



Uniwersytet
Wrocławski

Wyzwania Ochrony Środowiska

Tom I



Wydział Nauk Biologicznych

Wydział Nauk o Ziemi i Kształtowania Środowiska

Redakcja naukowa

dr hab. inż. Marcin KADEJ, prof. UWrocław
dr Dagmara TCHORZ-TRZECIAKIEWICZ

Redaktor tomu

prof. dr hab. Dariusz TARNAWSKI

Redakcja techniczna

mgr Anna KOLASIŃSKA
lic. Filip BORKOWSKI
lic. Hubert KASPRZAK

Projekt okładki

Zofia NOCÓŃ

Fotografia na okładce

mgr Anna KOLASIŃSKA

Wydawca

Koło Naukowe Studentów Ochrony Środowiska Uniwersytetu Wrocławskiego
pod afiliacją Wydziału Nauk Biologicznych UWrocław oraz Wydziału Nauk o Ziemi
i Kształtowania Środowiska UWrocław

Copyright © by Authors, Wrocław 2021

ISBN: 978-83-957020-0-6

Patronaty honorowe



**Tom dedykujemy pamięci prof. dr. hab. Dariusza TARNAWSKIEGO
(1953-2021)**

Profesor Dariusz TARNAWSKI był wybitnym specjalistą z zakresu taksonomii i systematyki, biologii i ekologii chrząszczy sprężykowatych (Insecta: Coleoptera: Elateridae) w ujęciu światowym. Biolog środowiskowy i konserwatorski, którego zainteresowania dotyczyły takich obszarów jak ochrona bioróżnorodności, saproksyliczne gatunki chrząszczy oraz wycena i ocena zasobów przyrodniczych.

Spis treści

PRZEDMOWA	7
I. ARTYKUŁY	8
CZAJA J., WILCZEK Z. Charakterystyka flory ekotonów wykształcających się na pograniczu dróg i lasów	9
KASPRZAK H., BORKOWSKI F., GREFICZ D., NAPIERACZ P. Powierzchnie żerowisk dzików <i>Sus scrofa</i> w leśnych rezerwatach przyrody „Nad Groblą” i „Wąwóz Lipa”	31
MOTYL D., JASIURA A. Przyczynek do poznania śluzowców wybranych obszarów Nadleśnictwa Krotoszyn	43
WILCZYŃSKA WP. Ochrona czynna siedlisk suchych wrzosowisk w obrębie obszarów Natura 2000	55
KOLASIŃSKA A., SZYMURA TH. Czy powierzchniowe formy ochrony przyrody chronią zbiorowiska trawiaste? Studium przypadku dla województwa dolnośląskiego	71
LUDWIG B., LUDWIG M. Borelioza: wektory, czynnik etiologiczny, wpływ klimatu na rozprzestrzenianie	81
KUBIS Z. Glifosat i jego preparaty - wpływ na środowisko oraz organizmy żywe	91
ŚLÓSARCZYK K. Obecność substancji powierzchniowo czynnych w wodach podziemnych jako skutek nieuregulowanej gospodarki wodno-ściekowej w obszarach wiejskich	103
BORKOWSKI F., KOLASIŃSKA A., KASPRZAK H. Zawartości pierwiastków metalicznych w glebach wrocławskich parków miejskich	121
JANDA A. Odpady cmentarne jako strumień odpadów komunalnych	133
MAŁYSZKO M., LASKA M. Wpływ zielonych ścian na parametry komfortu cieplnego	145
II. PODZIĘKOWANIA	155
III. WYKAZ RECENZENTÓW	155
IV. SKOROWIDZ SYSTEMATYCZNYCH NAZW ŁACIŃSKICH	157

PRZEDMOWA

Drodzy Czytelnicy!

W ubiegłym roku obchodziliśmy 250. rocznicę urodzin Aleksandra VON HUMBOLDTA. Był to badacz, który wbrew duchowi czasu dokonywał syntezy wiedzy przyrodniczej z różnych dziedzin i kierował się holistycznym spojrzeniem na naturę. Badał on związki, które nią rządzą, kładąc silny nacisk na negatywne aspekty działalności człowieka. Dzięki temu stał się prekursorem działań na rzecz ochrony środowiska.

Nie przymykał również oczu na cierpienie rdzennych mieszkańców Ameryki pod rządami Hiszpanów. Napisał stanowczy akt oskarżenia przeciwko kolonialistom, za co jego prace zostały zakazane w części krajów i kolonii. Ostra krytyka niewolnictwa postawiła go w gronie progresywnych myślicieli XIX wieku wyznających nowe pojęcie wolności.

W swoim największym dziele „Kosmos” w niedościgniony sposób zebrał całą wiedzę tamtych czasów i spróbował wyjaśnić sposób funkcjonowania świata - poczynając od najmniejszych form życia na Ziemi, a na najdalszych gwiazdach kończąc. Wszyscy badacze przed HUMBOLDTEM izolowali poszczególne elementy natury. To on stworzył wspólną ideę ich łączenia i dlatego jest uznawany za ojca współczesnej ekologii.

Rozwój technologii nierozzerwalnie wiąże się z korzystaniem z zasobów naturalnych, co nie pozostaje bez wpływu na środowisko. Z tego względu ważne jest racjonalne podejście do korzystania z nich tak, aby potrzeby obecnego pokolenia mogły zostać zaspokojone bez umniejszania szans przyszłym pokoleniom na ich zaspokojenie. Ta idea zrównoważonego rozwoju ma szczególne znaczenie w obliczu kryzysu związanego z zachodzącymi globalnymi zmianami klimatycznymi.

W ciągu ostatnich lat radykalnie zmienił się nasz sposób pojmowania przyrody. Współczesny świat narzucił nam, naukowcom, potrzebę wyszukiwania wąskich specjalizacji, w których prowadzimy badania. Pracujemy wyłącznie w jednej dziedzinie, na jednym gatunku. Utraciliśmy przyrodników, ludzi zdolnych do syntezy wiedzy z różnych dziedzin, utraciliśmy holistyczne podejście do przyrody. Takie właśnie podejście prezentował HUMBOLDT, był on botanikiem, geologiem, archeologiem. Natura musi być odbierana przez wszystkie zmysły. Ci, którzy obserwują tylko jeden jej element, mogą wierzyć, że potrafią ją opisać, a jednak zrozumienie całości jest im obce.

Naukowa ciekawość Aleksandra VON HUMBOLDTA nie знаła granic. W naszej monografii postanowiliśmy zastosować podejście holistyczne i zająć się problematyką ochrony przyrody, łącząc tematy z pogranicza chemii, geologii, biologii i medycyny. Wierzimy, że badania doświadczalne i obserwacje prowadzone na wielu polach przyniosą znakomite rezultaty przyczyniając się do poszerzenia świadomości badaczy.

Życzymy interesującej lektury!

Hubert KASPRZAK

Filip BORKOWSKI

I. ARTYKUŁY

Charakterystyka flory ekotonów wykształcających się na pograniczu dróg i lasów

Justyna CZAJA, Zbigniew WILCZEK

Instytut Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska, Wydział Nauk Przyrodniczych,
Uniwersytet Śląski w Katowicach

Justyna CZAJA: justyna.czaja091992@gmail.com

Abstrakt

Obecnie obserwuje się zanikanie wielu cennych siedlisk przyrodniczych będących ostoją dla rodzimych i rzadkich gatunków roślin. Jest to spowodowane zmianami klimatu, obniżeniem poziomu wód gruntowych, fragmentaryzacją lasów oraz bezpośrednią degradacją tychże siedlisk lub realizacją inwestycji, których oddziaływanie przyczynia się do późniejszych zmian w składzie gatunkowym sąsiadujących zbiorowisk roślinnych, co wiąże się niejednokrotnie ze zmianą w całych biocenozach. Ważnym aspektem ochrony przyrody jest zapobieganie wkraczaniu gatunków obcych do naturalnych zbiorowisk leśnych, a szczególnie tych, które uznane zostały za inwazyjne i zagrażają rodzimej florie. Dlatego też, zbadano stopień oraz zasięg przenikania gatunków roślin naczyniowych: nieleśnych, obcych i inwazyjnych do lasów występujących na pograniczu dróg szybkiego ruchu będących źródłem rozprzestrzeniania się tych gatunków. Dokonano analizy składu gatunkowego strefy ekotonowej oraz wnętrza lasu. Sporządzono listę gatunków nieleśnych, obcych oraz inwazyjnych oraz określono ich zasięg przenikania z siedliska otaczającego las do jego wnętrza. Stwierdzono występowanie specyficznej kombinacji gatunków oraz struktury strefy ekotonowej, która w naturalny sposób ogranicza przedostawanie się oraz rozprzestrzenianie się niepożądanych gatunków roślin do wnętrza lasu.

Abstract

Currently, many valuable natural habitats that are a refuge for native and rare plant species are disappearing. This is due to climate change, lowering of groundwater levels, fragmentation of forests and direct degradation of these habitats. In addition, realization of many investments contributes to later changes in the species composition of neighboring plant communities, often involve to changes in entire biocenoses, an important aspect of nature protection is prevention to entry of alien species into natural forest communities, especially those that have been recognized as invasive and threatening for native flora. Therefore, the degree and extent of the penetration of non-forest, alien and invasive species into forests which are growing on the border of expressways were investigated because expressways may be the source of the spread of species. It was analyzed species composition of the ecotone zone and forest interior. A list of non-forest, alien and invasive species was compiled and the range of their penetration from the habitat surrounding the forest to its interior was determined. Finally, were found specific combination of species and the structure of the ecotone zone, which in a natural way limits the infiltration and spread of undesirable plant species into the forest.

Słowa kluczowe: degradacja lasów, archeofity, kenofity, gatunki inwazyjne

Keywords: forest degradation, archaeophytes, kenophytes, invasive species

Wstęp

Strefa ekotonowa lasu będąca strefą przejścia pomiędzy ekosystemem leśnym oraz nieleśnym jest istotnym i integralnym elementem lasu. Dobrze zachowana strefa ekotonowa umożliwia wykształcenie nowego skomplikowanego układu, w którym gatunki oraz populacje dwóch środowisk mogą się wzajemnie przenikać. W naturalnych ekotonach wykształca się zjawisko jakim jest efekt brzegowy objawiający się przede wszystkim wzrostem bioróżnorodności oraz zmianami w populacji i strukturze zbiorowisk roślinnych. Niestety, często ekotony są pod silną presją działalności człowieka, która ogranicza, a nawet eliminuje ważne funkcje, jakie pełni strefa ekotonowa oraz uniemożliwia wykształcenie się efektu brzegowego (MURCIA 1995; CZERNIAK i KAYZER 2006).

Najważniejszą cechą ekotonu dla ochrony przyrody jest wysoki stopień bioróżnorodności pod względem składu gatunkowego oraz form życia. Ekoton jest uważany za bioindykator zmian w środowisku, ponieważ jest obszarem, gdzie najszybciej uwiadamniają się pierwsze przejawy zaburzeń zbiorowisk leśnych. Obserwacja ekotonów umożliwia szybką reakcję i ochronę wnętrza lasu. Ekotony są ponadto refugium nie tylko dla gatunków z sąsiednich zbiorowisk, rzadkich oraz chronionych, ale także dla specyficznych gatunków ekotonowych. Są obszarem żerowania, rozrodu oraz schronienia dla zwierząt. Naturalnie zachowane ekotony są bogate w biocenotycznie cenne elementy ekosystemu takie jak martwe drewno oraz miejsca lęgowe. Pełnią również funkcje „korytarza ekologicznego”, znoszą bariery międzypopulacyjne powodując wzrost różnorodności genetycznej (RATYŃSKA i SZWED 1996; ANDRES 2005; CZERNIAK i KAYZER 2006).

Zapewnienie wykształcenia się naturalnej strefy ekotonowej niesie również korzyści dla gospodarki leśnej, zwiększając jej produktywność oraz jakość drewna. Jest to związane z wpływem ekotonu na wykształcenie się swobodnego mikroklimatu wnętrza lasu oraz stabilizację i ograniczenie ekspozycji na zjawiska pogodowe, powstrzymanie przenikania zanieczyszczeń, pyłów oraz spalin, biogenów oraz rozprzestrzenianie się hałasu, a także zapobieganie erozji gleby oraz zniszczeniami spowodowanymi silnym wiatrem. Wysoka bioróżnorodność ekotonów zmniejsza ryzyko inwazji szkodników leśnych upraw oraz degeneracji zbiorowisk leśnych (CZERNIAK i KAYZER 2006).

W tej sytuacji konieczna jest inwentaryzacja przyrodnicza w strefie objętej efektem brzegowym ekotonu uwzględniająca obecność chronionych i zagrożonych gatunków roślin oraz stopień przenikania gatunków niepożądanych i zagrażających rodzimej florze.

Materiał i metody

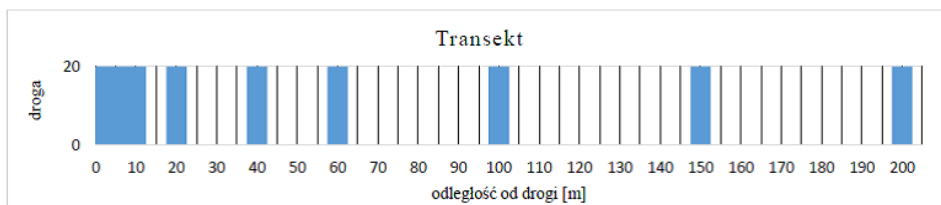
Dane dotyczące flory roślin naczyniowych ekotonów były pozyskiwane w formie transektów, których wyznaczono dwa typy: w strefie wewnętrznej lasu oraz w strefie brzeżnej lasu. Transekty strefy wewnętrznej znajdowały się w głębi dużych kompleksów leśnych, w odległości co najmniej 200 m

od zabudowań i dróg. Przeprowadzono 6 takich transektów, są to transekty nr I, II, III, IV, VI, VII. Transekty w strefie brzeżnej przeprowadzono prostopadle do granicy lasu przylegającego do drogi. Transekty przeprowadzono na terenie województwa śląskiego przy drodze krajowej (DK 81) oraz przy drodze wojewódzkiej (S1, E75/E462) o średnim dobowym ruchu rocznym pojazdów silnikowych mieszczącym się w przedziale 16488 - 22317 [poj./dobę]. Ponadto transekty te znajdowały się w odległości, co najmniej 200 m od innych dróg. Wyznaczono 4 takie transekty - nr V, VIII, IX, X.

Określono również przynależność wyznaczonych transektów pod względem geobotanicznym, administracyjnym oraz wydzielen leśnych. Pod względem geobotanicznym wszystkie transekty przeprowadzono w obrębie Wyżyn Południowopolskich.

Transekty zostały przeprowadzone w następujących typach siedliskowych lasu: bór mieszany świeży (BMŚW), las mieszany wilgotny (LMW), bór mieszany wilgotny (BMW), las wilgotny (LW), las mieszany świeży (LMŚW), las wyżynny świeży (LWYŻŚW). W przeważającej części na wybranych obszarach występował drzewostan sosnowy, jednak transekty przeprowadzono również w drzewostanach olchowych i dębowych. Wiek drzewostanów mieścił się w przedziale od 39 do 108 lat. Wszystkie lasy, w których prowadzono badania należały do Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Katowicach prócz transektu IV, który został przeprowadzony w lesie będącym własnością prywatną. Pozostałe obszary leśne należały do Skarbu Państwa i pozostawały w zarządzie Lasów Państwowych. Transekty przeprowadzono w nadleśnictwach: Rudy Raciborskie, Rybnik, Kobiór oraz Ustroń [2].

Każdy z przeprowadzonych transektów miał 205 m długości i składał się z 9 pól badawczych. Pola badawcze miały wymiary 20 m × 5 m. Pola badawcze były rozmieszczone w 0, 5, 10, 20, 40, 60, 100, 150, 200 m każdego transektu (ryc. 1). Dłuższy bok pola badawczego był ustawiony równolegle do granicy lasu i przebiegu drogi. W każdym transekanie pola badawcze były rozmieszczone w taki sam sposób.



Ryc. 1. Model rozmieszczenia pól badawczych w transekanie.

W polach badawczych stwierdzano skład gatunkowy roślin naczyniowych, mierzono cechy parametryczne oraz określano pokrycie.

Analiza statystyczna obejmowała zmienne zarówno strefy wewnętrznej lasu jako dane referencyjne - porównawcze dla danych ze strefy ekotonowej z uwzględnieniem odległości od granicy lasu. Zestaw referencyjny został utworzony na podstawie randomizacji badanych zmiennych. Następnie

zastosowano parametryczny test istotności o $\alpha = 0,05$, analizę wariancji (test ANOVA) oraz test post-hoc. Pozyskiwanie danych w terenie oraz analiza statystyczna została przeprowadzona na podstawie metody opisanej w „Structure and composition of riparian boreal forest: new methods for analyzing edge influence” (HARPER i MACDONALD 2001.)

Rośliny odnotowane zostały oznaczone na podstawie następujących kluczy: „Rośliny polskie” (SZAFFER i in. 1986), „Drzewa i krzewy” (ROSTAŃSKI i ROSTAŃSKI 1999), „Exkursionflora von Deutschland” (ROTHMALER 1994), „Rośliny zielne i krzewinki Polski” (URBISZ i URBISZ 2010), „Atlas roślin Polski” [3]. Nazewnictwo roślin podano według „Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist” (MIREK i in. 2002).

Przynależności poszczególnych gatunków do grup siedliskowych określono na podstawie „Przewodnika do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski” (MATUSZKIEWICZ 2001), natomiast formy degeneracji stwierdzonych zbiorowisk opracowano na podstawie „Kierunki degeneracji fitocenozy leśnych i metody ich badania” (OLACZEK 1974) „Synanthropisation of forest and shrub communities in the Upper Vistula River Valley” (ROMAŃCZYK i in. 2016).

W celu scharakteryzowania stwierdzonej flory pod względem wymagań siedliskowych posłużono się „Ecological indicator of vascular plants of Poland” (ZARZYCKI i in. 2002).

Udział gatunków rodzimych we florze został opracowany na podstawie „Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist” (MIREK i in. 2002) oraz „Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych” (TOKARSKA-GUZIŁ i in. 2012). Pozycje te posłużyły do wyróżnienia gatunków obcych rodzimej florie.

Wyniki

Na terenie badań występowały następujące zbiorowiska leśne: *Calamagrostio vilosae-Pinetum*, *Fraxino-Alnetum*, *Luzulo pilosae-Fagetum*, *Molinio caeruleae-Pinetum*, *Pinus sylvestris-Carex brizoides*, *Quercus robur-Pinetum* oraz *Tilio-Carpinetum*.

Drzewostan zbadanych ekotonów w głównej mierze tworzyły takie gatunki jak: olsza czarna *Alnus glutinosa*, brzoza brodawkowata *Betula pendula*, brzoza omszona *Betula pubescens*, grab pospolity *Carpinus betulus*, buk zwyczajny *Fagus sylvatica*, modrzew europejski *Larix decidua*, świerk pospolity *Picea abies*, topola osika *Populus tremula*, dąb szypułkowy *Quercus robur*, lipa szerokolistna *Tilia platyphyllos* występujące w różnym, zmiennym zagęszczeniu, bez widocznej dominacji jednego gatunku. W warstwie krzewów występowały podrośla gatunków tworzących właściwy drzewostan, ponadto występowały również gatunki z rodzaju *Rubus* spp., leszczyna pospolita *Corylus avellana*, kruszyna pospolita *Frangula alnus*, bez czarna *Sambucus nigra*, jarząb pospolity *Sorbus aucuparia*. W niektórych płatach spotykano także czeremchę zwyczajną *Padus avium*. Warstwa runa odznaczała się dużą różnorodnością gatunkową i wysokim pokryciem. W skład warstwy runa wchodziły takie gatunki jak: wietlica samicza *Athyrium filix-femina*, turzyca drżączkowata *Carex brizoides*,

narecznica krótkoostna *Dryopteris carthusiana*, narecznica szerokolistna *Dryopteris dilatata*, narecznica samcza *Dryopteris filix-mas*, przytulia wonna *Galium odoratum*, niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora*, tojeść pospolita *Lysimachia vulgaris*, szczawik zajęczy *Oxalis acetosella*, kokoryczka wielokwiatowa *Polygonatum multiflorum*, pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, fiołek leśny *Viola reichenbachiana*.

W ekotonach stwierdzono również różne formy degeneracji w zmiennym nasileniu (OLACZEK 1972). Jedną z form degeneracji była cespityzacja, spowodowana nadmiernym zadarnieniem przez turzycę drżączkowatą *Carex brizoides*, która obejmowała płaty badawcze w obrębie jednego z czterech transektów. Ponadto stwierdzono nadmierny rozrost warstwy krzewów utworzonej głównie przez czerwchę zwyczajną *Padus avium*, leszczynę pospolitą *Corylus avellana* i gatunki z rodzaju *Rubus* spp. wskazując tym samym na fruticetyzację. Ta forma degeneracji dotyczyła w głównej mierze tę część ekotonu, która bezpośrednio graniczyła z brzegiem lasu. Stwierdzono występowanie kenofitów: niecierpka drobnokwiatowego *Impatiens parviflora*, dębu czerwonego *Quercus rubra*, czerwchy amerykańskiej *Padus serotina*, świadczących o kenofityzacji tych płatów, jednakże zjawisko to występowało w dosyć niskim natężeniu. Warto zwrócić uwagę na to, iż niektórym badanym ekotonom może grozić forma degeneracji, jaką jest epilobietyzacja (KOTAŃSKA i in. 2016). Dotyczy to w szczególności ekotonów, w których stwierdzono obecność bzu czarnego *Sambucus nigra*, maliny właściwej *Rubus idaeus* i trzcinnika piaskowego *Calamagrostis epigejos*, w przypadku ich nadmiernego wzrostu.

Pod względem charakteru siedliskowego badana flora wyróżniała się 67% udziałem gatunków leśnych. Ponadto stwierdzono występowanie gatunków z innych grup siedliskowych - gatunki siedlisk nitrofilnych stanowiące 6% (pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora*, bluszcz kurdybanek *Glechoma hederacea*, bez czarny *Sambucus nigra*). Wśród gatunków łąkowych (5%) występowały: rajgras wyniosły *Arrhenatherum elatius*, trzcinnik owłosiony *Deschampsia caespitosa* oraz trzęślica modra *Molinia caerulea*. Stwierdzono także gatunki porębowe - poziomkę pospolitą *Fragaria vesca* oraz trzcinnika piaskowego *Calamagrostis epigejos*. Występowały również gatunki: pól uprawnych (gwiazdnica pospolita *Stellaria media*), wrzosowisk (wrzos zwyczajny *Calluna vulgaris*), ziołorośli (tojeść pospolita *Lysimachia vulgaris*), okrajków (podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria*).

Badana flora charakteryzowała się wysokim udziałem gatunków rodzimych. Wśród zbadanej flory tylko 5% stanowią gatunki obce będące zadomowionymi inwazyjnymi kenofitami. Do tych gatunków należą trzy gatunki, których obecność stwierdzono na terenie badań. Są to: czerwcha późna *Padus serotina*, dąb czerwony *Quercus rubra* oraz niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora* (tabela 2). Pozostałe gatunki są taksonami rodzimymi lub należą do gatunków trwale zadomowionych.

Ponadto warto zaznaczyć, że na badanym obszarze występowały gatunki tolerujące zwiększoną zawartość NaCl w glebie. Stanowiły one 9% wszystkich

gatunków. Były to: rajgras wyniosły *Arrhenatherum elatius*, trzcinnik piaszkowy *Calamagrostis epigejos*, śmiełek darniowy *Deschampsia caespitosa*, bluszcz kurdybanek *Glechoma hederacea*, trzęślica modra *Molinia caerulea* oraz jeżyna popielica *Rubus caesius*. Nie stwierdzono występowania gatunków rosnących głównie na glebach o zwiększonej zawartości NaCl (obligatoryjnych halofitów).

Wśród zbadanej flory występowały również gatunki tolerujące zwiększoną zawartość metali ciężkich. Obejmowały one 8% wszystkich stwierdzonych gatunków: rajgras wyniosły *Arrhenatherum elatius*, trzcinnik piaszkowy *Calamagrostis epigejos*, poziomka pospolita *Fragaria vesca*, jeżyna popielica *Rubus caesius*, malina właściwa *Rubus idaeus*. Jednakże, na badanym obszarze nie występowały gatunki wymagające do wzrostu zwiększonej zawartości metali ciężkich.

Summaryczna analiza flory względem zmienności w rozmieszczeniu w zależności od odległości od granicy lasu pokazuje, że wysoki spadek liczby gatunków nieleśnych występował do 10 m od granicy lasu (ryc. 2).

