisk, jak i populacje gatunków wskaźnikowych. Monitoring ten powinien mieć charakter ciągły i operacyjny,

umożliwiający ocenę efektów podejmowanych działań oraz ich bieżącą korektę. W tym kontekście szczególnie istotne jest wykorzystanie danych łowieckich oraz nowoczesnych narzędzi obserwacyjnych, co wpisuje się w koncepcję zarządzania adaptacyjnego (Folke i in. 2005).

Rekomendacje instytucjonalne

Skuteczna implementacja modelu synergii wymaga wzmocnienia ram instytucjonalnych poprzez formalizację platform współpracy pomiędzy interesariuszami. Platformy te powinny łączyć rolników, samorządy, organizacje łowieckie, leśników oraz instytucje ochrony przyrody, tworząc przestrzeń do wspólnego planowania i podejmowania decyzji.

Jak wskazuje teoria współzarządzania zasobami wspólnymi, trwałe efekty można osiągnąć jedynie wówczas, gdy interesariusze są rzeczywiście zaangażowani w proces decyzyjny i współodpowiedzialni za jego rezultaty (Ostrom 1990, Reed 2008). W praktyce oznacza to odejście od modelu hierarchicznego na rzecz bardziej elastycznych struktur sieciowych.

Istotnym elementem jest również włączenie szkół, organizacji pozarządowych oraz społeczności lokalnych w proces zarządzania krajobrazem. Działania edukacyjne i partycypacyjne zwiększają poziom akceptacji społecznej dla podejmowanych działań oraz wzmacniają ich trwałość. Jak pokazują doświadczenia międzynarodowe, komponent społeczny jest jednym z kluczowych czynników sukcesu projektów środowiskowych (Folke i in. 2005, Reed 2008).

W tym kontekście szczególnego znaczenia nabiera rola Polskiego Związku Łowieckiego (PZŁ) jako potencjalnego koordynatora działań. Dzięki swojej strukturze organizacyjnej oraz obecności w terenie PZŁ ma zdolność do działania w skali przestrzennej obwodów łowieckich, co czyni go naturalnym kandydatem do pełnienia funkcji integratora działań różnych interesariuszy. W ujęciu teoretycznym odpowiada to roli „operatora systemu” w zarządzaniu zasobami wspólnymi (Ostrom 1990).

Rekomendacje finansowe

Jednym z kluczowych warunków skuteczności działań środowiskowych jest zapewnienie odpowiedniego finansowania. W tym kontekście konieczne jest lepsze wykorzystanie dostępnych instrumen-

tów Wspólnej Polityki Rolnej, zwłaszcza ekoschematów oraz działań rolno-środowiskowo-klimatycznych.

Instrumenty te oferują znaczący potencjał wsparcia dla działań takich, jak tworzenie elementów krajobrazu nieprodukcyjnego, zwiększanie retencji czy ochrona siedlisk. Jednak ich efektywność zależy od sposobu wdrażania oraz stopnia powiązania z działaniami podejmowanymi przez innych interesariuszy (Batáry i in. 2015, Pe'er i in. 2020).

Kluczowe znaczenie ma również łączenie różnych źródeł finansowania, obejmujących środki WPR, programy retencyjne oraz fundusze ochrony środowiska. Takie podejście pozwala na realizację działań o charakterze kompleksowym, łączących funkcje hydrologiczne, przyrodnicze i produkcyjne. W literaturze przedmiotu wskazuje się, że integracja instrumentów finansowych jest jednym z warunków skutecznego zarządzania krajobrazem (Termorshuizen, Opdam 2009, Pe'er i in. 2020).

Wnioski

Przeprowadzona analiza prowadzi do kilku kluczowych wniosków o charakterze syntetycznym.

Po pierwsze, łowisko polne może być traktowane jako jednostka zarządzania krajobrazem, w której możliwe jest zintegrowanie działań przestrzennych, ekologicznych i społecznych. Takie podejście wpisuje się w koncepcję krajobrazu jako systemu społeczno-ekologicznego (Wu 2013, Folke i in. 2005).

Po drugie, synergia działań interesariuszy stanowi warunek skuteczności zarządzania krajobrazem rolniczym. Rozproszenie kompetencji i brak koordynacji prowadzą do ograniczonej efektywności działań, podczas gdy ich integracja umożliwia osiągnięcie efektów przekraczających sumę działań indywidualnych (Ostrom 1990, Reed 2008).

Po trzecie, ochrona przyrody w krajobrazie rolniczym powinna być traktowana jako proces operacyjny, a nie deklaracyjny. Oznacza to konieczność wdrażania konkretnych działań w terenie, ich monitorowania oraz dostosowywania do zmieniających się warunków. Podejście to jest zgodne z koncepcją zarządzania adaptacyjnego (Folke i in. 2005).

Wreszcie przedstawiony model ma charakter skalowalny, co oznacza, że może być wdrażany w różnych regionach Polski, przy uwzględnieniu lokalnych uwarunkowań przyrodniczych i instytucjonalnych. Warun-

kiem jego powodzenia jest jednak zapewnienie odpowiedniej integracji działań oraz zaangażowania wszystkich kluczowych interesariuszy.

Podsumowując, proponowany model synergicznego zarządzania łowiskami polnymi stanowi próbę odpowiedzi na wyzwania związane z degradacją krajobrazu rolniczego ze wskazaniem na kierunki działań, które mogą prowadzić do trwałej poprawy stanu środowiska przyrodniczego.