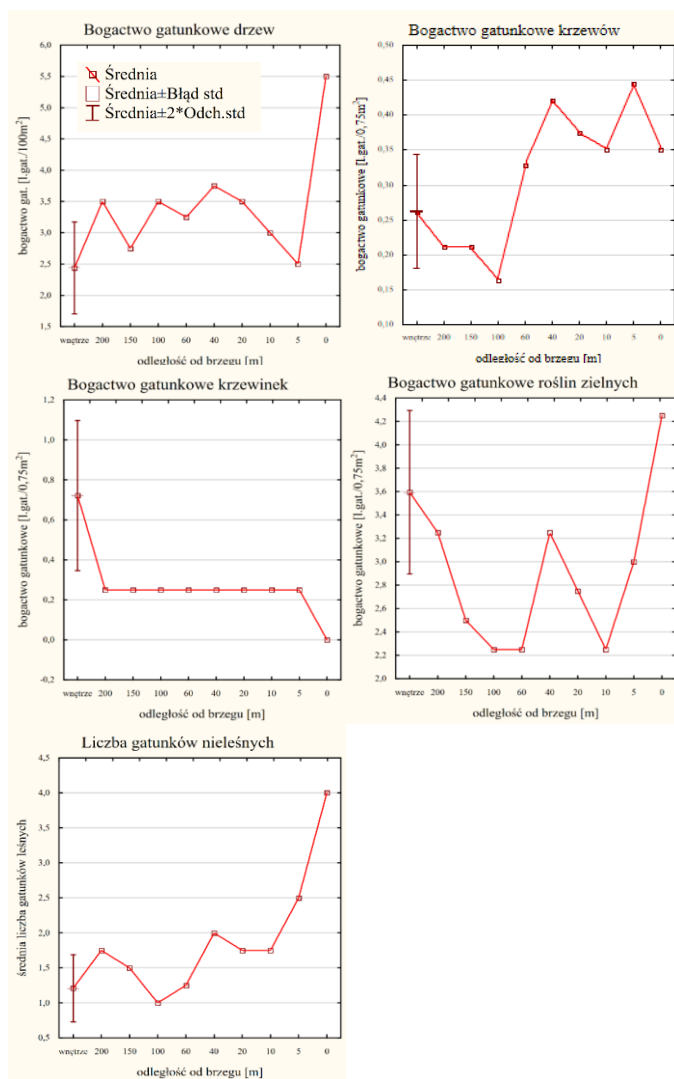
Największe bogactwo gatunkowe warstwy drzew występowało w pierwszych 5 m od brzegu lasu. Stwierdzono występowanie gatunków preferujących brzeg lasu i wewnątrz lasu (tabela 1). Do gatunków preferujących brzeg lasu zaliczono: olszę czarną *Alnus glutinosa*, brzozę brodawkowatą *Betula pendula*, leszczynę pospolitą *Corylus avellana*, dąb szypułkowy *Quercus robur*, czeremchę zwyczajną *Padus avium*, natomiast sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* jest gatunkiem preferującym wewnątrz lasu (ryc. 3).

Warstwa krzewów i drzew w warstwie podszytu odznaczała się wyraźnym spadkiem bogactwa gatunkowego po 40 m od granicy lasu. Na podstawie badań wyróżniono gatunki warstwy krzewów i drzew w warstwie podszytu preferujące brzeg lasu (ryc. 4-5). Są to: klon zwyczajny *Acer platanoides*, brzoza brodawkowata *Betula pendula*, brzoza omszona *Betula pubescens*, leszczyna pospolita *Corylus avellana*, czeremcha zwyczajna *Padus avium*, czeremcha amerykańska *Padus serotina*, śliwa domowa *Prunus domestica*, topola osika *Populus tremula*, dąb czerwony *Quercus rubra*, dąb szypułkowy *Quercus robur*, bez czarny *Sambucus nigra*, wiąz górski *Ulmus glabra* oraz *Rubus* spp. Gatunki te wykazały zmiany istotne statystycznie. Wyróżniono również gatunki preferujące wewnątrz lasu, do których należą: trzmielina zwyczajna *Euonymus europaeus*, buk pospolity *Fagus sylvatica*, świerk pospolity *Picea abies*, sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*, dąb bezszypułkowy *Quercus petraea*, jeżyna popielica *Rubus caesius*, jeżyna fałdowana *Rubus plicatus* (ryc. 6). Wśród tych gatunków jedynie dąb bezszypułkowy *Quercus petraea* wykazuje zmiany istotne statystycznie w zakresie od 0-60 m od brzegu lasu. W warstwie runa leśnego poddano analizie rośliny zielne i krzewinki, które poddano odrębnym badaniom, w celu lepszego zobrazowania zachodzących zmian.

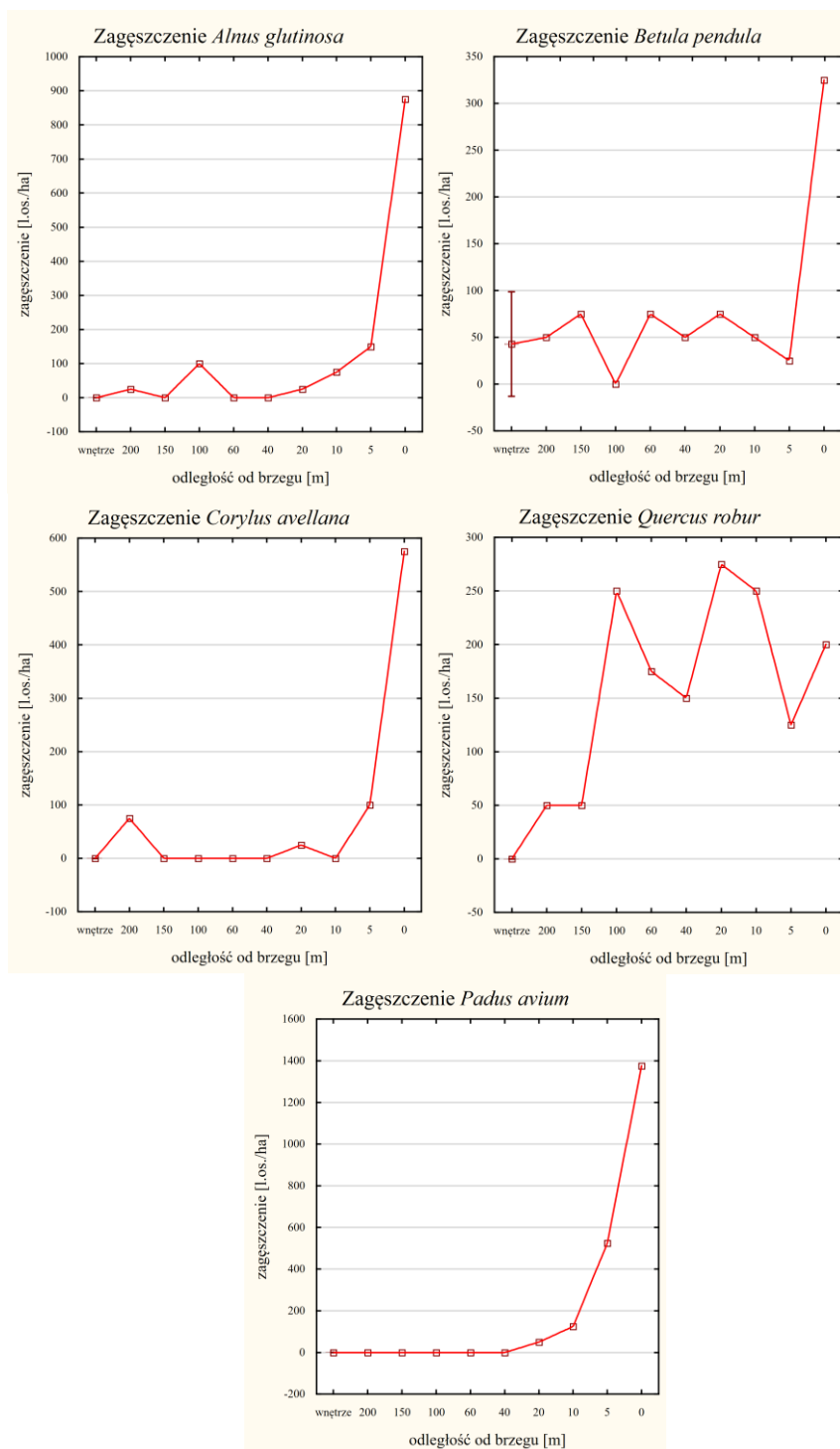
W przypadku krzewinek, można zaobserwować wyraźny spadek bogactwa gatunkowego wraz ze zmniejszaniem się odległości do brzegu lasu. Na terenie badań stwierdzono występowanie trzech gatunków krzewinek: wrzosu zwyczajnego *Calluna vulgaris*, borówki czarnej *Vaccinium myrtillus* oraz borówki brusznicy *Vaccinium vitis-idaea*. Pokrycie tych krzewinek zmniejszało

się w kierunku brzegu lasu (ryc. 7). Tylko borówka czarna *Vaccinium myrtillus* wykazała zmiany istotne statystycznie.

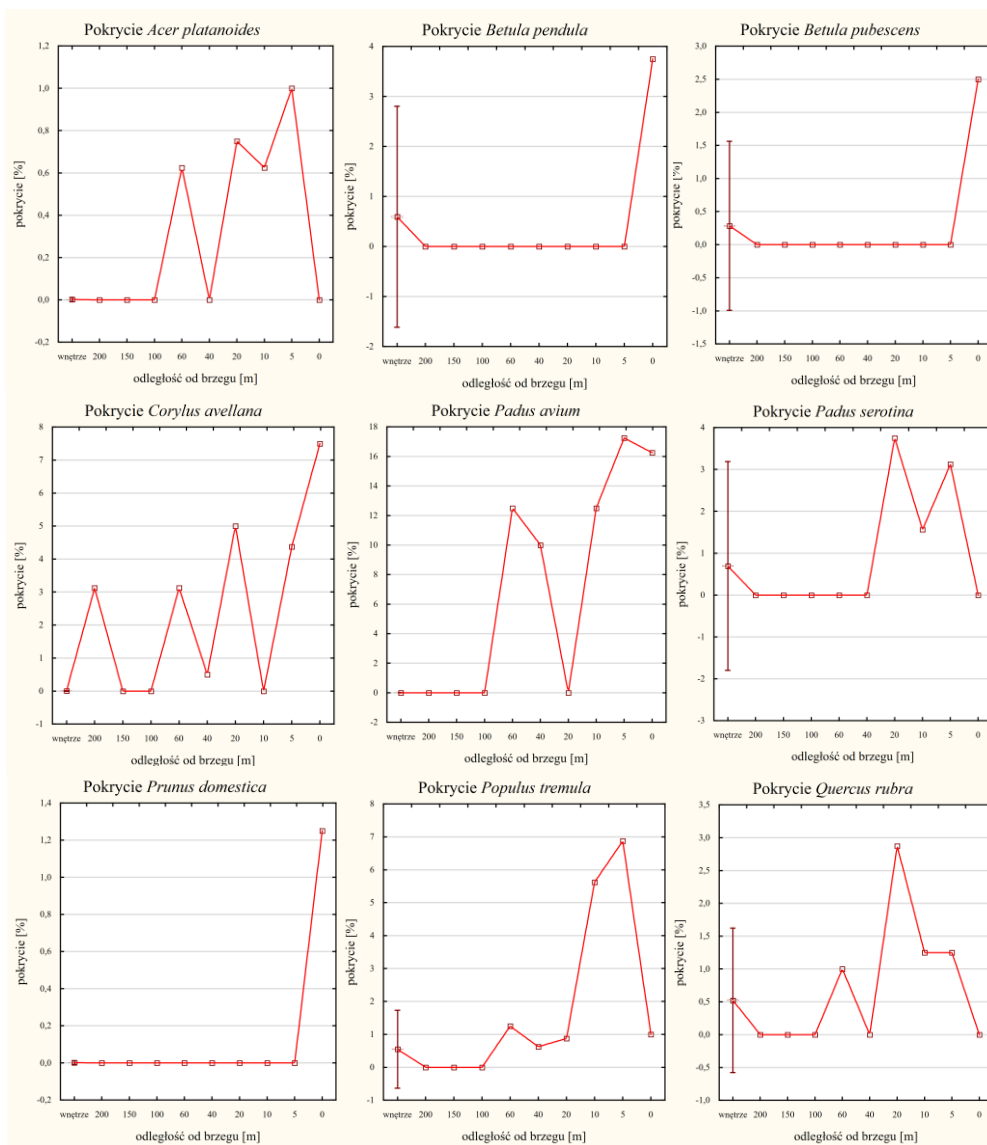
Analizując warstwę roślin zielnych można zauważyć ogólny spadek bogactwa gatunkowego do 10 m od brzegu lasu. Rycina 8 przedstawia pokrycie gatunków, które wykazały istotną statystycznie preferencję w występowaniu na brzegu lasu, niektóre z tych gatunków wykazują najwyższy stopień pokrycia w odległości do 5 m od brzegu lasu. Natomiast rycina 9 obrazuje rozmieszczenie gatunków, których pokrycie wrasta wraz ze wzrostem odległości od brzegu lasu. Wśród nich tylko śmiełek pogięty *Deschampsia flexuosa* wykazuje zmiany istotne statystycznie.



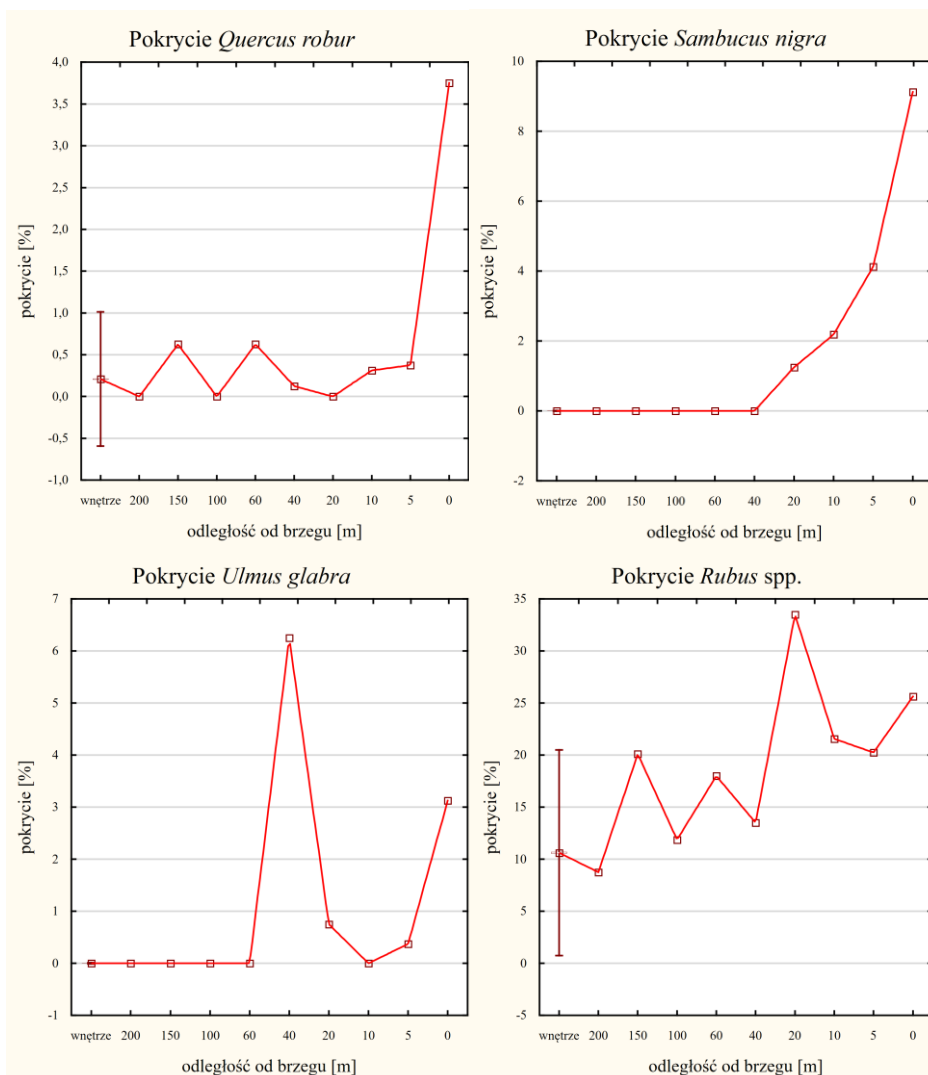
Ryc. 2. Zmienność w bogactwie gatunkowym oraz rozmieszczeniu gatunków nieleśnych w zależności od odległości od granicy lasu.



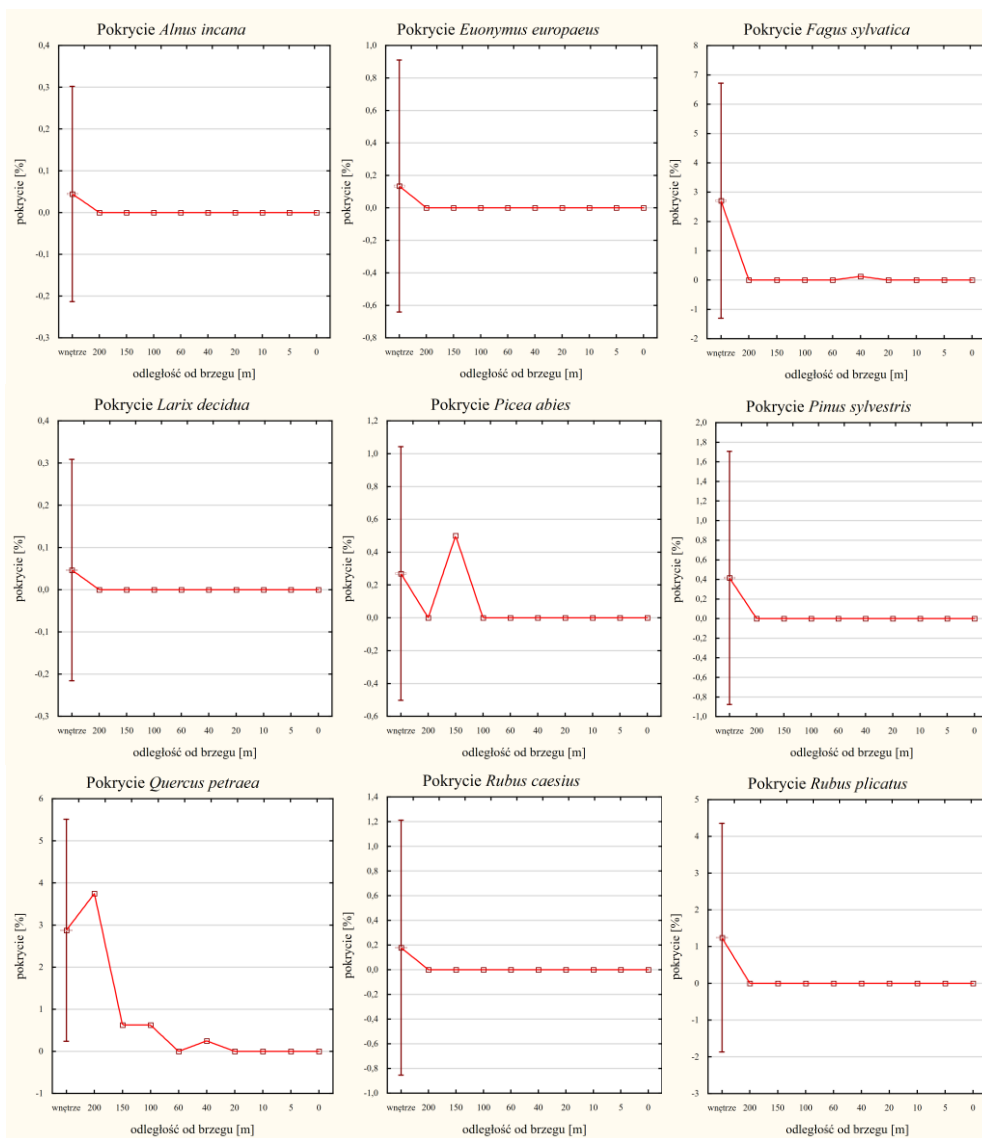
Ryc. 3. Zmiana zagęszczenia gatunków drzew występujących w ekotonie.



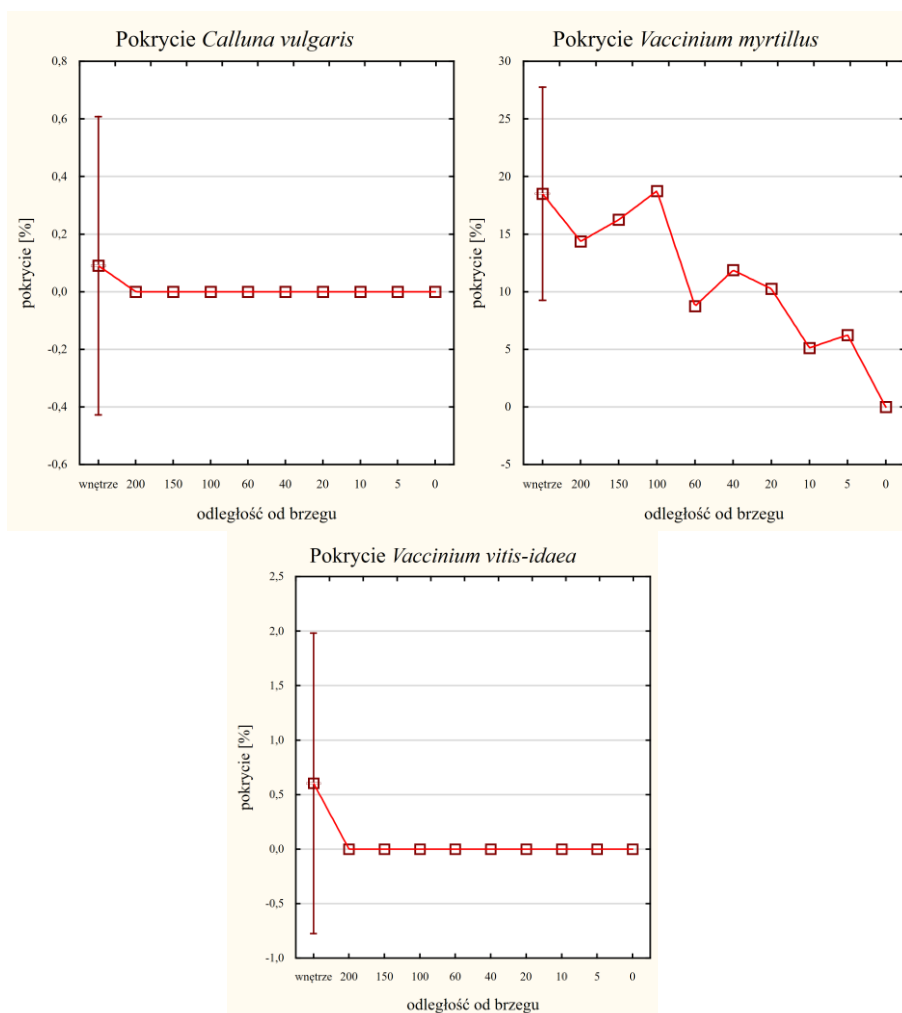
Ryc. 4. Zmiana pokrycia gatunków krzewów i drzew występujących w ekotonie w warstwie podszytu.



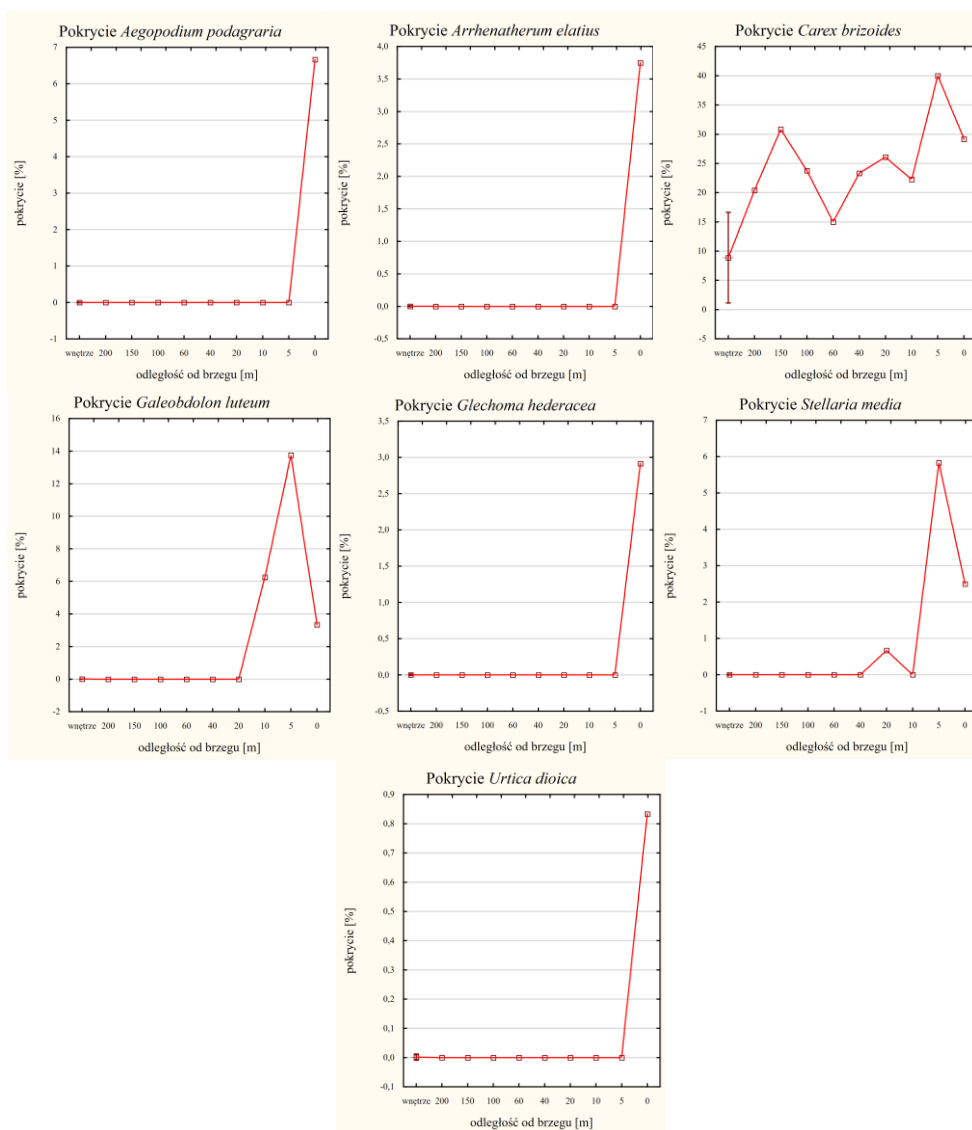
Ryc. 5. Zmiana zagęszczenia gatunków krzewów i drzew występujących w ekotonie w warstwie podszytu.



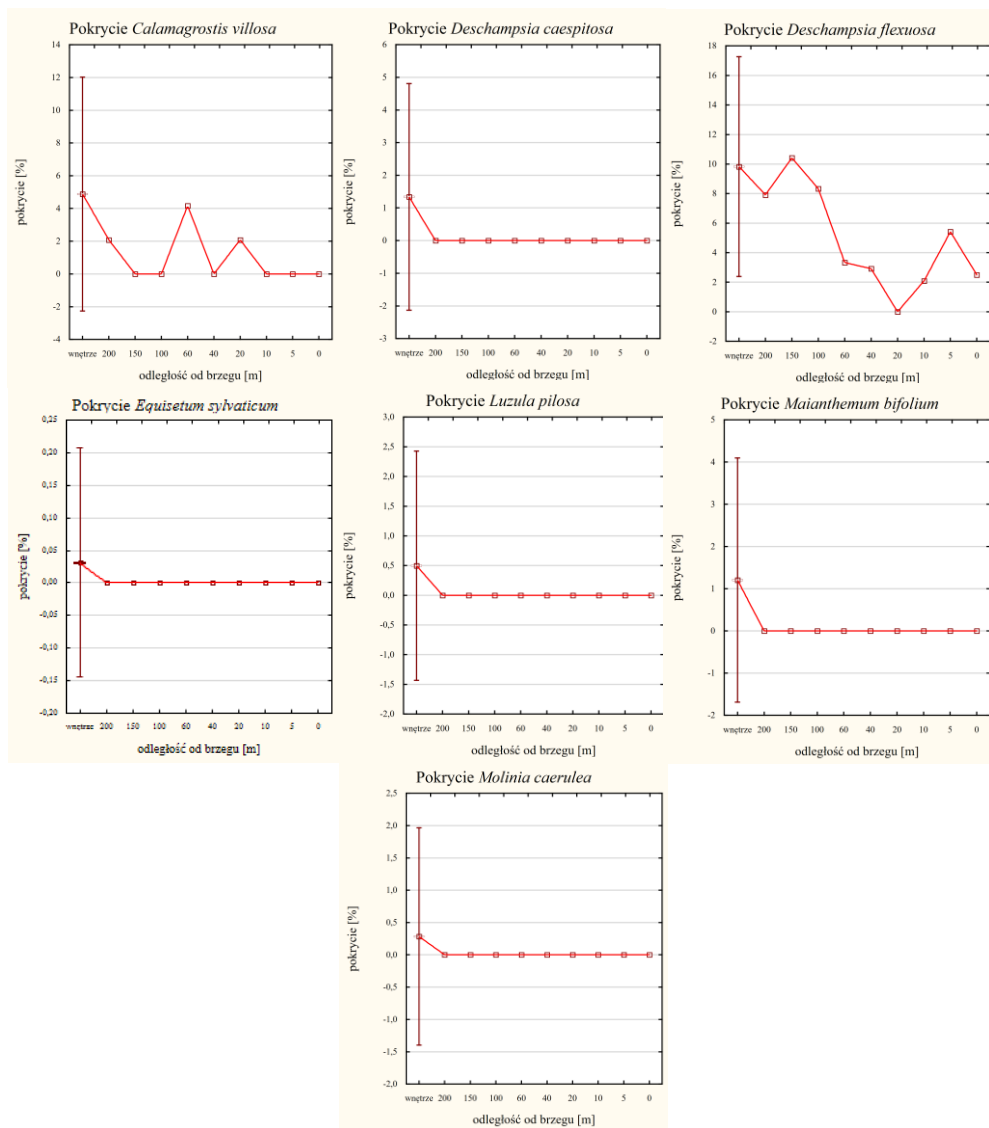
Ryc. 6. Zmiana pokrycia powierzchni przez wybrane gatunki krzewów i drzew preferujące wnetrze lasu w warstwie podszytu.



Ryc. 7. Zmiana pokrycia powierzchni przez krzewinki.



Ryc. 8. Zmiana pokrycia powierzchni przez gatunki roślin zielnych preferujące brzeg lasu.



Ryc. 9. Zmiana pokrycia powierzchni przez gatunki roślin zielnych preferujące wnętrze lasu.

Tabela 1. Zestawienie flory roślin naczyniowych z uwzględnieniem preferencji występowania.

Gatunki preferujące strefę ekotonową	Gatunki preferujące wnętrze lasu
<i>Acer platanoides</i>	<i>Calluna vulgaris</i>
<i>Aegopodium podagraria</i> ,	<i>Calamagrostis villosa</i>
<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Deschampsia caespitosa</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Deschampsia flexuosa</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Equisetum sylvaticum</i>
<i>Betula pubescens</i>	<i>Euonymus europaeus</i>
<i>Carex avellana</i>	<i>Fagus sylvatica</i>
<i>Carex brizoides</i>	<i>Luzula pilosa</i>
<i>Galeobdolon luteum</i>	<i>Maianthemum bifolium</i>
<i>Glechoma hederacea</i>	<i>Molinia caerulea</i>
<i>Padus avium</i>	<i>Picea abies</i>
<i>Populus tremula</i>	<i>Pinus sylvestris</i>
<i>Prunus domestica</i>	<i>Quercus petraea</i>
<i>Prunus serotina</i>	<i>Rubus caesius</i>
<i>Quercus robur</i>	<i>Rubus plicatus</i>
<i>Quercus rubra</i>	<i>Vaccinium myrtillus</i>
<i>Rubus spp.</i>	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>
<i>Sambucus nigra</i>	
<i>Stellaria media</i>	
<i>Ulmus glabra</i>	
<i>Urtica dioica</i>	

Tabela 2. Nieleśne, obce i inwazyjne gatunki zaobserwowane w badanych strefach ekotonowych.

Gatunki roślin naczyniowych		
nieleśne	obce	inwazyjne
<i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Impatiens parviflora</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Padus serotina</i>	<i>Padus serotina</i>
<i>Deschampsia caespitosa</i>	<i>Quercus rubra</i>	<i>Quercus rubra</i>
<i>Molinia caerulea</i>		
<i>Calluna vulgaris</i>		
<i>Fragaria vesca</i>		
<i>Calamagrostis epigejos</i>		
<i>Impatiens parviflora</i>		
<i>Glechoma hederacea</i>		
<i>Sambucus nigra</i>		
<i>Lysimachia vulgaris</i>		
<i>Stellaria media</i>		
<i>Urtica dioica</i>		

Dyskusja

Przyczyną badań ekotonów w znacznej mierze jest wzrost stopnia fragmentaryzacji wielkopowierzchniowych lasów. Fragmentaryzacja powoduje zmniejszenie naturalnej strefy wewnętrznej lasu, co skutkuje redukcją i wymarciem niektórych gatunków zarówno roślin, jak i zwierząt, a także prowadzi do zmian w strukturze drzewostanu. Wielkopowierzchniowe wylesienia w znacznym stopniu determinują proces wstecznej sukcesji, który charakteryzuje się obniżeniem zwarcia drzewostanu i wzrostem stopnia prześwietlenia w warstwie koron, występowaniem drzew niższych z mniejszym obwodem, wkraczaniem gatunków nieleśnych, obcych oraz inwazyjnych do wnętrza lasu. Proces ten prowadzi do ograniczenia a nawet utraty funkcjonalności lasu (ROCHA-SANTOS i in. 2016).

Gatunki ekotonowe pełnią istotną rolę w utrzymaniu stabilności lasu oraz są w stanie przystosować się do zmienionych warunków siedliska. Wiele z nich posiada zdolność do rekolonizacji, co sprzyja powiększaniu się siedlisk leśnych, naturalnej sukcesji oraz odbudowie łączności pomiędzy lasami, które uległy fragmentaryzacji, zwiększając tym samym areał leśny. Wysoka różnorodność gatunkowa ekotonów oraz zagęszczenie szczególnie widoczne w warstwie krzewów zapewnia właściwości buforujące tej strefy. Istotną rolę pełni również wiek lasu oraz historia powstania linii brzegowej lasu, a także wpływ środowiska otaczającego, które występuje w bezpośrednim sąsiedztwie lasu (LLOYD i in. 2000).

Niniejsza praca wykazała zmiany w składzie gatunkowym strefy ekotonowej na brzegu lasu graniczącego z drogą szybkiego ruchu głównie w obrębie 20 m od brzegu lasu. Zasięg zmian występujących w strefie ekotonowej obejmujących warstwę zielną lasów borealnych został w większości przypadków określony na mniejszy niż 20 m od brzegu lasu (HARPER i MACDONALD 2002). Na zmiany w strefie ekotonowej lasu graniczącego z drogą szybkiego ruchu najistotniejszy wydaje się być wpływ nasłonecznienia, prowadzonej gospodarki leśnej oraz intensywność ruchu drogowego. Przeprowadzona analiza wpływu sąsiedztwa drogi i lasu na występowanie krzewinek z rodziny *Ericaceae* (MIZERA i GRAJEWSKI 2016) jest porównywalna z wynikami badań będących rezultatem niniejszej pracy, ponieważ również w tym przypadku stwierdzono ograniczone występowanie borówki czarnej *Vaccinium myrtillus* i borówki brusznicy *Vaccinium vitis-idaea* w pobliżu strefy ekotonowej. Stwierdzono nawet podobne zmiany w stopniu pokrycia borówki czarnej *Vaccinium myrtillus* wraz ze wzrostem odległości od granicy lasu. Również przeprowadzone badania w Puszczy Noteckiej oraz w województwie śląskim stwierdziły spadek liczby gatunków warstwy zielnej oraz spadek pokrycia w tej warstwie w strefie ekotonowej, w odległości około 20 m od brzegu lasu (MIZERA i GRAJEWSKI 2016) na rzecz zwiększonej liczebności i różnorodności warstwy krzewów. W przypadku warstwy drzew badania BORECKIEGO i in. (1997) potwierdziły mniejszą wysokość drzew przy brzegu lasu graniczącego z drogą. Stwierdzono występowanie ekotonowej strefy brzegu drzewostanu w pobliżu drogi o szerokości około 30-100 m i najbardziej charakterystyczne zmiany fizjonomiczne drzewostanu w odległości do 10-15 (20) m od brzegu lasu. Przyczynę tych zmian upatruje się ponadto w zanieczyszczeniu powietrza, gleby, hałasie i wibracjach spowodowanych użytkowaniem dróg (BERNHARDT i in. 2004; HAWBAKER i in. 2006; CORNEY i in. 2006; DELGADO i in. 2007; SUAREZ-ESTEBAN i in. 2013).

Odmienność strefy ekotonowej, która została zaobserwowana również w niniejszej pracy, ma na celu kreowanie pozytywnych reakcji, których zadaniem jest zapobieganie utracie łączności siedliskowej (CUMMING i in. 2012; HARPER i MACDONALD 2002).

Podsumowanie

Na podstawie zróżnicowania flory roślin naczyniowych ekotonów leśnych graniczących z drogami szybkiego ruchu stwierdzono obecność i zagrożenie wystąpienia różnych form degeneracji fitocenozy leśnych. Najczęstszymi formami degeneracji strefy ekotonowej była fruticetyzacja, cespityzacja, pinetyzacja. Ponadto zaobserwowano również ubożenie flory i utratę gatunków wyróżniających, a także kenofityzację oraz zagrożenie epilobietyzacją w ekotonach leśnych poddawanych wysokiej presji oddziaływania środowiska sąsiadującego oraz gospodarki leśnej. Analiza ekotonów pod względem składu flory roślin naczyniowych wykazała występowanie trzech gatunków inwazyjnych kenofitów: czeremchy amerykańskiej *Padus serotina*, dębu czerwonego *Quercus rubra*, niecierpka drobnokwiatowego *Impatiens parviflora*. Ponadto stwierdzono występowanie sześciu gatunków wykazujących tolerancję na zwiększoną zawartość NaCl w glebie oraz pięciu gatunków tolerujących zwiększoną zawartość metali ciężkich. Na podstawie przeprowadzonych badań wykazano zmiany w składzie gatunkowym strefy ekotonowej w obrębie 20 m od brzegu lasu, zarówno w warstwie drzew, krzewów, roślin zielnych i krzewinek.

Wyróżniono gatunki preferujące strefę brzeżną lasu oraz gatunki preferujące strefę wewnętrzną lasu. Do gatunków preferujących strefę brzeżną lasu należą: klon zwyczajny *Acer platanoides*, podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria*, olsza czarna *Alnus glutinosa*, rajgras wyniosły *Arrhenatherum elatius*, brzoza brodawkowata *Betula pendula*, brzoza omszona *Betula pubescens*, turzyca drżączkowata *Carex brizoides*, leszczyna pospolita *Corylus avellana*, gajowiec żółty *Galeobdolon luteum*, bluszcz kurdybanek *Glechoma hederacea*, czeremcha zwyczajna *Padus avium*, czeremcha amerykańska *Padus serotina*, topola osika *Populus tremula*, śliwa domowa *Prunus domestica*, dąb szypułkowy *Quercus robur*, dąb czerwony *Quercus rubra*, bez czarny *Sambucus nigra*, gwiazdnica pospolita *Stellaria media*, wiąz górski *Ulmus glabra*, pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica* oraz gatunki z rodzaju *Rubus* spp. Gatunki takie jak: śmiełek pogięty *Deschampsia flexuosa*, dąb bezszypułkowy *Quercus petraea*, sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*, borówka czarna *Vaccinium myrtillus* wykazały istotną statystycznie preferencję do strefy wewnętrznej lasu. Pozostałe gatunki występujące w strefie wewnętrznej lasu to: trzcinnik owłosiony *Calamagrostis villosa*, wrzos zwyczajny *Calluna vulgaris*, śmiełek darniowy *Deschampsia caespitosa*, trzmielina zwyczajna *Euonymus europaeus*, skrzyp leśny *Equisetum sylvaticum*, buk zwyczajny *Fagus sylvatica*, kosmatka owłosiona *Luzula pilosa*, konwalijka dwulistna *Maianthemum bifolium*, trzęślica modra *Molinia caerulea*, świerk pospolity *Picea abies*, jeżyna popielica *Rubus caesius*, jeżyna fałdowana *Rubus plicatus*, oraz borówka brusznica *Vaccinium vitis-idaea*.

Warto zaznaczyć, że na skład gatunkowy warstwy drzew w głównej mierze wpływa prowadzona na badanym terenie gospodarka leśna, w szczególności, jeśli obejmuje ona również strefę ekotonową. W ramach zabiegów pielęgnacyjnych preferowane są gatunki cenne pod względem gospodarczym,

takie jak: sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*, dąb bezszypułkowy *Quercus petraea*, modrzew zwyczajny *Larix decidua* czy buk zwyczajny *Fagus sylvatica*. Pomimo tego, badania wykazały zwiększone zagęszczenie i bogactwo gatunkowe drzew (głównie do 5 m od brzegu lasu) oraz krzewów. Stwierdzono również niższą wysokość drzewostanu i mniejszy obwód drzew w ekotonach leśnych. Zjawisko to może być spowodowane większym dopływem światła bocznego. Zaobserwowano również spontaniczne pojawianie się wiatrosiewnych gatunków, takich jak: klon zwyczajny *Acer platanoides*, olsza czarna *Alnus glutinosa*, brzoza brodawkowata *Betula pendula*, brzoza omszona *Betula pubescens* i topola osika *Populus tremula*.

Bardziej zróżnicowana pod względem liczby gatunków okazała się warstwa krzewów, w której zaobserwowano gatunki typowe dla poszczególnych siedlisk, pochodzące z naturalnego odnowienia. Stwierdzono, że bliżej drogi ze względu na większy dopływ światła bocznego, warstwa krzewów była lepiej wykształcona, co można uznać za korzystną cechę ekotonów.

Planując budowę nowych dróg przez zwarte kompleksy leśne, należy uwzględnić wysoką wartość strefy ekotonowej. W tej sytuacji konieczna jest inwentaryzacja przyrodnicza w pasie o szerokości 20 m od brzegu lasu uwzględniająca obecność chronionych i zagrożonych gatunków roślin, aby ograniczyć zagrożenia wynikające z planowanych inwestycji i innych z nimi związanych.

Do zagrożeń tych należą: zwiększenie udziału gatunków inwazyjnych i ekspansywnych, które są konkurencyjne w stosunku do rodzimych gatunków charakterystycznych dla lasów oraz cechujących się często wąską skalą ekologiczną roślin podlegających ochronie prawnej.

Piśmiennictwo

Prace opublikowane

- ANDRES B. 2005. Droga, jako czynnik odkształcający fitocenozy leśne. Sylwan, 5: 65-70.
- BERNHARDT M., FISCHER A., KIRCHNER M., JAKOBI G. 2004. Impact of motorways on adjacent coniferous forest communities. [W:] A. OTTE, D. SIMMERING, L. ECKSTEIN, N. HOLZEL, R. WALDHARDT [red.]. Eco-complexity and dynamics of the cultural landscape. Proceedings of the 34th Annual Conference of the Ecological Society of Germany. Austria and Switzerland: 90 ss.
- BORECKI T., STĘPIEŃ E., MIŚCICKI S., NOWAKOWSKA J., WÓJCIK R. 1997. Wpływ dróg szybkiego ruchu na wybrane elementy taksacyjne drzewostanów sosnowych. Sylwan, 141(11): 37-48.
- CORNEY PM., LE DUC MG., SMART SM., KIRBY KJ., BUNCE RGH., MARRS RH. 2006. Relationships between the species composition of forest field-layer vegetation and environmental drivers, assessed using a national scale survey. Journal of Ecology, 94: 383-401.

- CUMMING GS., SOUTHWORTH J., RONDON XJ., MARSIK M. 2012. Spatial complexity in fragmenting Amazonian rainforests: Do feedbacks from edge effects push forests towards an ecological threshold. *Ecological Complexity*, **11**: 67-74.
- CZERNIAK A., KAYZER, D. 2006. Bioindykacja leśnych stref ekotonowych w zasięgu oddziaływania dróg cementowo-gruntowych na podstawie cech fizycznych igieł sosny zwyczajnej. *Sylvan*, **5**: 59-67.
- DELGADO JD., ARROYO NL, AREVALO J., FERNANDEZ-PALACIOS JM. 2007. Edge effects of roads on temperature, light, canopy cover, and canopy height in laurel and pine forests (Tenerife, Canary Islands). *Landscape and Urban Planning*, **81**: 328-340.
- HARPER KA., MACDONALD SE. 2001. Structure and composition of riparian boreal forest: new methods for analyzing edge influence. *Ecology*, **82**(3): 649-659.
- HARPER KA., MACDONALD SE. 2002. Structure and composition of edges next to regenerating clear-cuts in mixed-wood boreal forest. *Journal of Vegetation Science*, **13**: 535-546.
- HAWBAKER TJ., RADELOFF VC., CLAYTON MK., HAMMER RB., GONZALEZ-ABRAHAM CE. 2006. Road development, housing growth, and landscape fragmentation in northern Wisconsin: 1937-1999. *Ecological Applications*, **16**: 1222-1237.
- KOTAŃSKA M., KOWALSKA A., SZLACHTA A., WÓJCIK T. 2016. Vegetation changes of the meadows of the *Molinio-Arrhenatheretea* class after abandonment in the Boguchwała and Tarnobrzeg areas (SE Poland). *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica*, **23**(1): 83-99.
- LLOYD K., MCQUEEN A., LEE B., WILSON R., WALKER S., WILSON B. 2000. Evidence on ecotone concepts from switch, environmental and anthropogenic ecotones. *Journal of Vegetation Science*, **11**: 903-910.
- MATUSZKIEWICZ W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa: 540 ss.
- MIREK Z., PIEKOS-MIRKOWA H., ZAJAC A., ZAJAC M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. W. Szafer Institute of Botany, PAN. Kraków: 442 ss.
- MIZERA P., GRAJEWSKI SM. 2016. Efekt brzegowy drogi a występowanie krzewinek z rodziny *Ericaceae* i zmienność pH gleb w Puszczy Noteckiej. *Polska Akademia Nauk. Kraków. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, **3**(2): 867-881.
- MURCIA C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, **10**: 58-62.

- OLACZEK R. 1972. Formy antropogenicznej degeneracji leśnych zbiorowisk roślinnych w krajobrazie rolniczym Polski niżowej. Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź: 170 ss.
- OLACZEK R. 1974. Formy degeneracji fitocenoz leśnych i metody ich badania. *Phytocoenosis*. 3(3/4): 179-190.
- RATYŃSKA H., SZWED W. 1996. Roślinność - strefy przejścia i granice. *Wiadomości Botaniczne*, **40**: 21-28.
- ROCHA-SANTOS L., PESSOA MS., CASSANO CR., TALORA DC., ORIHUELA RLL., MARIANO-NETO E., MORANTE-FILHO JC., FARIA D., CAZETTA E. 2016. The shrinkage of a forest: Landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. *Biological Conservation*, **196**: 1-9.
- ROMAŃCZYK M., WILCZEK Z., KOMPALA-BĄBA A., BĄBA W. 2016. Synanthropisation of forest and shrub communities in the Upper Vistula River Valley (Oświęcim Basin, Northern Prykarpattia). Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego. Katowice: 99 ss.
- ROSTAŃSKI K., ROSTAŃSKI KM. 1999. Drzewa i krzewy. Klucz do oznaczania wybranych gatunków drzewiastych. Kubajak. Krzeszowice: 230 ss.
- ROTHMALER W. 1994. *Exkursionsflora von Deutschland*. Band 3. Gustav Fischer Verlag. Jena-Stuttgart: 811 ss.
- SUAREZ-ESTEBAN A., DELIBES M., FEDRIANI J. M. 2013. Unpaved road verges as hotspots of fleshy-fruited shrubrecruitment and establishment. *Biological Conservation*, **167**: 50-56.
- SZAFER W., KULCZYŃSKI S., PAWŁOWSKI B. 1986. Rośliny polskie. Wydawnictwo naukowe PWN. Warszawa, **1**: 463 ss.
- SZAFER W., KULCZYŃSKI S., PAWŁOWSKI B. 1986. Rośliny polskie. Wydawnictwo naukowe PWN. Warszawa, **2**: 1019 ss.
- TOKARSKA-GUZIŁ B., DAJDOK Z., ZAJĄC M., URBISZ A., DANIELEWICZ W., HOŁDYŃSKI C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. Warszawa: 197 ss.
- URBISZ A., URBISZ A. 2010. Rośliny zielne i krzewinki Polski - rośliny pospolite, częste. Atlas i klucz. Kubajak. Kraków: 264 ss.
- ZARZYCKI K., TRZCIŃSKA-TACIK H., RÓŻAŃSKI W., SZELĄG Z., WOŁEK J., KORZENIAK U. 2002. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences. Kraków: 183 ss.

Źródła internetowe

[1] <http://www.gddkia.gov.pl>, dostęp 20 VIII 2020.

[2] www.bdl.lasy.gov.pl/portal/mapy, dostęp 20 VIII 2020.

[3] www.atlas-roslin.pl, dostęp 20 VIII 2020.

Powierzchnie żerowisk dzików *Sus scrofa* w leśnych rezerwach przyrody „Nad Groblą” i „Wąwóz Lipa”

Hubert KASPRZAK, Filip BORKOWSKI, Dawid GREFICZ, Piotr NAPIERACZ

Studenckie Koło Naukowe Ekologów przy Katedrze Ekologii, Biogeochemii i Ochrony Środowiska, Wydział Nauk Biologicznych, Uniwersytet Wrocławski

Hubert KASPRZAK: hubertvon@gmail.com

Abstrakt

Ze względu na swoją wszystkożerność i sposób zdobywania pokarmu dziki *Sus scrofa* mają bardzo duży wpływ na rolnictwo oraz strukturę i funkcje ekosystemów leśnych. Stwarza to konieczność dogłębnego poznania ich preferencji pokarmowych w zależności od warunków środowiska i dostępności zasobów, by z jednej strony właściwie chronić ekosystemy naturalne i półnaturalne, a z drugiej zapobiegać stratom w uprawach rolnictwie. W niniejszym artykule przedstawiono dane na temat powierzchni żerowisk dzików w latach 2016 i 2019 na terenie rezerwatów przyrody „Nad Groblą” i „Wąwóz Lipa” położonych na Pogórzu Kaczawskim w województwie dolnośląskim. Uzyskane wyniki wskazały na wyraźną preferencję dzików w stosunku do żerowania na nieużytkowanych drogach leśnych.

Abstract

Wild boar *Sus scrofa* has a great influence on agriculture and the structure and functions of forest ecosystems, due to its omnivorous nature and the way it is obtained for food. This makes it necessary to thoroughly understand its food preferences depending on the environmental conditions and the availability of resources, on the one hand to properly protect natural and semi-natural ecosystems and, on the other hand, to prevent crop losses in agriculture. This article presents data on the feeding grounds of wild boars in 2016 and 2019 in the Nad Groblą" and "Wąwóz Lipa" nature reserves located in the Kaczawskie Foothills in the Lower Silesia Voivodship. The obtained results indicated a clear preference of wild boars in relation to foraging on unused forest roads.