Literatura

- Acreman M., Holden J. 2013. How wetlands affect floods. *Wetlands*, 33(5): 773–786. <https://doi.org/10.1007/s13157-013-0473-2>
- Apanowicz J. 2002. Metodologia ogólna. Wydawnictwo Diecezji Pelplińskiej „Bernardinum”, Gdynia.
- Batáry P., Dicks L.V., Kleijn D., Sutherland W.J. 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 29(4): 1006–1016. <https://doi.org/10.1111/cobi.12536>
- Benton T.G., Vickery J.A., Wilson J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4): 182–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Bowen G.A. 2009. Document analysis as a qualitative research method. *Qualitative Research Journal*, 9(2): 27–40. <https://doi.org/10.3316/QRJ0902027>
- Bürgi M., Ali P., Chowdhury A., Heinimann A., Hett C. 2017. Integrated landscape approach: closing the gap between theory and application. *Sustainability*, 9(8): 1371. <https://doi.org/10.3390/su9081371>
- Ekoschematy (<https://www.gov.pl/web/arimr/ekoschematy---informacje-ogolne-2025>; dostęp: 3.05.2026).
- European Commission 2015. Towards an EU research and innovation policy agenda for nature-based solutions & re-naturing cities. Publications Office of the European Union, Luxembourg (<https://op.europa.eu>).
- European Commission 2026a. Natura 2000 – Nature & Biodiversity (<https://ec.europa.eu>).
- European Commission 2026b. The Habitats Directive and Birds Directive (<https://ec.europa.eu>).
- European Commission 2026c. The Common Agricultural Policy at a glance 2023–2027 (https://agriculture.ec.europa.eu/common-agricultural-policy/cap-overview/cap-glance_pl).
- European Commission 2026d. Eco-schemes under the CAP (<https://agriculture.ec.europa.eu>).
- European Commission 2026e. EU Biodiversity Strategy for 2030 (<https://ec.europa.eu>).

- European Environment Agency (EEA) 2021. Nature-based solutions in Europe: Policy, knowledge and practice for climate change adaptation and disaster risk reduction. EEA, Copenhagen (<https://www.eea.europa.eu>).
- Flyvbjerg B. 2006. Five misunderstandings about case-study research. *Qualitative Inquiry*, 12(2): 219–245. <https://doi.org/10.1177/1077800405284363>
- Folke C., Hahn T., Olsson P., Norberg J. 2005. Adaptive governance of social-ecological systems. *Annual Review of Environment and Resources*, 30: 441–473. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144511>
- Geiger F. i in. 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2): 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.baec.2009.12.001>
- George A.L., Bennett A. 2005. Case studies and theory development in the social sciences. MIT Press, Cambridge, MA.
- Gwiazdowicz, D., Hatłas, S. 2025a. Jak chronić naszą przyrodę? *Łowiec Polski*, 09/2025: 86–91.
- Gwiazdowicz, D., Hatłas, S. 2025b. Łąki życia. Współpraca dla przyrody. *Łowiec Polski*, 06/2025: 76–81.
- Hatłas, S. 2025a. Funkcjonowanie OHZ LP w świetle „Strategii zrównoważonego łowiectwa w Polsce do roku 2030 z perspektywą do roku 2035”. [W:] G. Jaworski (red.), *Problematyka i perspektywy gospodarki łowieckiej w ośrodkach hodowli zwierzyny zarządzanych przez Lasy Państwowe. Forum dla Natury*, Szczecinek: 37–43.
- Hatłas, S. 2025b. Pole do popisu. Jak kształtować łowiska polne. *Łowiec Polski*, 02/2025: 20–24.
- Hatłas, S. 2025c. Samo życie. Woda, czyli kapitał łowiska. *Łowiec Polski*, 07/2025: 18–22.
- Ostrom E. 1990. *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511807763>
- Pe'er G. i in. 2014. EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science*, 344(6188): 1090–1092. <https://doi.org/10.1126/science.1253425>
- Pe'er G. i in. 2020. Action needed for the EU Common Agricultural Policy to address sustainability challenges. *People and Nature*, 2(2): 305–316. <https://doi.org/10.1002/pan3.10080>
- Program Hydrostrateg (NCBR) (<https://www.gov.pl/web/ncbr/hydrostrateg>; dostęp: 3.05.2026).
- Program inwestycji i premii leśno-zadrzewieniowych (<https://www.gov.pl/web/rolnictwo/tworzenie-zadrzewien-srodpolnych>; dostęp: 3.05.2026).
- Program ochrony różnorodności biologicznej i funkcji ekosystemów (<https://www.gov.pl/web/nfosigw/ochrona-roznorodnosci-biologicznej-i-funkcji-ekosystemow2>; dostęp: 3.05.2026).
- Projekt restytucji drobia (Niemcy) (<https://www.grosstrappe.org/>; dostęp: 3.05.2026).

- Projekt zakładania remiz i żywopłatów (Francja) Sensibilis haie (<https://www.chasseurdefrance.com/sensibilishaie/>; dostęp: 3.05.2026).
- Reed M.S. 2008. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation*, 141(10): 2417–2431. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.014>
- Stoate C. i in. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63(4): 337–365. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0473>
- Termorshuizen J.W., Opdam P. 2009. Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecology*, 24(8): 1037–1052. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9314-8>
- Tscharntke T. i in. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8): 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Wu J. 2013. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*, 28(6): 999–1023. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9894-9>
- Yin R.K. 2018. Case study research and applications: Design and methods. 6th ed. Sage Publications, Thousand Oaks.