Słowa kluczowe: dzik euroazjatycki, buchtowisko, szkody łowieckie, ekosystemy leśne

Keywords: wild boar, wild boar rooting, crop loss, forest ecosystems

Wstęp

Lasy zajmują 29,6% terytorium Polski, rosnąc na obszarze 9,3 mln ha [1]. Skutkuje to między innymi intensywnym rozwojem populacji zwierząt łownych, takich jak sarna europejska *Capreolus capreolus*, jeleni europejski *Cervus elaphus* oraz dzik euroazjatycki *Sus scrofa* [2]. Przede wszystkim ten ostatni gatunek często korzysta z zasobów pokarmowych stwarzanych przez człowieka na polach, w szczególności dotyczy to upraw kukurydzy. Zwiększa to pojemność łowisk leśnych dla jeleni i saren, czyli maksymalną liczbę osobników poszczególnych gatunków zwierząt łownych, które mogą bytować na danym terenie, gdyż dziki wtedy w znacznie mniejszym stopniu eksploatują zasoby pokarmowe lasów kosztem pól. Struktura przestrzenna rozmieszczenia kompleksów leśnych, w tym, długa granica polno-leśna, sprzyja zwiększeniu liczebności tych ssaków, a zwłaszcza dzików w łowisku i powstawaniu szkód

w uprawach rolniczych (DROZD 1988; CZYŻOWSKI i in. 2009). Wtedy też dziki preferują niewielkie i rozproszone kompleksy leśne, dzięki czemu mają łatwiejszy dostęp do terenów polnych, zasobnych w atrakcyjny, wysokoenergetyczny żer (GENOV 1981). Duża plastyczność pokarmowa umożliwia im zajmowanie zróżnicowanych nisz ekologicznych. Mimo tego, że dzik jest wszystkożerny, to ponad 90% jego diety stanowią rośliny uprawne (SCHLEY i ROPER 2003). Dzik posiada bardzo charakterystyczny sposób poszukiwania pożywienia - ryją w górnej warstwie gleby za pomocą masywnego ryja tworząc buchtowisko. Taki sposób poszukiwania pokarmu silnie przekształca strukturę ściółki leśnej. Przerzedzają roślinność runa, zmniejszając konkurencję i tworząc strefy dla ich bezpiecznego kiełkowania (HARPER 1977). Odkrywając zalegający w glebie bank nasion potencjalnie umożliwiają wykiełkowanie innym roślinom, przyczyniając się do wzrostu różnorodności biologicznej (SONDEJ i KWIATKOWSKA-FALIŃSKA 2017). Buchtowiska dzika stwarzają warunki na dotarcie większej ilości światła do gleby dzięki przebijaniu wierzchniej warstwy roślinności wpływając w szczególności na gatunki rozmnażające się wegetatywnie i siewki drzew potrzebujące większego nasłonecznienia (JANKOWSKA-BŁASZCZUK i GRUBB 1997). Z drugiej strony, w ekstremalnych przypadkach dziki mogą zahamować regenerację drzewostanu dębowego poprzez zjadanie niemal wszystkich żołądzi (CUTINI i in. 2013; VAN GINKEL i in. 2013). Na ogół jednak dziki dostosowują intensywność buchtowania od podaży żołądzi w danym roku - gdy jest ona duża, buchtują płycej i na bardziej rozproszonych obszarach, natomiast gdy jest mała, ryją głębiej i na bardziej zwartych obszarach. Powoduje to większe procentowe straty żołądzi w latach, w których jest ich mniej (SÜTÖ i in. 2019).

Dziki w warunkach braku antropopresji wykazują aktywność w ciągu dnia. Na skutek polowań i wzmożonego ruchu na szlakach komunikacyjnych, zmieniają one jednak swoją aktywność na przeważnie nocną, przy czym jej szczyt przypada około północy. Z tego powodu ludzie rzadko mają możliwość obserwacji dzików i zyskują one reputację nocnych niszczycieli upraw (JOHANN i in. 2020). W związku z tym istotne staje się akcentowanie znaczenia jakie odgrywa ten gatunek w ekosystemie.

Istnieje mało analiz ilościowych określających powierzchnię buchtowisk. Do tej pory badacze skupiali się przede wszystkim na analizie jakościowej wpływu dzików na glebę i roślinność w lasach (SONDEJ i JAROSZEWICZ 2010; BARRIOS-GARCIA i BALLARI 2012; GENOV i in. 2017). Celem niniejszej pracy było określenie intensywności żerowania dzików na terenach leśnych oraz próba wyjaśnienia obserwowanych różnic w odsetku powierzchni żerowisk dzików pomiędzy rezerwatami oraz w ich obrębie w różnych latach. W interpretacji wyniku wzięto pod uwagę nachylenie zboczy, wielkość opadów i temperatury w poszczególnych latach, skład drzewostanu, a także długość granicy polno-leśnej.

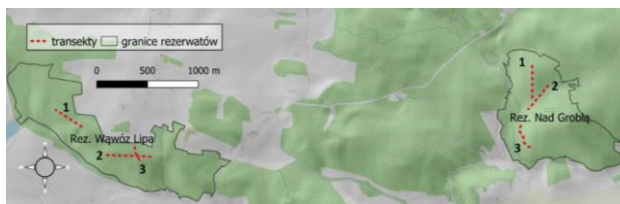
Badany gatunek

Dzik jest trzecim pod względem liczebności ssakiem kopytnym występującym w Polsce z populacją liczącą 87900 osobników (dane GUS, stan na 10 III 2018) [3] do 229000 (dane Polskiego Związku Łowieckiego). Osiąga on masę do 230 kg i w ciągu doby spożywa do 3,6 kg biomasy roślinnej (GRABIŃSKA 2014). Jest to gatunek rdzenny w Europie oraz Azji i należy do gatunków najwcześniej celowo introdukowanych na inne kontynenty. Rozprzestrzenianie się w ostatnich latach afrykańskiego pomoru świń (ASF) i związana z nim śmiertelność zdecydowanie przewyższa śmiertelność wywoływaną zintensyfikowanymi polowaniami na obszarach nowo zakażonych ASF, powodując spadek liczebności populacji dzików (MORELLE i in. 2020). Obecność dzików ma bardzo duży wpływ na rolnictwo oraz strukturę i funkcje ekosystemów leśnych. Mogą one być uznawane jako gatunek inżynierski ekosystemu (GENOV i in. 2017). Gatunek ten ma również duże znaczenie ekonomiczne, ponieważ dość często powoduje uszkodzenia upraw, czy przenosi choroby na żywy inwentarz. Ruja u dzików występuje pomiędzy późną jesienią a zimą. Po 16-20 tygodniowej ciąży locha może wydać na świat w jednym miocie nawet 12 młodych, które w naturze dożywają nawet do 40 lat. Są to zwierzęta stadne tworzące grupy zwane watahami, które liczą od kilku do kilkunastu osobników (PAŁUBICKI i GRAJEWSKI 2010). Najbardziej atrakcyjnym naturalnym pokarmem dzików są żołędzie, orzechy buka i kasztany (MASSEI i in. 1996).

Teren badań

Obserwacje prowadzono w listopadzie, w roku 2016 i 2019 na terenie znajdujących się w powiecie jaworskim rezerwatów „Wąwóz Lipa” i „Nad Groblą”.

Rezerwat przyrody „Wąwóz Lipa” położony jest u podnóża wschodniej części Gór Kaczawskich w Sudetach, w południowej części Parku Krajobrazowego „Chełmy”. Rezerwat ten ma powierzchnię wynoszącą 101,00 ha. Obejmuje południowo-wschodnią część wąwozu Lipa oraz część doliny potoku Rogoziny i Nysy Małej. Głównymi przedmiotami ochrony są w nim: las wyżynny świeży i las mieszany wyżynny świeży. Jest to rezerwat leśny położony na wysokości około 400 m n.p.m. i zbudowany jest ze skał kompleksu zieleńcowego (STAFFA 2002). Większa część długości granic rezerwatu przebiega wzdłuż granicy rolno-leśnej (ryc. 1).



Ryc. 1. Rozmieszczenie transektów w rezerwach
(źródło: [4] i mapa podkładowa © OpenStreetMap).

Rezerwat przyrody „Nad Groblą” znajduje się na Pogórzu Kaczawskim nad rzeką Młynówką w południowej części Parku Krajobrazowego „Chelmy”. W całości wchodzi w skład obszaru Natura 2000 Góry i Pogórze Kaczawskie (PLH020037) (RAJ i WIENIAWSKA-RAJ 2017). Rezerwat zajmuje obszar o powierzchni 88,41 ha. Jest to rezerwat leśny, który utworzony został dla ochrony form geologicznych i rzadkich gatunków roślin chronionych oraz naturalnych zbiorowisk leśnych (kwaśnych dąbrów). Obszar rezerwatu obejmuje teren zbudowany ze skał przeobrażonych – zieleńców, łupków zieleńcowych i diabazów (RASZKA i in. 2019). Teren rezerwatu sąsiaduje z polami uprawnymi wyłącznie od strony południowej, z pozostałych stron otoczony jest lasami (ryc. 1).

Rezerwaty „Wąwóz Lipa” i „Nad Groblą” nie różnią się znacząco nachyleniem zboczy. W pierwszym z nich nachylenie waha się w granicach $0,07^{\circ}$ - 22° a w drugim w granicach $0,2^{\circ}$ - $21,5^{\circ}$, średnie zaś wynoszą odpowiednio $7,4^{\circ}$ i $9,9^{\circ}$ (obliczenia własne na podstawie numerycznego modelu terenu GMES RDA project: [4]). Oznacza to, że nachylenie zboczy nie jest w tym przypadku czynnikiem różnicującym atrakcyjność żerowisk.

Metody badań

Badania przeprowadzono metodą transektów. W roku 2016 w rezerwacie „Nad Groblą” wyznaczono trzy transekty, a w rezerwacie „Wąwóz Lipa” - dwa, w taki sposób, aby różniły się nachyleniem terenu i/lub składem drzewostanu. Dodatkowo w 2019 roku w rezerwacie „Wąwóz Lipa” wyznaczono trzeci transekt wzdłuż nieużytkowanej drogi leśnej. Wszystkie transekty uwidocznione są na rycinie 1. Wyznaczone transekty miały długość od 170 m do 450 m.

W rezerwacie „Wąwóz Lipa” transekt pierwszy przebiegał przez teren zdominowany przez stuszesnastoletni drzewostan dębowy *Quercus* spp. z mniejszym udziałem siedemdziesięciosześcioletniego drzewostanu dębowego. Drzewa innych gatunków występowały tam pojedynczo. Transekt drugi objęty był drzewostanem z dużym udziałem stu pięćdziesięcioletnich sosen zwyczajnych *Pinus sylvestris* oraz młodszych daglezi zielonych *Pseudotsuga menziesii* i świerków pospolitych *Picea abies*. Transekt trzeci przebiegał wzdłuż drogi i objęty był stujedenastoletnim drzewostanem dębowym z mniejszym udziałem grabów *Carpinus betulus* i pojedynczo występującymi innymi gatunkami drzew [5].

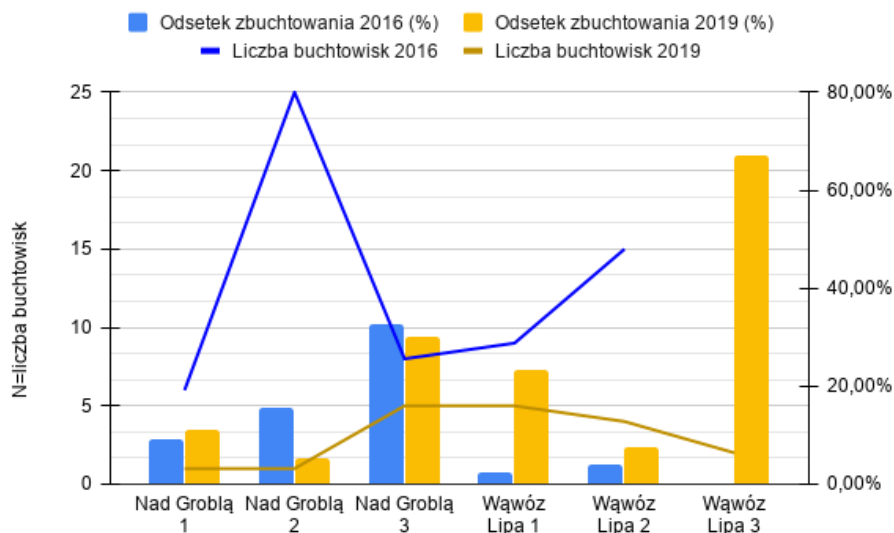
W rezerwacie „Nad Groblą” transekt pierwszy przebiegał głównie przez obszar zdominowany przez stusześcioletni drzewostan dębowy. Transekt drugi zajmowany był przez zarówno stusześcioletnie, jak i starsze drzewostany dębowe z domieszką innych gatunków drzew liściastych. Transekt trzeci położony był w granicach tego samego drzewostanu, prostopadle do transektu drugiego i przebiegał wzdłuż drogi leśnej [5].

W terenie początki transektów odnajdywane były za pomocą odbiornika GPS, a kąty azymutów za pomocą busoli. Długości transektów i buchtowisk przecinających transekty były mierzone za pomocą taśmy mierniczej. Notowano wszystkie ślady żerowania dzików przecinające transekty. Przyjęto założenie,

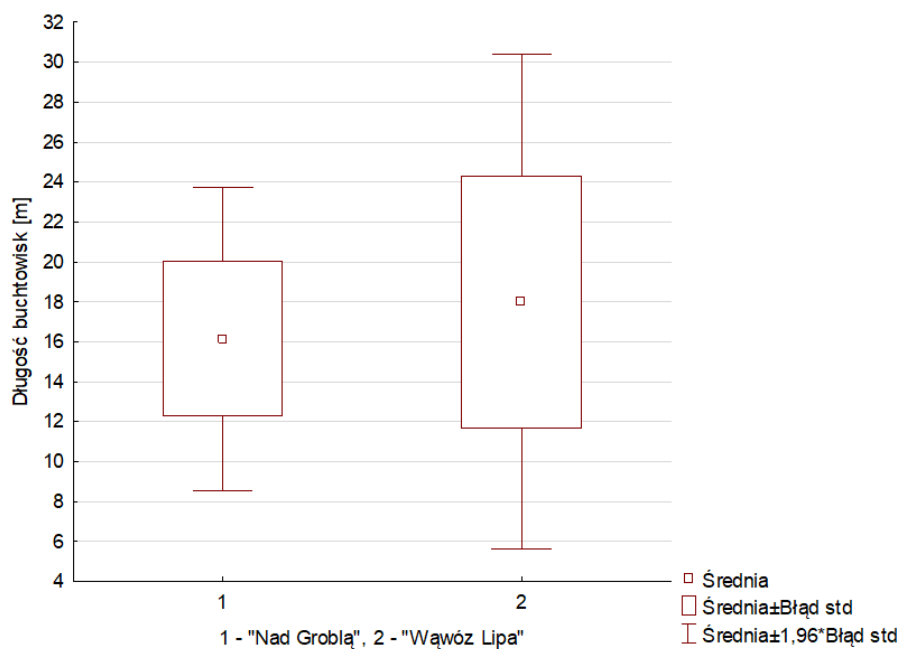
że procent długości transektu, na której stwierdzono buchtowiska odpowiada procentowemu udziałowi występowania buchtowisk na terenie całego rezerwatu.

Wyniki

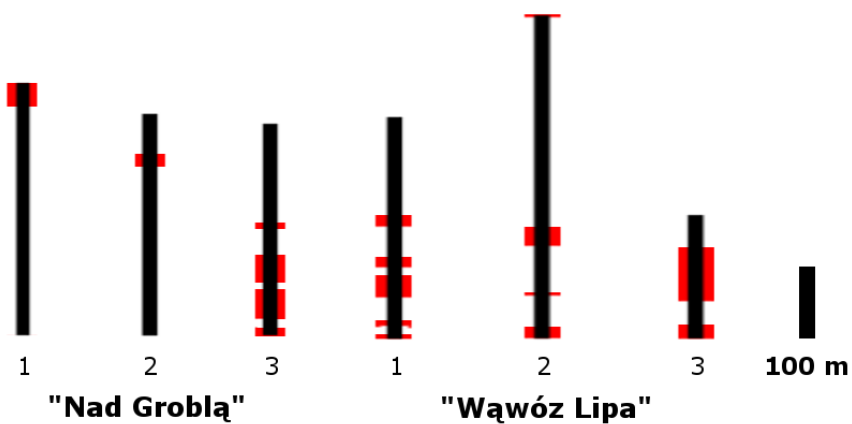
Zebrane dane na temat powierzchni żerowisk dzików przedstawiają ryciny 2 i 4. Dane wskazują na wzrost powierzchni dzichych buchtowisk w Rezerwacie "Wąwóz Lipa" i niewielkie zmiany na obszarze rezerwatu "Nad Groblą". Ogólną tendencją w roku 2019 było zmniejszenie liczby odcinków objętych zbuchtowaniem przy jednoczesnym wzroście średniej długości tych odcinków, stąd odsetek zbuchtowania jest porównywalny lub nawet większy niż w 2016 roku (ryc. 2). Długości odcinków na transektach przecinających buchtowiska stwierdzonych w 2019 roku przedstawia rycina 4. Średnie długości odcinków objętych buchtowaniem w 2019 roku wahały się od 8,5 m do 47 m. Porównano dane z 2019 roku dotyczące długości buchtowisk pomiędzy rezerwatami (ryc. 3). Ze względu na brak normalności rozkładu wykonano test U Manna-Whitneya, dla którego wartość p wyniosła 0,37. Świadczy to o tym, że omawiane rezerваты nie różniły się istotnie pod względem długości buchtowisk. Ze względu na brak danych dotyczących długości buchtowisk w 2016 roku, dla danych z tego roku porównano jedynie różnice w odsetku zbuchtowania pomiędzy rezerwatami. Różnice okazały się nieistotne statystycznie z wartością p testu U Manna-Whitneya wynoszącą 0,15. Ten sam test dla danych z 2019 roku również pokazuje brak istotnych różnic z wartością p zbliżoną do jedności.



Ryc. 2. Odsetek zbuchtowania i liczba buchtowisk w rezerwatach "Nad Groblą" i "Wąwóz Lipa" w roku 2016 i 2019.



Ryc. 3. Porównanie długości buchtowisk pomiędzy rezerwatami w 2019 roku.



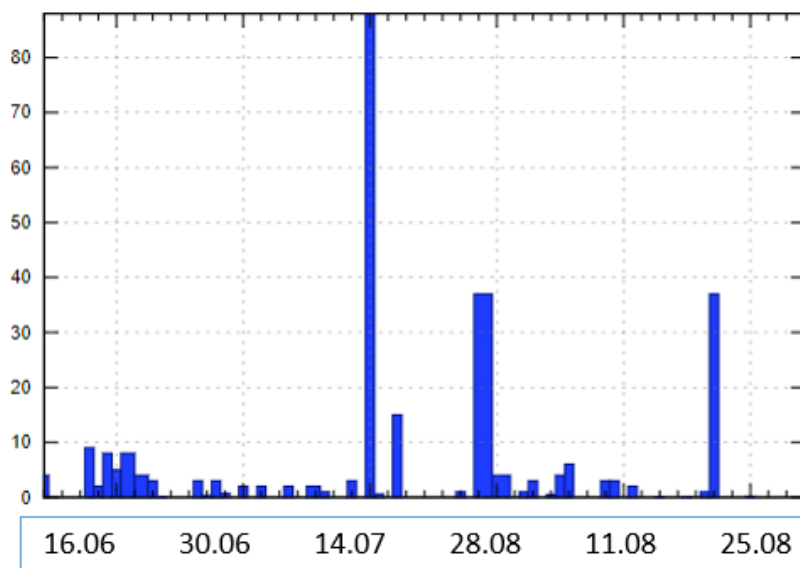
Ryc. 4. Miejsca występowania buchtowisk na transektach w 2019 roku. Transekty przedstawione są za pomocą czarnych kresek o proporcjonalnych długościach, a czerwone prostokąty to odcinki transektów, na których stwierdzono buchtowiska.

Dyskusja

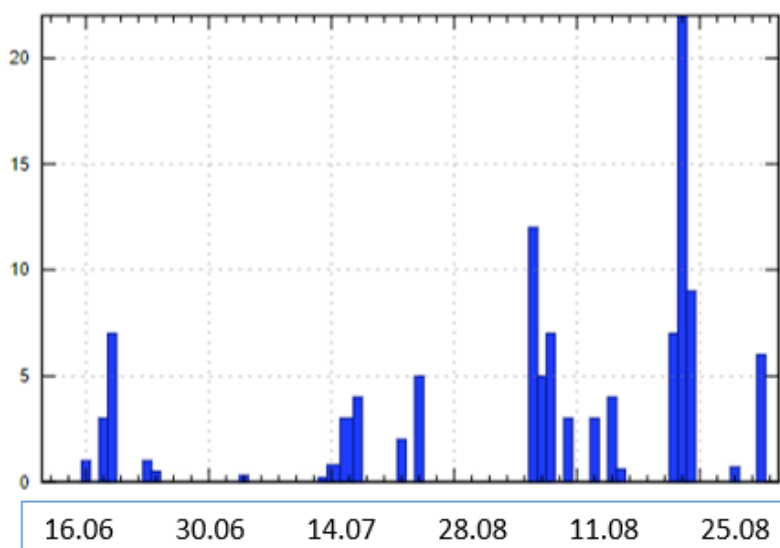
Między latami 2016 i 2019 nastąpił znaczny spadek liczebności populacji dzików w Polsce. W sezonie łowieckim 2015/16 odstrzał tego gatunku w kraju osiągnął największą z dotychczas odnotowanych wartości, wynoszącą 310,3 tys. sztuk w obwodach dzierżawionych przez koła łowieckie. Taka intensyfikacja eksploatacji populacji dzików spowodowała istotny spadek ich liczebności. Wprawdzie w następnych latach wysokość odstrzału była już mniejsza niż w szczytowym roku 2015/16, jednak wykonany on został na znacząco zmniejszonej populacji. Ponadto, w latach 2017-2019 wystąpiły także większe ubytki dzików z innych przyczyn niż typowe polowania, wynoszące 41,1 tys. sztuk. W rezultacie, odstrzał redukcyjny prowadzony w celu zapobiegania rozprzestrzeniania się Afrykańskiego Pomoru Świń, doprowadził do znacznego ograniczenia krajowej populacji dzików do 66,1 tys. osobników w obwodach dzierżawionych wiosną 2019 roku. Spodziewana liczebność dzików na terenach badanych rezerwatów była zatem znacznie niższa w roku 2019 niż 2016. Zachodnia część Polski od dawna charakteryzowała się wyższym pozyskaniem dzików na jednostkę powierzchni łowisk niż inne rejony kraju. Mimo to, redukcja populacji dzików w obwodzie legnickim, w którym znajdują się omawiane rezerваты, była stosunkowo niewielka - liczebność odnotowana w 2019 roku była tylko 2,0-2,5 razy mniejsza w porównaniu z rokiem 2014, podczas gdy w omawianym okresie w rekordowym obwodzie białostockim odnotowano jedenastokrotny spadek, a w większości obwodów wahał się on w granicach od trzy- do sześciokrotnego [3].

Mimo że dziki są zwierzętami wszystkożernymi, to na obszarach swojego naturalnego występowania powodują duże uszkodzenia upraw stanowiące 37-88% jego diety (GIMENEZ-ANAYA i in. 2008). Województwo dolnośląskie w strukturze agrarnej ma duży udział upraw kukurydzy wynoszący 9,65% (Regionalne zróżnicowanie uprawy kukurydzy w Polsce w latach 2000-2006). Ogromne pola uprawne są dla dzików środowiskiem bezpiecznym i zasobnym w pokarm, co pozwala dzikom wydłużać okres rozrodczy na miesiące zimowe, a także przystępować do rozrodu osobnikom poniżej jednego roku życia (PAŁUBICKI i GRAJEWSKI 2010). Tak korzystne warunki pokarmowe nie przekładają się jednak na wzrost populacji dzików z powodu wcześniej omawianych czynników. Również wspomniana wcześniej długość granicy polno-leśnej, która jest większa w rezerwacie „Wąwóz Lipa” nie wyjaśnia różnic między odsetkiem zbuchtowanych powierzchni.

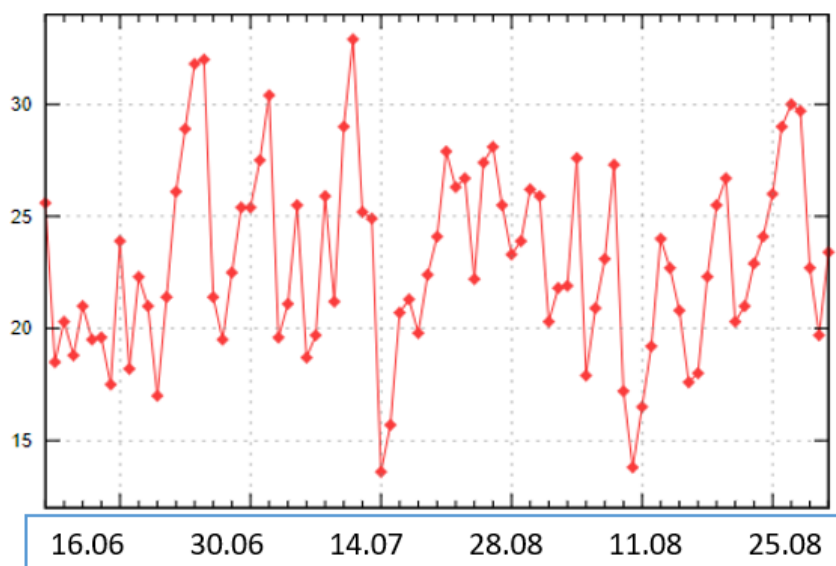
Wpływ na intensywność buchtowania może mieć wilgotność gleby - w latach o wysokiej wilgotności gleby intensywność buchtowania oraz średni obszar buchtowanej ściółki są wyższe niż w latach suchych (SONDEJ i JAROSZEWICZ 2010). Ilość opadów w roku 2016 (ryc. 5) znacznie przewyższała tę z 2019 (ryc. 6), co mogłoby sugerować nasilone żerowanie dzików w 2016. Porównując to z danymi przedstawionymi na rycinie 7 i 8 można stwierdzić zsumowanie się działania obu czynników, bowiem rok 2016 był chłodniejszy od 2019, a upalne lata zmniejszają intensywność żerowania dzików (SONDEJ i JAROSZEWICZ 2010).



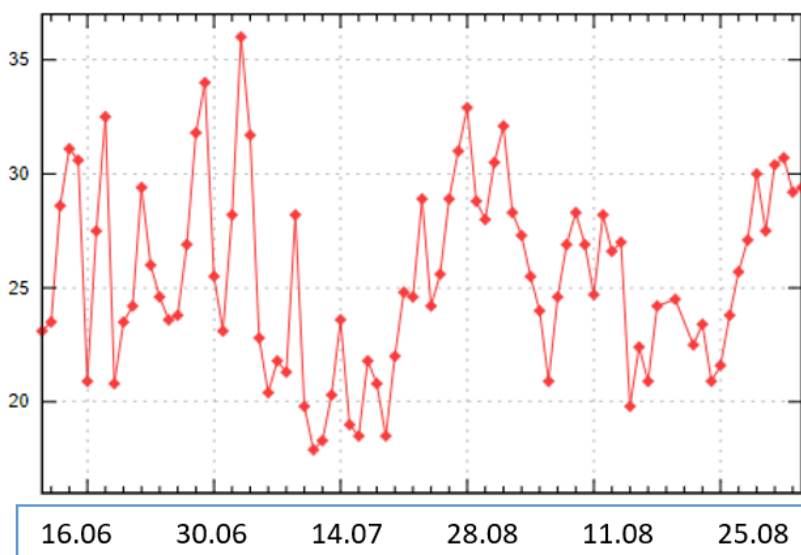
Ryc. 5. Opady w Jeleniej Górze w okresie: 8 VI 2016-31 VIII 2016 (źródło: [6]).



Ryc. 6. Opady w Jeleniej Górze w okresie: 8 VI 2019-31 VIII 2019 (źródło: [6]).



Ryc. 7. Temperatura maksymalna [°C] w Jeleniej Górze w okresie:
8 VI 2016-31 VIII 2016 (źródło: [6]).



Ryc. 8. Temperatura maksymalna [°C] w Jeleniej Górze w okresie:
8 VI 2019-31 VIII 2019 (źródło: [6]).

Na wybór pożywienia dzików wpływ mają również warunki środowiskowe, takie jak wysokość nad poziomem morza, nachylenie zboczy i skład gatunkowy drzewostanu. Tereny położone na większej wysokości n.p.m. i bardziej strome są dla dzików mniej atrakcyjnymi miejscami żerowania.

Na obszarze rezerwatu „Wąwóz Lipa” wyniki uzyskane w roku 2016 są przeciwne niż te uzyskane w 2019 r. - potencjalnie bardziej atrakcyjny ze względu na duży udział dębów w drzewostanie transektu pierwszego. Był w większej części zbuchtowany tylko w roku 2019. Wysoki udział buchtowisk na transekcji trzeciej w rezerwacie „Wąwóz Lipa” wynika najprawdopodobniej z faktu, że transekt ten przebiegał wzdłuż nieużytkowanej drogi, nieznane są jednak przyczyny preferencji dzików w stosunku do żerowania w takich miejscach. Podobna sytuacja miała miejsce w rezerwacie „Nad Groblą”, gdzie transekt wyznaczony w podobny sposób także miał największy odsetek buchtowania (ryc. 4). W rezerwacie „Nad Groblą” również brak zależności odsetka buchtowania od typu drzewostanu - wyniki z 2016 i 2019 roku na transekcji pierwszym z dużym udziałem dębów i drugi zdominowanym przez drzewa iglaste są przeciwne. Ujawnia to brak uniwersalnej zależności buchtowania od składu drzewostanu przy zastosowaniu opisanej metodologii.

Prezentowane wyniki nie pozwalają w jasny sposób uzależnić ich od konkretnej zmiennej. Wskazuje to na potrzebę modyfikacji metod badań, najlepiej w taki sposób, by porównywane ze sobą obszary różniły się tylko jedną zmienną, np. nachyleniem lub typem drzewostanu. Ze względu na bardzo duży wpływ dzików na strukturę i funkcję ekosystemów leśnych i pól uprawnych konieczne jest dogłębne poznanie długoterminowych efektów zmiany liczebności tego gatunku i jego preferencji pokarmowych.

Piśmiennictwo

Prace opublikowane

- BARRIOS-GARCIA MN., BALLARI SA. 2012. Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in it's introduced and native range: a review. *Biological Invasions*, **14**(11): 2283-2300.
- CUTINI A., CHIANUCCI F., CHIRICHELLA R., DONAGGIO E., MATTIOLI L., APOLLONIO M. 2013. Mast seeding in deciduous forests of the northern Apennines (Italy) and its influence on wild boar population dynamics. *Annals of Forest Science*, **70**(5): 493-502.
- CZYŻOWSKI P., KARPIŃSKI M., DROZD L., RACHWAŁOWSKI R., GOLEMAN M. 2009. Wpływ długości granicy leśnej na zagęszczenie dzikich kopytnych. [W:] M. SPOREK [red.]. *Zagrożenia biotopów leśnych*. Wydawnictwo Uniwersytetu Opolskiego, Opole: 113-122.
- RAJ A., WIENIAWSKA-RAJ B. 2017. Rezerwat przyrody „Nad Groblą”. [W:] H. LIBERACKA, S. SZEFER-MICHALAK [red.]. *Rezerваты Przyrody Województwa Dolnośląskiego*. Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska we Wrocławiu. Wrocław: 80-81.
- DROZD L. 1988. Wpływ rozdrobnienia kompleksów leśnych na szkody wyrządzane przez dziki w uprawach polowych w makroregionie środkowo-wschodniej Polski. *Sylwan*, **11**(132): 79-84.

- GENOV P., FOCARDI V., MORIMANDO S., SCILLITANI F., AHMED L. 2017. Ecological Impact of Wild Boar in Natural Ecosystems. Ecology, Conservation and Management of Wild Pigs and Peccaries: 404-419.
- GENOV P. 1981. Food composition of wild boar in north-eastern and western Poland. *Acta Theriologica*, **26**(10): 185-205.
- GIMENEZ-ANAYA A., HERRERO J., ROSELL C., COUTO S., GARCIA-SERRANO A. 2008. Food habits of wild boars (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal wetland. *Wetlands*, **28**:197-203.
- GRABIŃSKA B. 2014. Oddziaływanie dzikich zwierząt kopytnych na lasy pogranicza mazursko-kurpiowskiego na przełomie XX i XXI wieku. *Przegląd Geograficzny*, **86**(1): 95-114.
- HARPER JL. 1977. Population biology of plants. Academic Press, London: 892 ss.
- JANKOWSKA-BŁASZCZUK M., GRUBB PJ. 1997. Soil seed banks in primary and secondary deciduous forest in Białowieża. *Seed Science Research*, **7**(3): 281-292.
- JOHANN F., HANDSCHUH M., LINDEROTH P., DORMANN CF., ARNOLD J. 2020. Adaptation of wild boar (*Sus scrofa*) activity in a human-dominated landscape. *BMC Ecology*, **20**(1): 1-14.
- MASSEI G., GENOV PV., STAINES BW. 1996. Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriologica*, **41**: 307-320.
- MORELLE K., BUBNICKI J., CHURSKI M., GRYZ J., PODGÓRSKI T., KUIJPER DPJ. 2020. Disease-Induced Mortality Outweighs Hunting in Causing Wild Boar Population Crash After African Swine Fever Outbreak. *Frontiers in Veterinary Science*, **7**: 1-9.
- PAŁUBICKI J., GRAJEWSKI J. 2010. Wpływ zasiewów kukurydzy na wzmożoną rozrodczość dziczych populacji, a problem odszkodowań łowieckich. *Zarządzanie ochroną przyrody w lasach*, **4**: 111-119.
- RASZKA B., KASPRZAK K., AWEDYK M., KRAJEWSKI P., KRYSTIANIK S. 2019. Rezerваты przyrody w Polsce. Dragon: 448 ss.
- SCHLEY L., ROPER TJ. 2003. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review*, **33**(1): 43-56.
- SONDEJ I., JAROSZEWICZ B. 2010. Konsekwencje aktywności dzików (*Sus scrofa* L.). *Wiadomości Ekologiczne*, **56**(1): 3-11.
- SONDEJ I., KWIATKOWSKA-FALIŃSKA AJ. 2017. Effects of Wild Boar (*Sus scrofa* L.) Rooting on Seedling Emergence in Białowieża Forest. *Polish Journal of Ecology*, **65**(4): 380–389.

- STAFFA M. 2002. Słownik geografii turystycznej Sudetów, tom 7, Pogórze Kaczawskie. I-BiS Wrocław: 703 ss.
- SÜTŐ D., FARKAS J., SIFFER S., SCHALLY G., KATONA K. 2019. Spatiotemporal pattern of wild boar rooting in a Central European dry oak forest. *European Journal of Forest Research*: 1-12.
- VAN GINKEL HAL., KUIJPER DPJ., CHURSKI M., ZUB K., SZAFAŃSKA P., SMIT C. 2013. Safe for saplings not safe for seeds: *Quercus robur* recruitment in relation to coarse woody debris in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Forest Ecology and Management*, **304**: 73-79.

Źródła internetowe

- [1] <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/rolnictwo-lesnictwo/lesnictwo/lesnictwo-w-2019-roku,3,1.html>, dostęp 9 IX 2020.
- [2] <http://podr.pl/wp-content/uploads/2016/12/05.12.2016-Broszura-Szkody-%C5%82owieckie-OK.pdf>, dostęp 9 IX 2020.
- [3] <https://www.pzlow.pl/lowiectwo/>, dostęp 10 IX 2020.
- [4] <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eu-dem>, dostęp 10 IX 2020.
- [5] <https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/mapy#>, dostęp 11 IX 2020.
- [6] <http://weatheronline.pl>, dostęp 31 VIII 2020.

Przyczynek do poznania śluzowców wybranych obszarów Nadleśnictwa Krotoszyn

Adam JASIURA¹, Daria MOTYL^{2*}

¹ Wydział Lekarski, Uniwersytet Medyczny im. Piastów Śląskich we Wrocławiu

² Wydział Lekarski, Warszawski Uniwersytet Medyczny

Daria MOTYL: daria_m97@icloud.com

Abstrakt

Celem badań było poznanie składu gatunkowego śluzowców na czterech stanowiskach położonych w obrębie Nadleśnictwa Krotoszyn. W lecie 2016 roku przeprowadzono prace terenowe, podczas których pobrano próbki znalezionych okazów. Przy użyciu dostępnych kluczy oznaczono 21 gatunków śluzowców występujących na wybranych stanowiskach. Otrzymane dane przeanalizowano pod kątem zależności występowania gatunków od rodzaju lasu, skupiając się głównie na składzie drzewostanu. Stwierdzono, że skład gatunkowy śluzowców w Nadleśnictwie Krotoszyn nie różnił się istotnie pomiędzy poszczególnymi stanowiskami, pomimo występowania tam odmiennej roślinności. Dla badanego terenu obliczono współczynnik różnorodności taksonomicznej wynoszący 1,62.

Abstract

The aim of the study was to learn about the species composition of Mycetozoa in 4 stations within Krotoszyn Forestry Management. Field research has been performed during summer of 2016, resulting in the identification of 21 Mycetozoa species present in the selected areas. Obtained data have been analyzed to evaluate the dependency between the species occurrence and forest type – focusing on forest stands. It was found that species composition of Mycetozoa in Krotoszyn Forestry Management did not differ significantly between selected stations, despite different vegetation. For the studied area, the taxonomic diversity coefficient was calculated, which totalled 1.62.

Słowa kluczowe: *Śluzowce, analiza gatunkowa, Krotoszyn, Lasy krotoszyńskie*

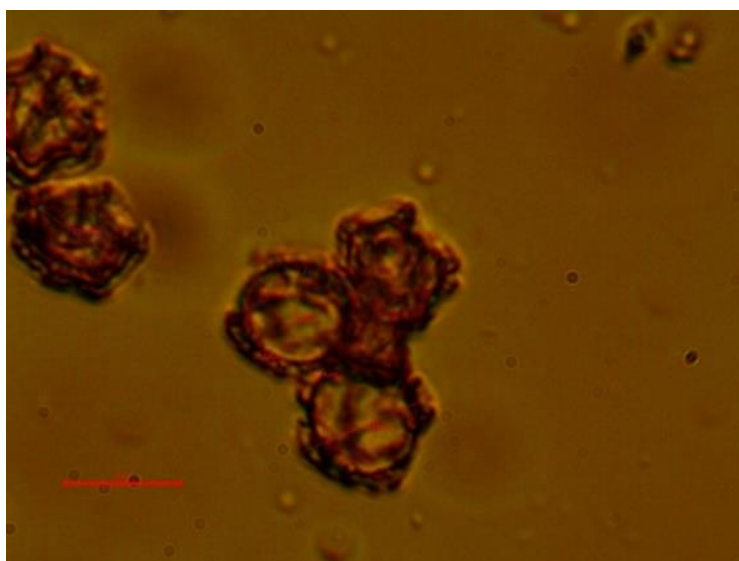
Key words: *Mycetozoa, species distribution, Krotoszyn, Krotoszyn forests*

Wstęp

Śluzowce są organizmami eukariotycznymi, należącymi do gromady Myxomycota królestwa Protozoa. Choć w skali planety wyróżnić można nawet 1000 gatunków, w Polsce ich liczbę szacuje się na około 250 (MAGIERA i DROZDOWICZ 2018). Jak dotąd bogactwo gatunkowe śluzowców nie zostało jeszcze zbadane na wielu terenach leśnych - między innymi w lasach Nadleśnictwa Krotoszyn. W pracy przedstawiamy wyniki analizy składu gatunkowego śluzowców w wybranych obszarach w okolicy Krotoszyna z uwzględnieniem związków między rodzajem lasu a różnorodnością występujących tam gatunków.

Material i metody

Prace terenowe przeprowadzono w lipcu i sierpniu 2016 roku. Próbkę pobierane były do kartonowych pudełeczek, które następnie suszono w temperaturze pokojowej i poddano obserwacji mikroskopowej (ryc. 1). Każdy ze znalezionych okazów został odnotowany i następnie oznaczony. Do określenia gatunku wykorzystano klucz autorstwa Heleny KRZEMIENIEWSKIEJ (1960). Gatunki niefigurujące w kluczu zostały uzupełniająco oznaczone na podstawie materiałów badawczych z projektu analizy składu gatunkowego obszaru Wigierskiego Parku Narodowego (PANEK i ROMAŃSKI 2010) oraz internetowych baz danych zawierających fotograficzne odniesienia do klasyfikacji śluzowców [1, 2].



Ryc. 1. Zarodniki *Trichia favoginea* w fotografii mikroskopowej.

Pierwszym etapem oznaczania śluzowców była ocena wyglądu zewnętrznego oraz wielkości dojrzałej formy - zarodni. Następnie próbki poddane zostały analizie mikroskopowej zarodników, ściany zarodni oraz znajdującej się wewnątrz włóśni. Wzięto pod uwagę obecność lub brak charakterystycznych cech takich jak brodawki bądź listewki na powierzchni zarodników. Potem przy pomocy kamery mikroskopowej oraz programu ToupView dokonano pomiarów konkretnych elementów budowy organizmu.

W celu określenia związku wybranych czynników biotycznych ze składem gatunkowym rozpatrywanych śluzowców poza niszą ekologiczną wzięto także pod uwagę odmienność terenu, na którym występowały. Podstawowym kryterium podziału był skład drzewostanu. Ponadto dalsza kwalifikacja uwzględniała obecność mszaków i porostów jako wskaźnika wilgotności oraz czystości powietrza. Na podstawie powyższych danych ustalono cztery obszary

leśne (ryc. 2) o niejednakowej florze i możliwie najmniejszej antropopresji, przedstawione w tabeli 1.



Ryc. 2. Mapa lasów Nadleśnictwa Krotoszyn z zaznaczonymi badanymi stanowiskami (źródło: [3]).

Tabela 1. Porównanie stanowisk wyróżnionych na terenie Nadleśnictwa Krotoszyn.

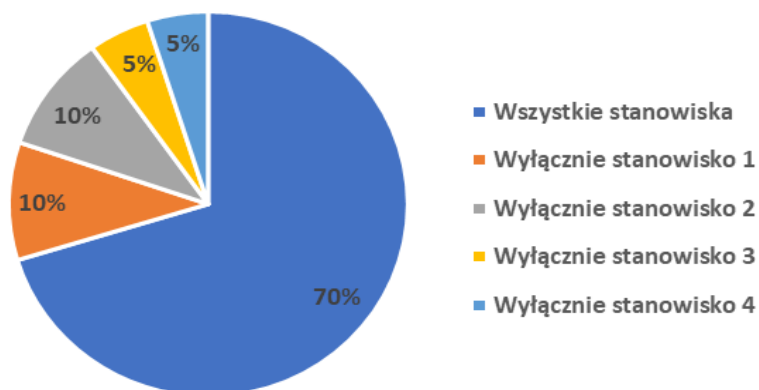
Numer obszaru	Główne składniki drzewostanu	Cechy szczególne
1	sosna zwyczajna (<i>Pinus sylvestris</i>) buk zwyczajny (<i>Fagus sylvatica</i>) świerk pospolity (<i>Picea abies</i>)	mała bioróżnorodność mszaków i porostów
2	sosna zwyczajna (<i>Pinus sylvestris</i>) buk zwyczajny (<i>Fagus sylvatica</i>) świerk pospolity (<i>Picea abies</i>)	duża bioróżnorodność mszaków i porostów
3	dąb szypułkowy (<i>Quercus robur</i>) dąb bezszypułkowy (<i>Quercus petraea</i>)	mało rozkładającej się materii organicznej
4	buk zwyczajny (<i>Fagus sylvatica</i>)	duża ilość rozkładającej się materii organicznej

Wyniki

W wyniku analizy składu gatunkowego na terenie Nadleśnictwa Krotoszyn oznaczono łącznie 21 gatunków śluzowców (tabela 2; ryc. 3). Większość (15 gatunków - 71%) została znaleziona na każdym z wyróżnionych stanowisk. Spośród wszystkich zinwentaryzowanych organizmów 6 gatunków (poz. 3, 8, 12, 13, 20, 21) występowało wyłącznie na jednym z badanych obszarów (ryc. 4).



Ryc. 3. *Stemonitopsis reticulata* (1), *Arcyria incarnata* (2), *Arcyria obvelata* (3).



Ryc. 4. Procentowy udział gatunków odnotowanych na badanych stanowiskach.

Tabela 2. Wykaz śluzowców zidentyfikowanych na terenie Nadleśnictwa Krotoszyn. Częstość występowania ujęta w tabeli 2 określona została według następującej skali: 1-5 stanowisk łącznie na wszystkich badanych obszarach, 6-10 stanowisk łącznie na wszystkich badanych obszarach, 10-20 stanowisk łącznie na wszystkich badanych obszarach, >20 stanowisk łącznie na wszystkich badanych obszarach.

Gatunek	Rodzina	Rząd	Klasa	Występowanie - numer obszaru	Data zbioru	Podłoże	Częstość występo- wania
<i>Arcyria cinerea</i>	<i>Arcyriaceae</i>	Trichiales	Myxomycetes	1,2,3,4	8/07/16, 20/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno, liście)	1
<i>Arcyria incarnata</i>	<i>Arcyriaceae</i>	Trichiales	Myxomycetes	1,2,3,4	8-9/07/16, 19-21/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno, liście)	3
<i>Arcyria marginoundulata</i>	<i>Arcyriaceae</i>	Trichiales	Myxomycetes	3	21/08/16	Opadnięte liście, kora	1
<i>Arcyria obvelata</i>	<i>Arcyriaceae</i>	Trichiales	Myxomycetes	1,2,3,4	8-10/07/16, 19-21/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno)	4
<i>Arcyria pomiformis</i>	<i>Arcyriaceae</i>	Trichiales	Myxomycetes	1,2,3,4	8-10/07/16, 19-21/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno,	3

<i>Ceratiomyxa fruticulosa</i> var. <i>fruticulosa</i>	<i>Ceratiomyxaceae</i>	Protosteliales	Prosteliomycetes	1,2,3,4	8-10/07/16, 19-21/08/16	liście) Rozkładająca się materia organiczna (drewno) o znacznej wilgotności	4
<i>Ceratiomyxa porioides</i>	<i>Ceratiomyxaceae</i>	Protosteliales	Prosteliomycetes	1,2,3,4	8-10/07/16, 19-21/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno) o znacznej wilgotności	3
<i>Comatricha nigra</i>	<i>Stemonitidaceae</i>	Stemonitales	Myxomycetes	1	9/07/16, 20/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno, liście)	2
<i>Cribraria cancellata</i>	<i>Cribrariaceae</i>	Liceales	Myxomycetes	1,2,3,4	9-10/07/16, 19-21/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno)	2
<i>Cribraria rufa</i>	<i>Cribrariaceae</i>	Liceales	Myxomycetes	1,2,3,4	19-21/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno)	2

<i>Cribraria vulgaris</i>	<i>Cribrariaceae</i>	Liceales	Myxomycetes	1,2,3,4	19-21/08/16	o znacznej wilgotności Rozkładająca się materia organiczna (drewno) o znacznej wilgotności	2
<i>Dictydiaethalium plumbeum</i>	<i>Enteridiaceae</i>	Liceales	Myxomycetes	2	19/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno, liście) o znacznej wilgotności	1
<i>Didymium melanospermum</i>	<i>Didymiaceae</i>	Physarales	Myxomycetes	4	9/07/16, 20/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno, liście, gałęzie, kora), żywa organizmy roślinne	1
<i>Enerthenema papillatum</i>	<i>Stemonitidaceae</i>	Stemonitales	Myxomycetes	1,2,3,4	19-21/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno,	1

						kora)		
<i>Fuligo septica</i> var. <i>candida</i>	<i>Physaraceae</i>	Physarales	Myxomycetes	1,2,3,4	10/07/16 19-21/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno, liście, gałęzie, kora)	2	
<i>Fuligo septica</i> var. <i>septica</i>	<i>Physaraceae</i>	Physarales	Myxomycetes	1,2,3,4	8-10/07/16, 19-21/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno, liście, gałęzie, kora)	3	
<i>Lycogala epidendrum</i>	<i>Tubiferaceae</i>	Liceales	Myxomycetes	1,2,3,4	8-10/07/16, 19-21/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno)	4	
<i>Reticularia lycoperdon</i>	<i>Reticulariaceae</i>	Liceales	Myxomycetes	1,2,3,4	19-21/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno)	1	
<i>Stemonitis fusca</i>	<i>Stemonitidaceae</i>	Stemonitales	Myxomycetes	1,2,3,4	8-10/07/16, 19-21/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno,	4	

						gałęzie)	
<i>Stemonitopsis reticulata</i>	<i>Stemonitidaceae</i>	Stemonitales	Myxomycetes	3	21/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno)	1
<i>Trichia favoginea</i>	<i>Trichiaceae</i>	Trichiales	Myxomycetes	4	9/07/16, 20/08/16	Rozkładająca się materia organiczna (drewno) o wysokim stopniu rozkładu	1

Większość (18 gatunków, 86%) z przedstawionych okazów zostało znalezionych na pozostałościach o wysokim stopniu rozkładu. Pozostałe śluzowce (nr 13, 15, 16) rozwijały się na leżących na ziemi gałęziach i liściach, korze drzew lub żywych roślinach.

Za pomocą wzoru obliczono współczynnik różnorodności taksonomicznej (wskaźnik S/G), na podstawie równania STEPHENSONA (równanie 1), który wyniósł 1,62 (STEPHENSON i in. 1993).

$$\text{Różnorodność taksonomiczna (wskaźnik S/G)} = \frac{\text{liczba wszystkich zidentyfikowanych gatunków}}{\text{liczba zidentyfikowanych rodzajów}}$$

Równanie 1. Współczynnik różnorodności taksonomicznej (Species/genus ratio). Niskie wartości współczynnika wskazują na całościowo wyższą różnorodność niż w przypadku wysokich wartości.

Dyskusja

W wyniku prowadzonych badań na czterech stanowiskach rozmieszczonych w obszarach leśnych znaleziono 21 gatunków śluzowców. Celem badania było także określenie zależności pomiędzy obecnością śluzowców a występowaniem określonych gatunków drzew. Dzięki analizie pozyskanych danych stwierdzono, że większość (86%) gatunków występuje we wszystkich wyróżnionych zbiorowiskach leśnych. Sugeruje to ograniczony wpływ drzewostanu na skład gatunkowy śluzowców, co potwierdza KRZEMIENIEWSKA (1960) w swoich pracach - stwierdzając, że „typ lasu nie zawsze ma związek z różnorodnością śluzowców”. Autorka ta zaznacza jednak, że różnorodność jest uzależniona od wilgotności i stopnia rozkładu podłoża. Tę zależność potwierdzają okazy *Trichia favoginea*, znalezione na drewnie o wysokim stopniu rozkładu na obszarze nr cztery oraz *Didymium melanospermum*, które również odkryto na tym obszarze na żywych roślinach.

Spśród odnotowanych śluzowców, przedstawicieli 19 gatunków (90%) znaleziono na rozkładającej się materii organicznej. W przypadku pięciu z nich (26%) podłoże charakteryzowało się znaczną wilgotnością, natomiast jeden gatunek (5%) - *Trichia favoginea* odnaleziono na materii o wysokim stopniu rozkładu. Dla dziesięciu (48%) zidentyfikowanych gatunków podłożem było wyłącznie rozkładające się drewno, dla ośmiu (38%) - drewno oraz liście, natomiast dla pięciu (24%) - także kora i gałęzie. Pozostałe okazy odnaleziono na podłożach niezawierających drewna, a jedynie liście i korę (*Arcyria marginoundulata*) lub na żywych organizmach roślinnych (*Didymium melanospermum*).

Trzy gatunki: *Arcyria marginoundulata*, *Stemonitopsis reticulata* i *Trichia favoginea* odnaleziono jedynie na obszarach nr trzy i cztery, w których głównymi składnikami drzewostanu były dęby (*Arcyria marginoundulata* i *Stemonitopsis reticulata*) lub buki (*Trichia favoginea*). Możliwe, że przyczyną ich ograniczonego rozmieszczenia są większe wymagania w stosunku do zasiedlanego habitatu, jak obecność związków fenolowych w wyższych stężeniach - produkowanych przez powyższe drzewa (ZARZYŃSKI 2009). Oprócz

powyższych, również okazy *Comatricha nigra* zostały odnotowane wyłącznie na obszarze nr jeden. Trudno jednak w tym przypadku ocenić specyficzność występowania danego gatunku, ponieważ na stanowisku nr jeden występuje drzewostan o wielogatunkowym składzie - sosna zwyczajna, buk zwyczajny, świerk pospolity.

Należy wziąć pod uwagę niesprzyjające warunki pogodowe panujące przez większość czasu trwania prac terenowych (susza). Można stwierdzić, że prawdopodobnie nie wszystkie z obecnych na badanym terenie śluzowców pojawiły się tego lata.

Pomimo tego udało się odnotować obecność gatunku stosunkowo niedawno znalezionej po raz pierwszy w Polsce (2013) - *Arcyria marginoundulata*. Gatunek ten charakteryzuje się kulistą zarodnią osadzoną na trzonku. Zarodnia na początku rozwoju przyjmuje barwę bladoceglastą, która z czasem zmienia się w bladoszara. Stożkowaty trzonek o długości od jednej do czterech wysokości zarodni jest szary przy swoim szczycie, przechodząc w barwę rdzawobrazową ku podstawie. Na zarodni znajdują się liczne podłużne bruzdy. Szarżółtawą leżnię wyróżnia promieniste pofałdowanie i pogrubiony brzeg. Włósnia jest gęsta i rozciągliwa o kłębkowo-siateczkowym układzie ze zgrubieniami, przytwierdzona do leżni w kilku miejscach. Tworzy liczne kolce na zewnętrznej powierzchni zarodni lub płytkie brodawki na jej wewnętrznej stronie. Zarodniki są szarej barwy o cienkiej ścianie z nieregularnie rozmieszczonymi brodawkami o różnej wielkości (RONIKIER i in. 2013).

Podsumowanie

Badania prowadzone na terenie wybranych obszarów Nadleśnictwa Krotoszyn umożliwiły zidentyfikowanie 21 gatunków śluzowców należących do 13 rodzajów. Spośród znalezionych okazów 86% gatunków występowało na wszystkich badanych stanowiskach, co świadczy o ich szerokim rozpowszechnieniu w lasach krotoszyńskich. Większość (90%) odnotowano na podłożach złożonych z rozkładającej się materii organicznej. Występowanie trzech gatunków opisywanych śluzowców (*Arcyria marginoundulata*, *Stemonitopsis reticulata* i *Trichia favoginea*) ograniczone było do obszarów o specyficznym składzie drzewostanu, zawierających dęby lub buki.

Należy podkreślić wyjątkowo niski wskaźnik S/G charakteryzujący krotoszyńskie lasy, wynoszący 1,62. Według STEPHENSONA (1993) niski współczynnik S/G związany jest z rozproszaniem danych gatunków wśród wielu rodzajów. Wynik taki świadczy o wysokiej różnorodności taksonomicznej śluzowców występujących na terenie wybranych obszarów Nadleśnictwa Krotoszyn. Konieczne są jednak dalsze badania śluzowców na tym obszarze.

Piśmiennictwo

Prace opublikowane

- KRZEMIENIEWSKA H. 1960. Śluzowce Polski na tle flory śluzowców europejskich. Seria: Flora polska. Rośliny zarodnikowe Polski i ziem ościennych. PWN, Warszawa: 315 ss.
- MAGIERA A., DROZDOWICZ A. 2018. Śluzowce (Myxomycetes) Babiogórskiego Parku Narodowego. [W:] W. MUŁEŃKO, J. HOLEKSA [red.]. Grzyby Babiej Góry. Monografie Babiogórskie.) Babiogórski Park Narodowy. Wrocław-Zawoja: 113-130.
- PANEK E., ROMAŃSKI M. 2010. Śluzowce Myxomycetes. [W:] L. KRZYSZTOFIK [red.]. Śluzowce Myxomycetes, grzyby Fungi i mszaki Bryophyta Wigierskiego Parku Narodowego). Stowarzyszenie. Człowiek i przyroda. Suwałki: 9-85.
- RONIKIER A., PERZ P., CHACHUŁA P. 2013. First records of *Arcyria marginoundulata* NANN-BREMEK. & Y. YAMAM. (Myxomycetes) in Poland. Acta Mycologica, **48**(2): 279-285.
- STEPHENSON L.S., KALYANASUNDARAM I., LAKHANPAL T.N. 1993. A Comparative Biogeographical Study of Myxomycetes in the Mid-Appalachians of Eastern North America and Two Regions of India. Journal of Biogeography, **20**(6): 645-657.
- ZARZYŃSKI P. 2009. Identyfikacja i analiza ilościowa substancji o charakterze fenolowym naturalnie występujących w drewnie wybranych gatunków drzew europejskich i egzotycznych. Leśne Prace Badawcze, **70**(1): 27-39.

Źródła internetowe

- [1] <http://www.br.fgov.be/research/COLLECTIONS/HERBARIUMS/FUNGI/MYXO/NANNENGA/DB/index.html>, dostęp 5 VII 2020.
- [2] <https://www.discoverlife.org/20/q?search=Eumycetozoa>, dostęp 5 VII 2020.
- [3] geoportal.gov.pl, dostęp 5 VII 2020.

Ochrona czynna siedlisk suchych wrzosowisk w obrębie obszarów Natura 2000

Weronika P. WILCZYŃSKA

Pracownia Kultur Tkankowych Ogrodu Botanicznego, Wydział Nauk Biologicznych,
Uniwersytet Wrocławski

Weronika WILCZYŃSKA: weronikawilczynska@op.pl

Abstrakt

Wrzosowiska niżowe są półnaturalnymi zbiorowiskami krzewinkowymi z dominacją wrzosu zwyczajnego *Calluna vulgaris*, które powstały na skutek działalności antropogenicznej. Głównym zagrożeniem dla tego siedliska jest zaniechanie dotychczasowego sposobu użytkowania, co skutkuje sukcesją wtórną, czyli zarastaniem gatunkami drzewiastymi oraz stopniowym zanikaniem siedliska. Siedlisko 4030 suche wrzosowiska - dokładnie 4030-2 suche wrzosowiska knotnikowe *Pohlio-Callunetum* - zlokalizowane jest na terenie byłego poligonu lotniczo-artyleryjskiego Przemków-Trzebień, gdzie objęto je ochroną w ramach obszaru Natura 2000 PLH020015 Wrzosowisko Przemkowskie. Celem pracy jest przedstawienie najczęściej wykorzystywanych metod ochrony czynnej siedliska 4030 suche wrzosowiska oraz ich zastosowania na obszarze PLH020015 Wrzosowisko Przemkowskie. Stosowane tradycyjnie metody zarządzania wrzosowiskami, które współcześnie są także skutecznie wykorzystywane jako działania ochrony czynnej to: usuwanie drzew i krzewów, koszenie, wypas oraz kontrolowane wypalanie płatów siedliska. Na obszarze PLH020015 Wrzosowisko Przemkowskie z powodzeniem usuwa się drzewa i krzewy pojawiające się na terenie wrzosowiska, okresowo wykasza oraz wypala płaty siedliska w celu zapobiegnięcia sukcesji wtórnej. Wykaszenie i wypalanie pozwalają również na odświeżenie płatów siedliska dzięki stymulacji rozwoju wrzosu oraz ograniczenie zwiększania się trofii spowodowane usuwaniem biomasy powstałej na skutek rozwoju roślin budujących to zbiorowisko roślinne. Stosowane metody wydają się być wystarczającymi dla zachowania siedliska w dobrym stanie. Ostateczne wnioski w kwestii oceny skuteczności podjętych działań ochronnych, zwłaszcza stosunkowo nowego dla tego siedliska wypalania możliwe będą do określenia po uzyskaniu wyników kolejnego monitoringu siedliska 4030.

Abstract

Lowland heathlands are semi-natural schrubland communities dominated by the common heather *Calluna vulgaris*, which arose as a result of anthropogenic activity. The main threat to this habitat are: abandonment of the former land use, which results in secondary succession (overgrowing with woody species) and gradual disappearance of the habitat. Dry heaths 4030-2 *Pohlio-Callunetum* habitat is located on the site of the former Przemków-Trzebień air and artillery training ground in Lower Silesia, Poland, where it is protected as part of the Natura 2000 PLH020015 Wrzosowisko Przemkowskie area. The aim of this article is to present the most frequently used methods of active protection of habitat 4030 dry heaths and their application in the Wrzosowisko Przemkowskie. Traditionally used methods of heathland management, which are also effectively used today as active protection measures, are: removal of trees and shrubs, cutting, grazing and controlled burning of habitat patches. In the PLH020015 Wrzosowisko Przemkowskie area trees and shrubs are removed, as well as cutting and

burning of patches of the habitat are carried out to prevent secondary succession. Cutting and burning also allow for rejuvenating of patches of the habitat by stimulating the development of heather and limiting the increase of soil fertility, which is possible through removal of the organic matter. Aforementioned methods used on the site seem to be sufficient to maintain good condition of the habitat. Final conclusions regarding the effectiveness of undertaken protective measures, especially prescribed burning which is relatively new for this Natura 2000 area, will be possible to determine after obtaining results of the next monitoring of this 4030 habitat.

Słowa kluczowe: kontrolowane wypalanie, poligon, *Calluna vulgaris*, Dolny Śląsk, ochrona przyrody

Keywords: controlled burning, military training ground, *Calluna vulgaris*, Lower Silesia, nature conservation

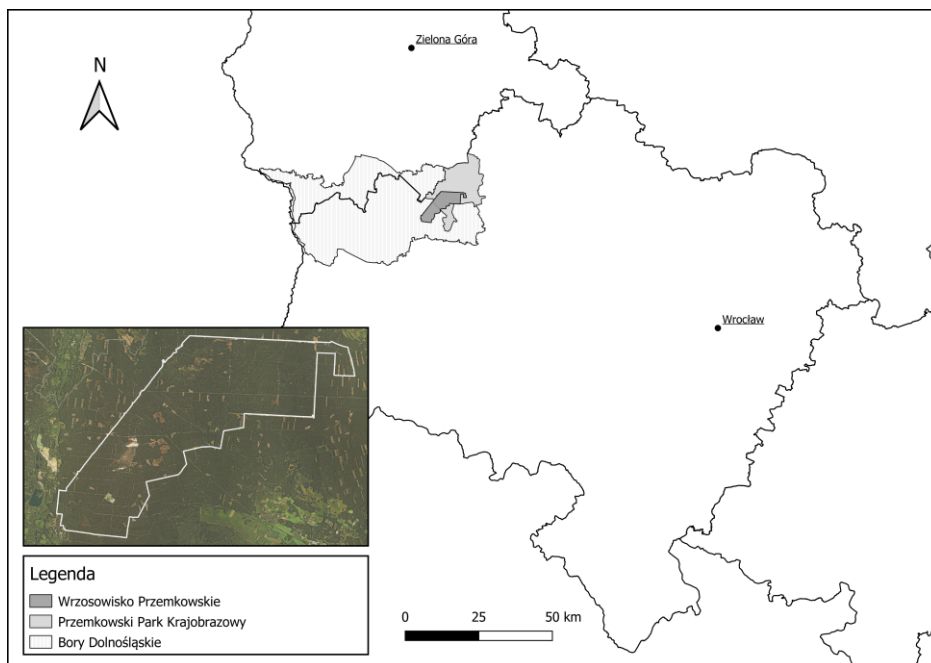
Wstęp

Wrzosowiska niżowe są zbiorowiskami roślinnymi, w których dominują niskie krzewinki z rodziny wrzosowatych, a wiodącą rolę pełni wrzos zwyczajny *Calluna vulgaris*. Ich występowanie związane jest z siedliskami ubogimi, oligotroficznymi, ułożonymi na kwaśnym, piaszczystym podłożu (WEBB 1986 za: WEBB 1998; GIMINGHAM 1992). Współcześnie uznaje się, że powstały one na skutek powtarzających się, ukierunkowanych oddziaływań człowieka związanych z przekształcaniem pierwotnych zbiorowisk roślinnych w celach gospodarczych czy też militarnych i określa się je mianem zbiorowisk półnaturalnych (ELLENBERG 1988; WEBB 1998, 2010; GROVES i in. 2012).

Wrzosowisko Przemkowskie PLH020015 jest obszarem mającym znaczenie dla Wspólnoty (dalej: OZW; projektowanym specjalnym obszarem ochrony siedlisk), znajdującym się na zachodzie Polski, przy północnej granicy województwa dolnośląskiego. Leży ono w obrębie obszaru specjalnej ochrony ptaków PLB020005 Bory Dolnośląskie oraz Przemkowskiego Parku Krajobrazowego (ryc. 1). Łączny obszar objęty ochroną w ramach sieci Natura 2000 wynosi 6,67 tys. hektarów (Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska we Wrocławiu 2014).

Częścią Wrzosowiska jest wart wspomnienia użytek ekologiczny Cietrzewiowe Wrzosowisko, będący miejscem reintrodukcji oraz czynnej ochrony objętego ścisłą ochroną oraz uwzględnionego w Załączniku I Dyrektywy Ptasiej cietrzewia *Lyrurus tetrrix* w celu restytucji gatunku [1]. Wrzosowisko Przemkowskie jest także siedliskiem wielu gatunków zwierząt objętych w Polsce ścisłą ochroną gatunkową. Można wśród nich wymienić: mopka zachodniego *Barbastella barbastellus* i wilka szarego *Canis lupus* (uwzględnione w Załącznikach II i IV Dyrektywy Siedliskowej), kumaka nizinnego *Bombina bombina* (Załącznik II Dyrektywy Siedliskowej) [2], ropuchę paskówkę *Epidalea calamita* czy gniewosza plamistego *Coronella austriaca* (RYCHŁA i in. 2002). Prócz bogactwa cennych, chronionych gatunków kręgowców, Wrzosowisko jest także siedliskiem, na którym spotkać można rzadkie w skali kraju zwierzęta bezkręgowce. Przykładami mogą być strojniś nadobny *Philaeus chrysops* (objęty w Polsce ochroną ścisłą), poskocz krasny *Eresus kollari* (objęty ochroną częściową) (WIŚNIEWSKI i in. 2015), a nawet

wcześniej nienotowane w skali kraju gatunki pajaków, jak *Uloborus walckenaerius* i *Oxyopes heterophthalmus* (WIŚNIEWSKI i DAWIDOWICZ 2017).



Ryc. 1. Lokalizacja PLH020015 Wrzosowisko Przemkowskie, Przemkowskiego Parku Krajobrazowego oraz PLB020005 Bory Dolnośląskie na tle granic województw i kraju oraz granice obszaru na podkładzie ortofotomapy (W. W.).

Zgodnie z Planem Zadań Ochronnych (dalej: PZO) jednym z przedmiotów ochrony OZW Wrzosowisko Przemkowskie jest siedlisko 4030 suche wrzosowiska (ryc. 2; Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska we Wrocławiu 2014), a dokładniej siedlisko 4030-2 wrzosowiska knotnikowe *Pohlio-Callunetum* SHIMWELL 1973 em. Brzeg 1981 (KUJAWA-PAWLACZYK 2004) [2]. Wrzosowiska tego typu uznaje się za najczęściej występujący w Europie typ wrzosowiska (KUJAWA-PAWLACZYK 2004). Skład gatunkowy tego zbiorowiska roślinnego jest stosunkowo prosty. Występuje w nim dominacja wrzosu zwyczajnego, natomiast kolejnymi licznie występującymi gatunkami są mietlica pospolita *Agrostis capillaris*, kostrzewa owcza *Festuca ovina* oraz knotnik zwisły *Pohlia nutans*. Mniej liczne gatunki roślin naczyniowych budujących zbiorowisko to jastrzębiec kosmaczek *Hieracium pilosella*, żarnowiec miotłasty *Cytisus scoparius* oraz występująca na bardziej wilgotnych fragmentach obszaru, trzęślica modra *Molinia caerulea* [2]. W rozproszeniu w zbiorowisku pojawiają się także gatunki drzewiaste - sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* oraz brzoza brodawkowata *Betula pendula* (KUJAWA-PAWLACZYK 2004). Głównymi zagrożeniami istniejącymi siedliska 4030 na obszarze PLH020015 Wrzosowisko Przemkowskie zgodnie z PZO są: zaniechanie

użytkowania dla celów wojskowych oraz zmiana składu gatunkowego (sukcesja). Zagrożenia te skutkują zarastaniem powierzchni siedliska gatunkami drzewiastymi i zanikiem siedliska. Dodatkowo, część obszaru znajduje się w obrębie działki ewidencyjnej, która w planie zagospodarowania przestrzennego wsi Trzebień przeznaczona jest pod tereny oznaczone jako “wysypiska śmieci”, w związku z czym trzecim z zagrożeń istniejących dla siedliska są składowane tam odpady i śmieci (Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska we Wrocławiu 2014).



Ryc. 2. Fragment płatu siedliska 4030 zlokalizowanego na obszarze Natura 2000 Wrzosowisko Przemkowskie. Zdjęcie wykonane zostało w 2018 roku, trzy lata po przeprowadzeniu pilotażowego kontrolowanego wypalania na tym terenie (W. W.).

W przypadku obszaru Natura 2000 Wrzosowisko Przemkowskie dostępne dane wskazują, że tereny te mogły być wykorzystywane w celach gospodarczych już od XIV wieku, czyli pierwszej odkrytej wzmianki o okolicznej miejscowości Pstrąże (BENA 2004). Osady związane z późniejszą eksploatacją militarną terenu wrzosowiska wskazywane są na mapach Śląska pochodzących z 1692 roku [3], a oficjalne doniesienia o wojskowym wykorzystaniu najbliższych terenów pochodzą z 1898 roku, gdy założono sąsiadujący z Pstrążem poligon w Świętoszowie [4]. W 1901 roku na terenie Pstrąża rozpoczęto również konwersję terenu osady pod koszarę wraz z niezbędną do funkcjonowania garnizonu infrastrukturą wojskową [5]. Na terenie wrzosowiska, obejmującego swoim obszarem poligon lotniczo-artyleryjski Przemków-Trzebień, znajdują się porzucone obiekty Północnej Grupy Wojsk Armii Radzieckiej, takie jak schrony, ośrodek łączności troposferycznej czy skład amunicji.

Zapobiegająca sukcesji działalność militarna związana z uporczywym niszczeniem mechanicznym wierzchniej warstwy gleby doprowadziła do utworzenia się siedliska, które z biegiem lat staje się coraz bardziej docenianym elementem krajobrazu kulturowego Europy (ODGAARD 1988; DIEMONT i JANSEN 1998; WEBB 1998; KUJAWA-PAWLACZYK 2004). Okazuje

się, że działania ochrony czynnej są niezbędne dla zachowania siedliska w nie pogorszonym stanie (GIMINGHAM 1992; KUJAWA-PAWLACZYK 2004; ADAMSKA i in. 2015).

Celem tej pracy jest przedstawienie najpowszechniej wykorzystywanych metod ochrony czynnej siedliska 4030 suche wrzosowiska oraz ich zastosowania na obszarze Natura 2000 PLH020015 Wrzosowisko Przemkowskie. Przedstawione w poniższym opracowaniu informacje bazują na dostępnej literaturze oraz źródłach Internetowych opisujących działania ochronne podejmowane na obszarze Wrzosowiska Przemkowskiego, a także metodykę przeprowadzania tych działań.

Metody ochrony czynnej wrzosowisk niżowych

Wrzosowiska niżowe są obszarami, które powstały jako skutek co najmniej dziesiątek lat oddziaływań człowieka. Związane historycznie z wypasem zwierząt, wykaszaniem, pozyskiwaniem darni czy okresowym wypalaniem w celu odnowy zbiorowiska wykorzystanie terenów wrzosowisk umożliwiło ich powstanie oraz zachowanie w znanej nam obecnie formie (WEBB 1998 za: WEBB 1986, 2010; AERTS i HEIL 1993; GROVES i in. 2012; OLSSON 2020) [6]. Istotnym czynnikiem powstawania wrzosowisk niżowych z punktu widzenia genezy obszaru PLH020015 jest także działalność militarna, gdzie na skutek niszczenia mechanicznego roślin i ściółki oraz występowania spontanicznych pożarów możliwe było wykształcenie się tych siedlisk na terenie Polski. Kompleksowe opracowanie na temat powstania, historii i ochrony kujawskich oraz pomorskich wrzosowisk ulokowanych na terenach pomilitarnych przygotowane zostało przez ADAMSKĄ i in. (2015). W celu uniemożliwienia pogarszania się stanu siedliska, co ma miejsce w momencie zaniechania dotychczasowego sposobu użytkowania, wymagane są działania z zakresu ochrony czynnej wrzosowisk antropogenicznych. Należą do nich: wykaszanie, wypas zwierząt, kontrolowane wypalanie oraz zapobieganie sukcesji roślin drzewiastych i krzewiastych (GIMINGHAM 1992; WEBB 1998, 2010; KUJAWA-PAWLACZYK 2004; FAGUNDEZ 2013) [6].

Wykorzystanie biomasy pochodzącej z wrzosowisk jest działaniem szeroko udokumentowanym w badaniach historycznych metod zarządzania wrzosowiskiem (DIEMONT i JANSEN 1998; WEBB 1998, 2010; AERTS i HEIL 1993; OLSSON 2020) [7, 8]. Koszony wrzos wykorzystywany był między innymi na opał jako składnik mieszanin służących do użytkowania terenów rolnych, jako pokrycie dachu czy jako pasza dla zwierząt gospodarskich (WEBB 1998) [8].

Wykaszanie wrzosowisk jako metoda ochrony powinno być wykonywane cyklicznie, w okresach od trzech do pięciu lat, koniecznie po okresie rozwoju generatywnego i wysypaniu nasion (KUJAWA-PAWLACZYK 2004) [8]. Badanie MILLERA i MILESA (1970) wykazało, że prócz korzyści dla zbiorowiska roślinnego, jaką jest wysypanie nasion i rozwój generatywny roślin, najkorzystniejsze dla regeneracji wrzosu może być wykaszanie wrzosowisk wiosną. Powodowane jest to faktem, iż ścięte pędy nie są w tym czasie narażone na przesuszenie czy uszkodzenia mrozowe, a także tym, że w korzystnych

warunkach środowiskowych regeneracja uszkodzeń mogła zachodzić szybciej. Dodatkowo, szybkie tempo regeneracji uszkodzonych tkanek roślinnych zmniejsza ryzyko wtórnych infekcji mogących wystąpić na skutek osłabienia rośliny i naruszenia ciągłości tkanek okrywających. Dla optymalnego rozwoju zbiorowiska zaleca się koszenie naprzemienne lub pozostawianie, tzw. „pasów ekologicznych”, które umożliwiają kompleksowy rozwój zbiorowiska dzięki dyspersji gatunków z niewykasanych płatów i zachowanie organizmów budujących siedlisko w różnych stadiach rozwoju (GIMINGHAM 1992; KUJAWA-PAWLACZYK 2004; FAGUNDEZ 2013). Końcowym elementem wykaszania wrzosowiska powinno być usunięcie powstałej biomasy. Pozostawienie martwej materii organicznej powoduje wzrost trofii siedliska, co w konsekwencji skutkować będzie przyspieszeniem sukcesji na danym stanowisku i wycofywaniem się wrzosu (KUJAWA-PAWLACZYK 2004; ADAMSKA i in. 2015) oraz zahamowaniem jego regeneracji (GIMINGHAM 1992).

Przechodząc do kolejnej możliwej do zastosowania metody ochrony czynnej siedliska 4030 warto wspomnieć, że wypas zwierząt gospodarskich był jednym z najpowszechniejszych historycznie sposobów użytkowania wrzosowisk na terenie Europy oraz działaniem, które po przeprowadzonym wylesianiu pozwalało na utrzymanie obszaru w stanie bezdrzewnym. Badania archeo- i etnobiologiczne, m. in. DIEMONTA i JANSENA (1998), WEBBA (1998), GROVES i in. (2012) oraz OLSSON (2020) wskazują, że wypasanie zwierząt jest elementem, który przez setki lat wykorzystywany był przez mieszkańców kontynentu. Wypasanie zwierząt gospodarskich na obszarach wrzosowiskowych ograniczało nadmierny rozrost wrzosu i wtórną sukcesję roślin drzewiastych i krzewiastych, a dodatkowo stanowiło na niektórych obszarach istotny element pozyskiwania obornika w celu użyźniania okolicznych terenów rolnych. Biomasa usunięta z wrzosowiska przez zwierzęta nie ulegała degradacji w obrębie siedliska i nie doprowadzała do zwiększania jego żyzności, lecz była utylizowana przez mieszkańców na innym obszarze.

Wypas jako metoda stosowana w ochronie czynnej wrzosowisk przez lata poddany został wieloaspektowym badaniom w zakresie oddziaływania na zbiorowisko roślinne oraz całościowo, na siedlisko. Podstawowymi elementami, które należy rozważyć podczas planowania zadań ochronnych opartych o wypas zwierząt są: wielkość obszaru wypasania, dobór gatunku (oraz rasy) zwierząt, czas trwania wypasania oraz gęstość obsady obszaru zwierzętami (GIMINGHAM 1992) [7, 8]. Niezwykle istotna w kontekście wypasu jest aktywna kontrola zwierząt, ponieważ nadmierne wypasanie oraz brak kontroli nad obszarem wypasania mogą powodować utratę struktury siedliska, a także w dalszej konsekwencji zubożenie gatunkowe flory i fauny (MILES 1981; GIMINGHAM 1992; FAGUNDEZ 2013; DENTON 2014). Badania WALLISDEVRIES i in. (2016) oraz GARCIA i in. (2013) wskazują, że odpowiedni dobór zwierząt może pozytywnie wpływać na bogactwo gatunkowe zwierząt zasiedlających wrzosowiska. Wykorzystanie bydła do wypasu może także wpływać na strukturę siedliska - jednym z zagrożeń dla wrzosowisk jest nadmierny rozrost ekspansywnych gatunków trawiastych. Wykazano, że preferencje żywieniowe bydła sprawiają, iż zwierzęta koncentrują się na terenach porośniętych

roślinnością trawiastą, co skutkować może zmniejszeniem pokrycia powierzchni wrzosowiska niekorzystnymi dla rozwoju wrzосу zwartymi kępami gatunków trawiastych, takich jak bliźniczka psia trawka *Nardus stricta*, trzcinnik piaszkowy *Calamagrostis epigejos* czy *Molinia caerulea* (MILES 1981) [7, 8]. Najbardziej polecanymi do wypasu na suchych wrzosowiskach są jednak owce wrzosówki (KUJAWA-PAWLACZYK 2004). Zwierzęta tej rasy nie są wybiórcze względem wykorzystywanej bazy pokarmowej, także na bardzo ubogich siedliskach, a ponadto są wyjątkowo odporne na zmieniające się warunki środowiskowe. Dodatkowo, ugniatanie gleby przez kopyta oraz racice przyczynia się do lepszego ukorzeniania roślin oraz przeciwdziała erozji (SOSIN-BZDUCHA i in. 2012), co może wywierać pozytywny wpływ na roślinność w przypadku siedliska zlokalizowanego na piaszczystych glebach bielcowych. Warto zauważyć, że wypas może być korzystnym elementem uzupełniającym inne działania ochrony czynnej, jak na przykład wykaszanie terenu. Koszenie wrzосу powinno być każdorazowo zakończone zebraniem szczątków roślin w celu zapobiegnięcia zwiększeniu się trofii siedliska (GIMINGHAM 1992; BERENDSE i in. 1994; KUJAWA-PAWLACZYK 2004), zatem zwierzęta gospodarskie, zwłaszcza owce i kozy [8], z powodzeniem są w stanie usunąć powstałą zbędną i potencjalnie szkodliwą dla siedliska materię organiczną z wykazanego obszaru. Ponadto, zwierzęta gospodarskie pasące się na terenie wrzosowiska mogą usuwać naloty drzew i krzewów we wczesnych stadiach rozwoju, zapobiegając ich dalszej sukcesji.

Zarastanie roślinami krzewiastymi i drzewiastymi ma diametralny wpływ na nasłonecznienie oraz zmianę warunków mikroklimatycznych siedliska, które są istotnymi elementami warunkującymi obecność wrzосу na danym siedlisku. Zarastanie terenu powoduje zmniejszenie arealu dostępnego dla wrzосу i jego sukcesywne wycofywanie się wraz z postępującym zacienianiem i zmianą warunków panujących na zarastanym obszarze wrzosowiska (RODE i in. 1992; MITCHELL i in. 1997; ANDRÉS i OJEDA 2002; KUJAWA-PAWLACZYK 2004). Najbardziej korzystnym dla zbiorowiska roślinnego sposobem usuwania drzew i krzewów jest ich karczowanie. Spowodowane jest to faktem, iż karczowanie skutkuje odsłonięciem gleby, co stymuluje odnowienie płatów roślinności oraz umożliwia wzrost generatywny wrzосу z nasion na podłożu pozbawionym grubej warstwy mszysto-porostowej (KUJAWA-PAWLACZYK 2004). Przeprowadzenie takiego procesu wczesną wiosną (od kwietnia do maja, przed rozwojem liści) skutkuje zmniejszeniem siły odnowienia oraz rozrastania się roślin krzewiastych i drzewiastych. Do usuwania roślin pojawiających się na wrzosowiskach na skutek naturalnej sukcesji, prócz wspomnianego wcześniej karczowania, stosować można również skutecznie koszenie bądź ścinanie wraz z punktową aplikacją herbicydu na pozostałości pnia i odrośla, a także opryski herbicydami (GIMINGHAM 1992; FAGUNDEZ 2013).

Ostatnią opisywaną w ramach tej pracy metodą ochrony czynnej wrzosowisk, wykorzystywaną także tradycyjnie na obszarach, na których wrzosowiska występują naturalnie, jest kontrolowane wypalanie płatów siedliska. Pierwotnie ogień wykorzystywany był przez społeczności w celu lokalnego usunięcia roślinności leśnej i zastąpienia jej zbiorowiskami o prostszej

strukturze, które umożliwiały ich dalsze użycie w gospodarce człowieka (GIMINGHAM 1970, 1992; ODGAARD 1988; WEBB 1998, 2010; GROVES i in. 2012). Jako konkretne cele wypalania wymienić można: (1) tworzenie różnorodnej struktury siedliska, (2) przeciwdziałanie inwazji niepożądanych gatunków - na przykład krzewiastych i drzewiastych, (3) zapewnienie szybkiej i jednolitej regeneracji wegetatywnej płatu siedliska, (4) usunięcie starych lub zniszczonych kęp wrzosu w celu umożliwienia wzrostu siewek, (5) utworzenie ochronnych pasów przeciwpożarowych w lokalizacjach, w których spontaniczne pożary mogą być zagrożeniem oraz (6) przeciwdziałanie lub ograniczenie akumulacji pierwiastków biogenych na obszarze wrzosowiska (GIMINGHAM 1992).

Najkorzystniejszą porą do wykonania kontrolowanego wypalania jest przełom zimy i wiosny, po wysuszeniu pokrywy roślinnej, a przed rozpoczęciem okresu wegetacyjnego (GIMINGHAM 1992; KUJAWA-PAWLACZYK 2004). Przeprowadzenie wypalania przed rozpoczęciem okresu wegetacyjnego jest o tyle istotne, że pozwala na uniknięcie nieintencjonalnego uszkodzenia przybyszowych tkanek merystematycznych, które na skutek zmian warunków środowiskowych na sprzyjające wznowiają swoją aktywność. Uszkodzenie tkanek merystematycznych w okresie aktywnych podziałów skutkować może zahamowaniem rozwoju i ograniczeniem zdolności adaptacyjnych roślin, a w krytycznych przypadkach całkowitym zaprzestaniem wzrostu (GIMINGHAM 1992; BEGUM i in. 2013). GIMINGHAM (1992) w swoim podręczniku zarządzania wrzosowiskami precyzuje również temperatury, które powinny zaistnieć podczas kontrolowanego wypalania wrzosowiska w celu zapobiegnięcia uszkodzeniu budującego zbiorowisko wrzosu: temperatura w obrębie wypalanych krzewów nie powinna przekraczać 600°C, natomiast maksymalny czas trwania temperatur powyżej 400°C na dowolnym wycinku wypalanego płatu nie powinien przekraczać jednej minuty. Takie warunki pozwalają na to, by skutecznie usunąć większość nadziemnych części roślin, nie uszkadzając przy tym podziemnych pąków oraz nie powodując zapalenia się wierzchniej warstwy gleby - umiejętnie przeprowadzone wypalanie skutkuje zmianą temperatury nieprzekraczającą 100°C, co nie powoduje szkód względem korzeni roślin ani organizmów zimujących w glebie. Już w 1965 roku KAYLL i GIMINGHAM wykazali, że zbyt intensywne oraz zbyt częste pożary mają szkodliwy wpływ na rozwój wegetatywnych odrostów wrzosu oraz kondycję roślin.

Co do częstotliwości wypalania dane eksperymentalne jednak nie są zgodne - okazuje się, że to, jak często płaty danego siedliska powinny być wypalane, zależy od warunków środowiskowych panujących na konkretnym płacie. Podczas, gdy KUJAWA-PAWLACZYK (2004) rekomenduje powtarzalność wypalania najczęściej co 8-10 lat, BORGHESIO (2009) 3-6, GIMINGHAM (1992) 11-15 lat, a PRICE (2002) 15-20 lat. Rozbieżność między poszczególnymi badanymi typami wrzosowisk jasno wskazuje, że do określenia częstotliwości wypalania na konkretnym obszarze wymagany jest monitoring siedliska w celu określenia racjonalnej, opartej na zmaksymalizowaniu korzyści i ograniczeniu szkód gospodarki na danym siedlisku przyrodniczym. Wypalanie wrzosowisk w celu ich czynnej ochrony poprzedzone powinno zostać konsultacjami

z ekspertami, zwłaszcza z dziedziny entomologii. Działania ochronne zbiorowiska nie powinny być wykonywane kosztem zamieszkującej je zoocenozy, dlatego też wymaga się przeprowadzenia wypalania poza okresem lęgowym ptaków oraz okresami rozrodczymi innych zwierząt mogących zasiedlać tę biocenozę.

Metody ochrony czynnej stosowane na obszarze Wrzosowiska Przemkowskiego

Teren Wrzosowiska Przemkowskiego od 1997 roku jest częścią Przemkowskiego Parku Krajobrazowego. Już w 2004 roku KUJAWA-PAWLACZYK w „Poradniku ochrony siedlisk i gatunków” dedykowanym suchym wrzosowiskom wyróżniła Dyрекcję Parku Krajobrazowego za prowadzenie zabiegów ochrony czynnej, które polegają na przemiennym wykaszaniu wrzosowisk. Przemiennie wykaszanie polega na wykaszaniu wybranych powierzchni siedliska w cyklach 3-5 letnich (KUJAWA-PAWLACZYK 2004). Zarządca terenu wykazał się wiedzą na temat ochrony powierzonych mu obszarów, mimo wieloletniego braku podstawy prawnej zobowiązującej go do wspomnianego działania w formie Planu Ochrony Parku Krajobrazowego czy PZO obszaru Natura 2000 Wrzosowisko Przemkowskie. Dzięki przeprowadzaniu zabiegów wykaszania przez nadzorcę tego terenu, siedlisko 4030 nie uległo degradacji na skutek naturalnej sukcesji. Mimo dotychczasowego wykonywania działania ochronnego w postaci wykaszania przemiennego, wykaszanie z usuwaniem biomasy nie zostało wpisane w Plan Ochrony Przemkowskiego Parku Krajobrazowego z 2016 roku jako sposób ograniczenia istniejącego zagrożenia wrzosowiska, tj. „sukcesji wtórnej skutkującej zmianą fizjonomii nieleśnych siedlisk przyrodniczych oraz stopniową utratą ich walorów przyrodniczych” (Uchwała Sejmiku Województwa Dolnośląskiego 2016). Zamiast tego, uwzględniono je w zmianie PZO PLH020015 Wrzosowisko Przemkowskie z 2017 r., gdzie w kontekście działania ochronnego mającego na celu usuwanie gatunków drzewiastych zapis uzyskał formę „dopuszcza się również wykaszanie” (Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska we Wrocławiu 2017). Dodanie tej metody ochrony siedliska do PZO umotywowane zostało faktem, iż wykaszanie już w ubiegłych latach było działaniem podejmowanym w celu ochrony i rewitalizacji wrzosowisk [9].

Kolejna, wyżej opisana metoda - wypas zwierząt - mimo konkretnych zalet, nie jest stosowana na opisywanym obszarze Natura 2000. Izolacja terenu oraz brak możliwości generowania wymiernego zysku z ekstensywnej działalności hodowlanej to hipotetyczne czynniki limitujące wypas jako potencjalną metodę ochrony wrzosowiska. Wartym poddania refleksji byłaby ankieta weryfikująca ewentualną wolę współpracy okolicznych rolników prowadzących działalność hodowlaną w celu skonstruowania procesu tworzącego społecznie zaangażowany model ochrony siedliska. Na terenie Unii Europejskiej propaguje się programy rolno-środowiskowe zachęcające do tradycyjnych metod zarządzania wrzosowiskami, których przykładami mogą być: zakończony już program *HEATH* [10], brytyjskie dopłaty dla rolników zarządzających siedliskami

priorityowymi [11, 12] czy Program Rozwoju Obszarów Wiejskich w ramach Działów rolno-środowiskowo-klimatycznych, uwzględniający dopłaty za ochronę siedlisk oraz za ochronę zasobów genetycznych starych ras zwierząt hodowlanych w ekstensywnej gospodarce trwałych użytków zielonych [13], a także programy edukacyjne zwiększające świadomość przyrodniczą lokalnych społeczności i turystów, jak Moors for the Future (MRÓZ 2006) czy The Moorland Project (JAWOREK 2008).



Ryc. 3. Fragment płatu siedliska 4030 zlokalizowanego na obszarze Natura 2000 Wrzosowisko Przemkowskie cztery miesiące po przeprowadzeniu zabiegu kontrolowanego wypalania. Na zdjęciu widoczne pozostałości zdrewniałych starych pędów wrzosu, początkowo dominujące w obrębie wypalanego płatu gatunki trawiaste, częściowo usunięta warstwa mszysto-porostowa oraz niewielkich rozmiarów rozwijające się krzewinki wrzosu (W. W.).

Obligatoryjnym działaniem ochrony czynnej wrzosowisk, wpisanym w Plan Ochrony Przemkowskiego Parku Krajobrazowego, jest usuwanie pojawiających się nalotów drzew i krzewów (Uchwała Sejmiku Województwa Dolnośląskiego 2016). Jest to działanie prewencyjne, powtórzone za PZO OZW Wrzosowisko Przemkowskie, gdzie ustalony poziom zarośnięcia siedliska roślinami drzewiastymi nie może przekroczyć 10 lub 30% w zależności od płatu siedliska, co uwarunkowane jest stanem zachowania konkretnego płatu (Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska we Wrocławiu 2017). Gatunkami drzew, które na obszarze Wrzosowiska Przemkowskiego wymagają pod tym względem szczególnej obserwacji, są brzoza brodawkowata i sosna zwyczajna (KUJAWA-PAWLACZYK 2004; Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska we Wrocławiu 2017). Usuwanie roślin drzewiastych i krzewiastych z powierzchni wrzosowiska realizowane jest poprzez wykaszanie, kontrolowane wypalanie [9] oraz oczyszczanie terenu wrzosowiska przez wycinanie pojawiających się krzewów i drzew (Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska we Wrocławiu 2017) [14]. Część z tych działań

przeprowadzona została na podstawie programu „Ochrona obszarów sieci Natura 2000 w Nadleśnictwie Przemków w latach 2017-2019”, którego kluczowymi działaniami były, między innymi, odtwarzanie siedliska suchych wrzosowisk przez usuwanie roślinności drzewiastej oraz zmniejszenie presji na zasoby leśne poprzez utworzenie i modernizację miejsc postoju pojazdów należących do turystów [15].

Przeprowadzony na terenie Wrzosowiska Przemkowskiego projekt „Opracowanie zasad ochrony przeciwpożarowej obiektów chronionych oraz stosowania kontrolowanego wypalania jako metody czynnej ochrony przyrody” (ryc. 2-3) realizowany przez Laboratorium Ochrony Przeciwpożarowej Lasu Instytutu Badawczego Leśnictwa oraz Instytut Biologii Środowiskowej Uniwersytetu Wrocławskiego oraz poprzedzające go kontrolowane wypalania płatów wrzosowiska wykazały pozytywne rezultaty w kontekście zachowania siedliska oraz jego rewitalizacji [9, 16].

Wyszczególnione pozytywne efekty kontrolowanego wypalania płatów wrzosowiska to, między innymi, brak spadku różnorodności biologicznej, tworzenie mozaiki płatów w różnych stadiach sukcesji umożliwiających tworzenie populacji bezkręgowców o różnych preferencjach środowiskowych, a także zapobieganie wtórnej sukcesji siedliska [9, 16]. Monitoring płatu siedliska wypalonego jako pierwszy, w 2015 roku, wykazał, że wznowienie wzrostu miało miejsce w przypadku aż 85% kęp wrzosu, zwłaszcza w miejscach, w których doszło do usunięcia warstwy mszysto-porostowej [16]. Trwający w latach 2014-2019 projekt pozwolił na ustalenie ogólnych warunków przeprowadzania wypałów. Zgodnie z nimi wypalana powierzchnia nie powinna przekraczać 2 ha, a najdogodniejszym okresem przeprowadzenia wypalania powinna być zima. Konieczna prócz tego jest każdorazowa ocena ryzyka przeprowadzenia wypalania oraz sporządzenie planu zabezpieczenia akcji [17]. Zapis dotyczące działania ochrony czynnej polegającego na kontrolowanym wypalaniu płatów siedliska na powierzchniach o wielkości 1,5-3 ha w wyznaczonych oddziałach leśnych został dodany do zaktualizowanego w 2017 r. PZO Wrzosowiska Przemkowskiego (Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska we Wrocławiu 2017) [9]. Dodatkowo, Instytut Badawczy Leśnictwa planuje przeprowadzenie kolejnych działań związanych z kontrolowanym wypalaniem na obszarze przemkowskiego wrzosowiska wraz z rozszerzeniem go na siostrzany pod względem genezy obszar Natura 2000 Diabelskie Pustacie w ramach projektu „Czynna ochrona wrzosowisk poprzez kontrolowane wypalanie na obszarach sieci Natura 2000 Wrzosowisko Przemkowskie PLH020015 i Diabelskie Pustacie PLH320048” [9].

Podsumowanie

Wrzosowiska niżowe jako zbiorowiska półnaturalne wymagają czynnej ochrony ze strony człowieka, dzięki któremu zaistniały również warunki umożliwiające im utworzenie się na danym terenie. Na obszarach, na których wrzosowiska wykorzystywane były w ramach tradycyjnej gospodarki rolnej tworzą one cenny przykład krajobrazu kulturowego, który jednak wraz

ze zmianami modelu prowadzenia działalności rolnej oraz pozarolniczej stał się zagrożony w skali Europy. Historyczne wykorzystanie wrzosowisk ma różnorakie oblicza: od wypasu zwierząt w sezonie wegetacyjnym, pozyskania paszy, przez zdobywanie opału, wykorzystanie w budownictwie czy także jako substrat służący do użyźniania okolicznych pól. Tradycyjnymi metodami gospodarki wrzosowiskami są: wypas zwierząt hodowlanych, wykaszanie oraz kontrolowane wypalanie płatów siedliska. Pozwalają one na jednoczesne ograniczanie nadmiernego rozrostu krzewinek wrzosu oraz odnowień roślin drzewiastych i krzewiastych, odświeżanie zbiorowiska roślinnego i ułatwiają dalszy rozwój wegetatywny i generatywny wrzosu.

Teren wyznaczony jako obszar PLH020015 Wrzosowisko Przemkowskie był regularnie poddawany zabiegom wykaszania oraz usuwania roślin drzewiastych i krzewiastych z powierzchni siedliska. Prowadzony w latach 2014-2019 na Wrzosowisku Przemkowskim projekt „Opracowanie zasad ochrony przeciwpożarowej obiektów chronionych oraz stosowania kontrolowanego wypalania jako metody czynnej ochrony przyrody”, umożliwił także opracowanie metodyki wykonywania kontrolowanego wypalania na wrzosowiskach, która możliwa, że stosowana będzie także na innych podobnych siedliskach.

Prowadzone aktualnie na obszarze PLH020015 działania ochrony czynnej umożliwiają zachowanie siedliska 4030 w dobrym stanie i realizują założenia Planu Zadań Ochronnych tego obszaru Natura 2000. Ostateczne wnioski w kwestii oceny skuteczności podejmowanych działań ochronnych, zwłaszcza w przypadku stosunkowo nowego dla tego siedliska kontrolowanego wypalania, całościowo możliwe będą do określenia po uzyskaniu wyników najbliższego monitoringu siedliska 4030, który powinien zostać przeprowadzony w roku 2021. Biorąc pod uwagę konieczność wykonywania działań ochrony czynnej w celu utrzymania walorów przyrodniczych siedliska (w tym potencjalnie kontrowersyjnego kontrolowanego wypalania), wartym rozważenia jest poświęcenie większej uwagi działalności edukacyjnej oraz zaangażowaniu lokalnych społeczności. Upowszechnianie świadomości wartości przyrodniczej tego obszaru Natura 2000 oraz celu przeprowadzania na terenie Wrzosowiska konkretnych działań ochrony czynnej może pełnić ważną rolę w zapobieganiu antropogenicznemu niszczeniu siedliska związanemu z działalnością rolniczą, komunalną czy turystyczną, co może wpłynąć pozytywnie na stan zachowania siedliska oraz kondycję zamieszkujących je organizmów.

Piśmiennictwo

Prace opublikowane

ADAMSKA E., DEPTUŁA M., FILBRANDT-CZAJA A., KAMIŃSKI D., LEWANDOWSKA-CZARNECKA A., NIENARTOWICZ A., SEWERNIAK P. 2015. Heathlands and associated communities in Kujawy and Pomerania: management, treatment and conservation. Towarzystwo Naukowe w Toruniu. Toruń: 236 ss.

- AERTS R., HEIL G. W. 1993. General introduction. [W:] R. AERTS, GW. HEIL [red.]. *Heathlands: Patterns and Processes in a Changing Environment*. Springer Science & Business Media, Dordrecht: 1-24.
- ANDRÉS C., OJEDA F. 2002. Effects of afforestation with pines on woody plant diversity of Mediterranean heathlands in southern Spain. *Biodiversity and Conservation*, **11**: 1511-1520.
- BEGUM S., NAKADA S., YAMAGISHI Y., ORIBE Y., FUNADA R. 2013. Regulation of cambial activity in relation to environmental conditions: understanding the role of temperature in wood formation of trees. *Physiologia Plantarum*, **147**(1): 46-54.
- BENA W. 2004. Opis. [W:] D. JOŃCZY, P. PACIEJEWSKI, R. FRONIA, W. BENA, Towarzystwo Bory Dolnośląskie. *Bory Dolnośląskie, Przemkowski Park Krajobrazowy*. Mapa. 1:75 000. Wydawnictwo Turystyczne Plan.
- BERENDSE F., SCHMITZ M., DE VISSER W. 1994. Experimental manipulation of succession in heathland ecosystems. *Oecologia*, **100**: 38-44.
- BORGHESIO L. 2009. Effects of fire on the vegetation of a lowland heathland in North-western Italy. *Plant Ecology*, **201**(2): 359-367.
- DENTON J. 2014. Heathland conservation grazing: It's not all good. *ECOS*, **35**(3/4): 38-43.
- DIEMONT H., JANSEN J. 1998. A cultural view on European heathlands. *Transactions of the Suffolk Naturalists' Society*, **34**: 32-34.
- ELLENBERG H. 1988. *Vegetation ecology of Central Europe*. Cambridge University Press. Cambridge-New York-New Rochelle-Melbourne-Sydney: 339 ss.
- FAGUNDEZ J. 2013. Heathlands confronting global change: drivers of biodiversity loss from past to future scenarios. *Annals of Botany*, **111**(2): 151-172.
- GARCIA RR., FRASER MD., CELAYA R., FERREIRA LMM., GARCIA U., OSORO K. 2013. Grazing land management and biodiversity in the Atlantic European heathlands: a review. *Agroforestry Systems*, **87**: 19-43.
- GIMINGHAM CH. 1992. *The lowland heathland management book*. English Nature. Peterborough: 99 ss.
- GIMINGHAM CH. 1970. British Heathland Ecosystems: The Outcome of Many Years of Management By Fire. *Proceedings of the Annual Tall Timbers Fire Ecology Conference*, **10**: 293-321.
- GROVES JA., WALLER MP., GRANT MJ., SCHOFIELD JE. 2012. Long-term development of a cultural landscape: the origins and dynamics of lowland heathland in southern England. *Vegetation History and Archaeobotany*, **21**: 453-470.

- JAWOREK J. 2008. Rola społeczeństwa w ochronie i zarządzaniu krajobrazem na przykładzie Caerlaverock i Langholm and Newcastleton Hills w południowej Szkocji. *Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego*, **10**: 592-599.
- KAYLL AJ., GIMINGHAM CH. 1965 Vegetative regeneration of *Calluna vulgaris* after fire. *Journal of Ecology*, **53**: 729-734.
- KUJAWA-PAWLACZYK J. 2004. Suche wrzosowiska (*Calluno-Genistion*, *Pohlio-Callunion*, *Calluno-Arctostaphylon*). [W:] J. HERBICH [red.]. Murawy, łąki, ziołorośla, wrzosowiska, zarośla. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 - podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska. Warszawa, **3**: 39-43.
- MILES J. 1981. Problems in heathland and grassland dynamics. *Vegetatio*, **46**: 61-74.
- MILLER GR., MILES J. 1970. Regeneration of heather (*Calluna vulgaris* (L.) HULL) at different ages and seasons in north-west Scotland. *Journal of Applied Ecology*, **7**: 51-60.
- MITCHELL RJ, MARRS RH., LE DUC MG., AULD MHD. 1997. A study of succession on lowland heathlands in Dorset, southern England: changes in vegetation and soil chemical properties. *Journal of Applied Ecology*, **34**: 1426-1444.
- MRÓZ B. 2006. Dla kogo wrzosowiska? *Bociek*, **88**(4): 24-28.
- ODGAARD BV. 1988. Heathland history in western Jutland, Denmark. [W:] HH. BIRKS, HJB. BIRKS, PE. KALAND, D. MOE [red.]. The cultural landscape, past, present and future. Cambridge University Press. Cambridge-New York-New Rochelle-Melbourne-Sydney: 311-319.
- OLSSON EGA. 2020. The shaping of food landscaped from the Neolithic to Industrial period. Changing agro-ecosystems between three agrarian revolutions. [W:] J. ZUENERT, T. WATERMAN (red.) *Routledge Handbook of Landscape and Food*). Routledge. Abingdon: 24-40.
- PRICE EAC. 2002. Lowland grassland and heathland habitats. Routledge. New York: 264 ss.
- RODE MW., LEUSCHNER C., RUNGE M., CLAUSS C., LÜBBE K., MARGRAF S. 1992. Heathland-forest-succession in North-West Germany: Morphological and Chemical Properties of the Soil under Different Successional Stages. [W:] A. TELLER, P. MATHY, JNR. JEFFERS [red.] *Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes*. Springer. Dordrecht: 780-781.
- RYCHŁA A., FRĄCKOWIAK P., SZUSTKA K. 2002. Płazy i gady Przemkowskiego Parku Krajobrazowego. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, **54**(4): 37-51.

- SOSIN-BZDUCHA E., CHEŁMIŃSKA A., SIKORA J. 2012. Wypas owiec jako element czynnej ochrony Krajobrazu Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej. *Wiadomości Zootechniczne*, **2**: 85-88.
- WALLISDEVRIES MF., NOORDIJK J., COLIJN EO., SMIT JT., VELING K. 2016. Contrasting responses of insect communities to grazing intensity in lowland heathlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **234**: 72-80.
- WEBB NR. 1998. History and ecology of European heathlands. *Transactions of the Suffolk Naturalists' Society*, **34**: 1-31.
- WEBB NR. 2010. European Heathlands: a case-history in conservation practice. [W:] SA. BENGTSON [red.]. Dorete - her Book: Being a Tribute to Dorete Bloch and to Faroese Nature). *Annales Societatis Scientiarum Færoensis. Supplementum*, **52**: 139-156.
- WIŚNIEWSKI K., DAWIDOWICZ A. 2017. *Uloborus walckenaerius* and *Oxyopes heterophthalmus* in Poland (Araneae: Uloboridae, Oxyopidae). *Arachnologische Mitteilungen*, **54**: 48-51.
- WIŚNIEWSKI K., MALKIEWICZ A., BENA W. 2015. Nowe stanowiska strojnisia nadobnego *Philaeus chrysops* (Araneae: Salticidae) w Polsce. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzn*, **71**(3): 3-9.
- Uchwała nr XXII/669/16 Sejmiku Województwa Dolnośląskiego z dnia 25 maja 2016 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony Przemkowskiego Parku Krajobrazowego. Poz. 2865.
- Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska we Wrocławiu z dnia 18 czerwca 2014 r. w sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Wrzosowisko Przemkowskie PLH020015. Poz. 2813.
- Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska we Wrocławiu z dnia 19 października 2017 r. zmieniające zarządzenie w sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Wrzosowisko Przemkowskie PLH020015. Poz. 4299.

Źródła internetowe

- [1] https://projekty-rozwojowe.lasy.gov.pl/projekty-rozwojowe/-/asset_publisher/7PcENrBX_lBZJ/content/czynna-ochrona-cietrzewia-na-gruntach-w-zarzadzie-lp, dostęp 14 VII 2020.
- [2] http://wroclaw.rdos.gov.pl/files/artykuly/19803/plh020015_PIK_dokumentacja_icon.pdf, dostęp 15 VII 2020.
- [3] <https://www.bibliotekacyfrowa.pl/dlibra/publication/32918/edition/39942/content>, dostęp 14 VII 2020.
- [4] https://osiecznica.bip.net.pl/?p=document&action=show&id=2542&bar_id=2634, dostęp 15 VII 2020.

- [5] <http://www.poradziekie.szprotawa.org.pl/pstraze.html>, dostęp 14 VII 2020.
- [6] <http://publications.naturalengland.org.uk/publication/81012>, dostęp 15 VII 2020.
- [7] <http://publications.naturalengland.org.uk/publication/72034>, dostęp 16 VII 2020.
- [8] <http://publications.naturalengland.org.uk/publication/50034>, dostęp 16 VII 2020.
- [9] http://wroclaw.rdos.gov.pl/files/artykuly/19802/uzasadnienie_RDOS_Wroclaw_Dz_Urz_Woj_Dol_4299_icon.pdf, dostęp 19 VII 2020.
- [10] <https://keep.eu/projects/1175/>, dostęp 19 VII 2020.
- [11] <https://www.gov.uk/countryside-stewardship-grants/restoration-of-forestry-and-woodland-to-lowland-heathland-lh2>, dostęp 19 VII 2020.
- [12] <https://www.gov.uk/countryside-stewardship-grants/management-of-lowland-heathland-lh1>, dostęp 19 VII 2020.
- [13] <https://www.arimr.gov.pl/pomoc-unijna/prow-2014-2020/dzialanierolnosrodowiskowo-klimatyczne-oraz-rolnictwo-ekologiczne-w-2015-roku-projekt-prow/dzialanie-10-dzialanie-rolnosrodowiskowo-klimatyczne-kampania-2019.html>, dostęp 21 VII 2020.
- [14] https://www.ckps.lasy.gov.pl/aktualnosci//asset_publisher/q36V141HqFOx/content/zeby-zakwitly-wrzosy/pop_up, dostęp 21 VII 2020.
- [15] https://www.ckps.lasy.gov.pl/listarealizowanychprojektow/-/asset_publisher/bSruQg10IP6e/content/nadlesnictwo-przemkow?inheritRedirect=false&redirect=http%3A%2F%2Fwww.ckps.lasy.gov.pl%2Flista-realizowanych-projektow%3Fp_p_id%3D101_INSTANCE_bSruQg10IP6e%26p_p_lifecycle%3D0%26p_p_state%3Dnormal%26p_p_mode%3Dview%26p_p_col_id%3Dcolumn-1%26p_p_col_count%3D1#.XytntCgzZPZ, dostęp 21 VII 2020.
- [16] https://www.ibles.pl/informacje/informacja//asset_publisher/MWbQPkLKJ3TA/content/kontrolowane-wypalanie-wrzosu, dostęp 21 VII 2020.
- [17] https://www.laspolski.pl/Ochrona_przyrody_wypalanie_zdano_egzamin,stro-na-3612.html, dostęp 21 VII 2020.

Czy powierzchniowe formy ochrony przyrody chronią zbiorowiska trawiaste? Studium przypadku dla województwa dolnośląskiego

Anna KOLASIŃSKA, Tomasz H. SZYMURA

Katedra Ekologii, Biogeochemii i Ochrony Środowiska, Wydział Nauk Biologicznych,
Uniwersytet Wrocławski

Anna KOLASIŃSKA: anna.m.k.kolasinska@gmail.com

Abstrakt

Zbiorowiska trawiaste (ZT), głównie łąki i pastwiska, stanowią ostoję różnorodności biologicznej oraz zapewniają wiele usług ekosystemowych. Większość z nich powstała w wyniku wycinki lasów i jest utrzymywana przez wypas lub koszenie. Na terenie Unii Europejskiej cenne przyrodniczo ZT tworzą 28% obszarów chronionych. Niestety powierzchnia ZT zmniejsza się w całej Europie, ponieważ podlegają one konwersji na inne formy użytkowania: zarastają w wyniku zarzucenia gospodarki lub ulegają degradacji w wyniku zbyt intensywnego użytkowania. Celem pracy była ocena efektywności powierzchniowych form ochrony przyrody na Dolnym Śląsku w stosunku do ZT. Dane o ich rozmieszczeniu pozyskano z bazy danych Copernicus Europe's eyes on Earth, a dane dotyczące form ochrony przyrody ze strony Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska. Następnie porównano udział procentowy powierzchni ZT na terenie województwa, z udziałem w formach ochrony, a istotność różnic testowano testem pojedynczej proporcji. Wyniki wskazują, że zarówno parki narodowe jak i rezerваты przyrody nie były projektowane w celu ochrony ZT, ponieważ ich udział w całkowitej powierzchni jest istotnie ($p < 0,001$) mniejszy niż udział ZT w województwie. Skuteczną formą ochrony ZT na Dolnym Śląsku są obszary Natura 2000, gdzie udział ZT jest istotnie ($p < 0,001$) większy od udziału w województwie, chociaż procent chronionych na ich obszarze ZT jest niższy w porównaniu do średniej na terenie Unii Europejskiej.

Abstract

Grasslands, mainly meadows and pastures, are refuge of biodiversity and provide a wide range of ecosystem service. Most of the grasslands originate from deforestation and they are maintained by grazing or mowing. Valuable semi-natural grasslands consists 28% of protected areas in European Union. Unfortunately grasslands area is decreasing in whole Europe because they are constantly undergoing conversions to other forms of use; they overgrow as a result of farming abandoning or they undergo degradation as a result of too intensive use. The goal of the study was assess the effectiveness of nature conservation forms in Lower Silesia in relation to the grasslands. The data on the distribution of grasslands were derived from the Copernicus Europe's eyes on Earth and the data on the distribution of nature protection forms from the General Directorate for Environmental Protection. The percentage of grasslands in the voivodship was compared with the percentage of grasslands in the nature protection forms, and the significance of differences was tested by one-proportion test. The results indicate that both national parks and nature reserves were not designed to protect the grasslands because their percentage in total areas is significantly ($p < 0.001$) lower than percentage of grasslands in the voivodship. The effective nature conservation form of the grasslands in Lower Silesia is Natura 2000 system, where percentage of grasslands is significantly ($p < 0.001$) higher that percentage of grasslands in the voivodship, although the

percentage of grasslands protected in their area is still lower than average in the European Union.

Słowa kluczowe: ochrona przyrody, parki narodowe, rezerваты przyrody, obszary Natura 2000, parki krajobrazowe

Keywords: nature protection, national parks, nature reserves, Natura 2000, landscape parks

Wstęp

Zbiorowiska trawiaste (ZT), na które składają się łąki oraz pastwiska powstałe głównie w wyniku wycinki lasów, są rozprzestrzenione po wszystkich biogeograficznych regionach Europy. Ich trwanie uzależnione jest od ekstensywnego użytkowania polegającego na wypasie oraz koszeniu (JANSSEN i in. 2016). Zapewniają one wielu usług ekosystemowych, m.in. dostarczają żywności, wody oraz surowców. Stanowią źródło zasobów genetycznych, będąc siedliskiem życia licznych gatunków. Pastwiska jako miejsca wypasu zwierząt emitujących CH_4 oraz N_2O , uczestniczą w regulacji jakości powietrza. Ponadto zbiorowiska trawiaste mają zdolność magazynowania CO_2 dzięki czemu uczestniczą w regulacji klimatu. Biorą także udział łagodzeniu ekstremalnych zjawisk takich jak powodzie czy osunięcia ziemi. Uczestniczą w regulacji cyklu hydrologicznego, ponieważ magazynują wodę oraz wpływają na czas i wielkość spływu, który mogą zmniejszyć nawet o 20% w porównaniu z gruntami ornymi i o 50% w porównaniu z obszarami miejskimi, co wiąże się z kolejną usługą, jaką jest zapobieganie erozji wodnej, dzięki czemu gleba nie jest tracona w wyniku spływu (HÖNIGOVÁ i in. 2012).

Chociaż zbiorowiska trawiaste mają wysoką wartość dla ochrony przyrody w Unii Europejskiej to możliwości ich ochrony są relatywnie małe (SZYMURA i SZYMURA 2019). Głównym zagrożeniem dla zbiorowisk trawiastych jest zaniechanie tradycyjnego zarządzania polegającego na wypasaniu lub ekstensywnym koszeniu, co prowadzi do uaktywnienia się procesu sukcesji, powodującej zarastanie łąk gatunkami ekspansywnymi oraz inwazyjnymi (KADEJ i in. 2014). Zbyt częste koszenie również nie sprzyja zachowaniu bogactwa gatunkowego, gdyż taki sposób użytkowania faworyzuje trawy i niską roślinność jednoroczną oraz prowadzi do zmniejszenia populacji owadów zapylających, ponieważ częste koszenie nie dopuszcza do rozwinięcia się kwiatów (WATSON i in. 2019). Do utraty bioróżnorodności na łąkach przyczynia się także akumulacja, tzw. wojłoku, ponieważ pozostawienie skoszonej biomasy powoduje zmniejszenie ilości światła docierającego do gleby, a to utrudnia kiełkowanie nasion i negatywnie wpływa na rozwój gatunków światłolubnych. Ponadto rozkładająca się biomasa powoduje wzrost żyzności siedliska, co może skutkować wkraczaniem gatunków nitrofilnych. Dużym problemem jest także intensyfikacja produkcji rolniczej, której celem jest osiągnięcie wysokiej produkcji (STALENGA i in. 2016). Często, aby osiągnąć wysoką produkcję sieje się kilka gatunków wysokoprodukcyjnych traw, co prowadzi do degradacji łąk. Zdarza się, że te zdegradowane powierzchnie zamieniane są na przynoszące większe zyski pola uprawne (KADEJ i in. 2014). Dodatkowym zagrożeniem

w przypadku łąk wilgotnych jest regulacja i obwałowanie rzek, które uniemożliwiają zalewanie, a to prowadzi do przesuszania tych siedlisk (STALENGA i in. 2016).

Celem pracy było analiza ochrony zbiorowisk trawiastych na terenie województwa dolnośląskiego. Weryfikacji poddano hipotezę mówiącą o tym, że system ochrony przyrody na Dolnym Śląsku nie jest projektowany z uwagi na zbiorowiska trawiaste.

Material i metody

Obszar badań

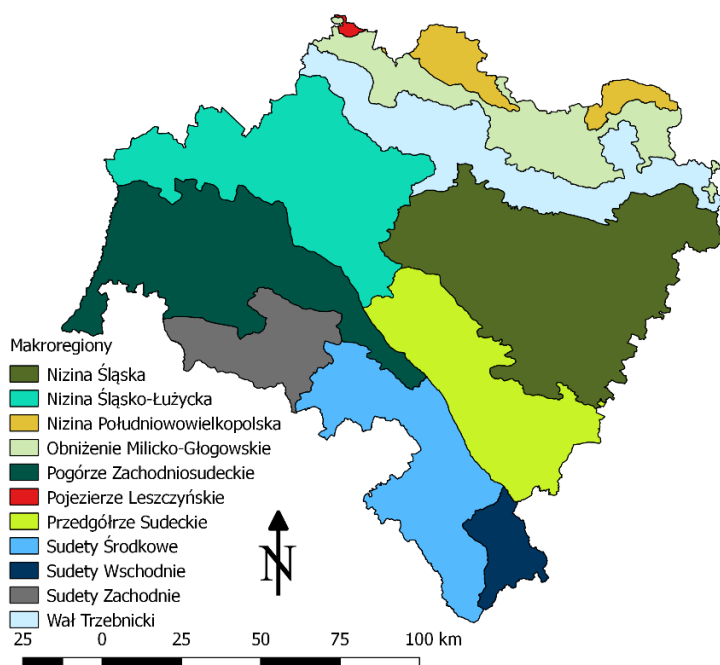
Województwo dolnośląskie zajmuje powierzchnię 19 948 km² i położone jest w południowo zachodniej części Polski (CICHOCKI 2005) (ryc. 1). Pod względem fizycznogeograficznym obejmuje kilka jednostek fizycznogeograficznych (Sudety Wschodnie, Sudety Środkowe, Pogórze Sudeckie, Pogórze Zachodniosudeckie, Nizina Śląska, Nizina Śląsko-Łużyckiej, Nizina Południowowielkopolska, Wał Trzebnicki, Obniżenie Milicko-Głogowskie, Pojezierze Leszczyńskie) (MIGOŃ i KASPRZAK 2015) (ryc. 2). Z uwagi na hydroografię położone jest w zlewni Odry oraz w niewielkiej części na obszarze dorzecza Łaby (zlewnia Izery, Metuje i Orlicy) (STAŚKO 2015).



Ryc. 1. Położenie administracyjne Dolnego Śląska [1].

Dolny Śląsk położony jest w strefie klimatu umiarkowanego. Ze względu na ukształtowanie terenu, a w szczególności znaczne różnice w wysokości nad poziomem morza (zakres wysokości 70-1603 m n.p.m.) występuje znaczne zróżnicowanie topoklimatyczne (GŁOWICKI i in. 2005).

Dolny Śląsk odznacza się skomplikowaną budową geologiczną, która wpływa na zróżnicowanie skał macierzystych decydujących o rodzajach i gatunkach powstających gleb. W przypadku Dolnego Śląska dominują skały kwaśne (granity, gnejsy, piaskowce), udział skał zasadowych jest ograniczony (gabra, serpentynity, wapienie) (SACHANBIŃSKI 2015).



Ryc. 2. Makroregiony Dolnego Śląska
(opracowanie własne na podstawie KONDRACKIEGO 2002).

Źródła danych przestrzennych

W pracy wykorzystano bazę danych Copernicus Europe's eyes on Earth, z której pobrano mapy rozmieszczenia obszarów trawiastych. Do analizy wykorzystana została warstwa Pan-European High Resolution Layers o rozdzielczości rastra równej 100 m, która została utworzona na podstawie zdjęć satelitarnych wykonanych przez satelitę Sentinel-2A, Sentinel-1A i B oraz Landsat 8 OLI [2]. Zbiorowiska trawiaste wchodzące w skład tej warstwy definiowane są jako łąki obejmujące wszystkie rodzaje użytków zielonych: łąki uprawne, półnaturalne oraz naturalne użytki zielone, które są tutaj rozumiane z jako obszary pokryte w 30% roślinnością zielną z czego 30% stanowią gatunki

trawiaste. Na obszarach tych mogą również występować: porosty, mchy i paprocie. Dodatkowo mogą rosnąć drzewa i krzewy, ale nie mogą zajmować więcej niż 10% powierzchni. Do użytków zielonych zaliczono także: wrzosowiska z wysoką trawą, która pokrywa 90% obszaru, trawiaste wybrzeża - szare wydmy i solne łąki - pokryte w co najmniej 30% roślinnością trawiastą, łąki w parkach miejskich, zieleń miejską na obszarach zamieszkałych i uprzemysłowionych, pola golfowe i boiska, półpustynne stepy porośnięte bylicą, łąki na których nie wypasa się bydła pozwalając na wzrost oraz nieużytkowane łąki na poligonach wojskowych (LANGANKE i in. 2017).

Ze strony Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska pobrano mapy obszarów chronionych: parków narodowych, parków krajobrazowych, rezerwatów przyrody oraz obszarów Natura 2000 [3].

Techniki GIS wykorzystane do kompilacji materiałów źródłowych

W celu obliczenia powierzchni zbiorowisk trawiastych na Dolnym Śląsku, w programie QGIS wykorzystano podkład mapowy, który zawierał informacje o rozmieszczeniu przestrzennym zbiorowisk trawiastych i mapę rozmieszczenia parków narodowych, parków krajobrazowych, rezerwatów przyrody, obszarów Natura 2000. Posługując się dostępnym w programie narzędziem „iloczyn” przycięto te warstwy do granicy administracyjnej województwa dolnośląskiego. Następnie, w programie SAGA GIS za pomocą narzędzia „Clip Grid with Polygon” wyodrębniono części płatów zbiorowisk trawiastych położone na terenie różnych form ochrony przyrody. Nowe warstwy zostały kolejno weksportowane jako GeoTIFF i otworzone w programie Fragstats, gdzie obliczono całkowitą powierzchnię zbiorowisk trawiastych na danym obszarze chronionym.

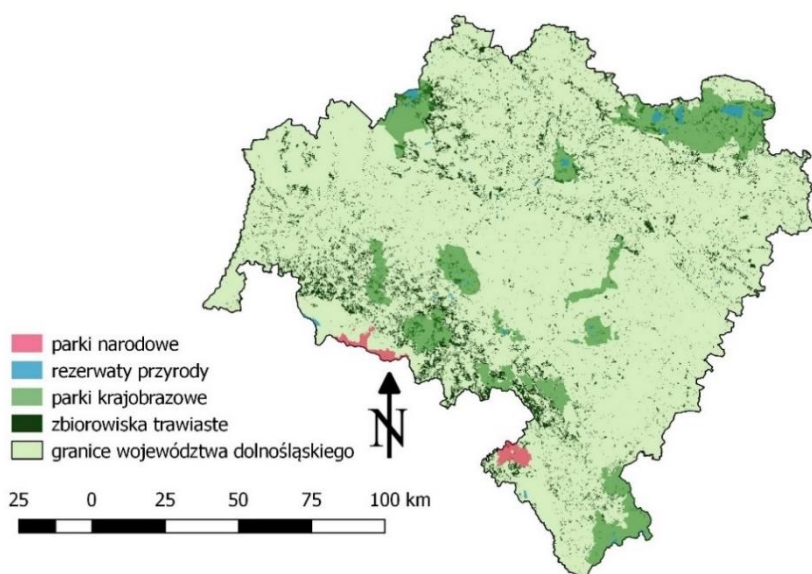
W celu testowania hipotezy, mówiącej o tym, że system ochrony przyrody na Dolnym Śląsku nie jest projektowany z uwagi na zbiorowiska trawiaste porównano udział procentowy powierzchni zbiorowisk trawiastych na obszarach chronionych z udziałem procentowym dla całego województwa dolnośląskiego. Istotność statystyczną różnic sprawdzono wykonując w programie Past 4.01 test pojedynczej proporcji (ang. one proportion test) (PAN 2002).

Wyniki

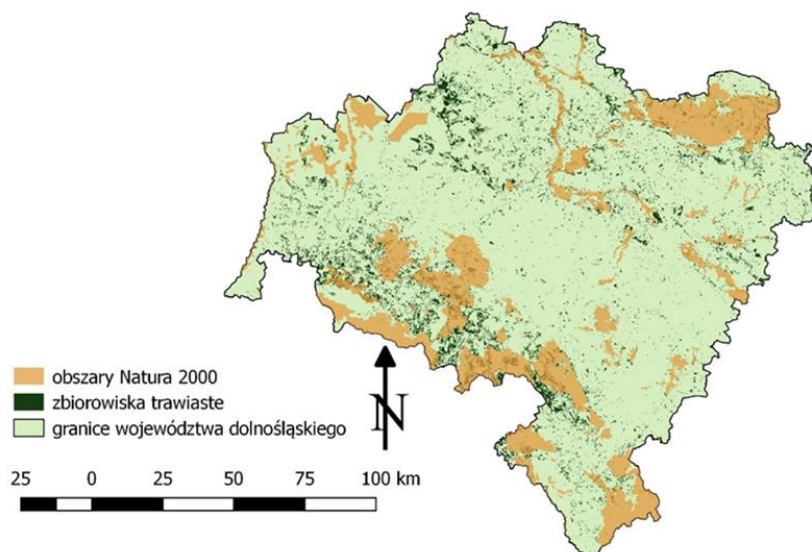
Udział zbiorowisk trawiastych na obszarach chronionych Dolnego Śląska jest niewielki (Tabela 1). Waha się od 1,6% do 11,2% całkowitej powierzchni danej formy ochrony. Najmniejszy udział zbiorowisk trawiastych występuje na obszarach parków narodowych, gdzie stanowią tylko 1,6% ich całkowitej powierzchni. Niewiele większy ich udział, wynoszący 2,8% powierzchni występuje na terenach rezerwatów przyrody. Sytuacja wygląda nieco lepiej w przypadku parków krajobrazowych, gdzie udział zbiorowisk trawiastych wynosi 9,4% (ryc. 3). Największy udział zbiorowisk trawiastych na Dolnym Śląsku, w porównaniu z innymi formami ochrony, występuje na obszarach Natura 2000, w których stanowią one 11,2% powierzchni (ryc. 4).

Tabela 1. Udział zbiorowisk trawiastych na obszarach chronionych Dolnego Śląska [opracowanie własne na podstawie Pan-European High Resolution Layers (2015)] i wyniki porównania (z, p) z udziałem w skali województwa. Udział procentowy zbiorowisk trawiastych dla województwa to 7,9%.

Obszary chronione	Powierzchnia [ha]	Powierzchnia zbiorowisk trawiastych [ha]	% zbiorowisk trawiastych	z	p
parki narodowe	12287,5	200,7	1,6	-26	< 0,001
parki krajobrazowe	203726,7	19135,6	9,4	25	< 0,001
rezerваты przyrody	10676,6	294,8	2,8	-20	< 0,001
obszary Natura 2000	354732,4	39893,2	11,2	73	< 0,001



Ryc. 3. Rozmieszczenie zbiorowisk trawiastych na tle obszarów chronionych (parki narodowe, rezerваты przyrody, parki krajobrazowe) i granic województwa dolnośląskiego [opracowanie własne na podstawie danych z Pan-European High Resolution Layers (2015) i GDOŚ].



Ryc. 4. Rozmieszczenie zbiorowisk trawiastych na tle granic województwa dolnośląskiego i obszarów Natura 2000 [opracowanie własne na podstawie danych z Pan-European High Resolution Layers (2015) i GDOŚ].

Wyniki testu pojedynczej proporcji wykazały, że zbiorowiska trawiaste zajmują na terenie parków narodowych mniejszą powierzchnię, niż wynikałoby to statystycznie z ich udziału w województwie podobnie jest w przypadku rezerwatów. W przypadku parków krajobrazowych udział nie odbiegał od udziału w województwie. Natomiast na obszarach Natura 2000 zbiorowiska trawiaste miały istotnie większy udział niż wynikałoby to z udziału w województwie.

Dyskusja

Zbiorowiska trawiaste w Unii Europejskiej tworzą 28% obszarów chronionych. To klasyfikuje je na drugim miejscu zaraz po lasach, zajmujących 50% powierzchni obszarów chronionych UE jako najważniejsze powierzchniowo siedliska dla zachowania różnorodności biologicznej (MÜCHER i in. 2009). W Polsce udział zbiorowisk trawiastych na obszarach chronionych jest prawie dwukrotnie niższy niż średnio w Unii Europejskiej. To sugeruje, że istniejący na obszarze Polski system ochrony przyrody nie jest projektowany w celu ochrony zbiorowisk trawiastych. Z punktu widzenia zbiorowisk trawiastych, biorąc pod uwagę dane ilościowe, system ten właściwie mógł zostać zaprojektowany losowo (SZYMURA i SZYMURA 2019).

W przypadku województwa dolnośląskiego tylko niewielki procent ZT podlega ochronie w ramach parków narodowych i rezerwatów przyrody, ponieważ były one tworzone głównie z uwagi na ochronę ekosystemów leśnych. Pierwsze parki narodowe w Polsce - Pieniński Park Narodowy, Białowiecki Park Narodowy, Świętokrzyski Park Narodowy - powstały wyniku rozszerzenia już

istniejących, nieformalnych rezerwatów przyrody, które zostały tam utworzone właśnie w celu ochrony ekosystemów leśnych. W całej historii rozwoju rezerwatów przyrody dominowały rezerwaty leśne, które stanowią obecnie w Polsce około 50% wszystkich rezerwatów przyrody. Lasy stanowią również około 55% całkowitej powierzchni rezerwatów krajobrazowych oraz torfowiskowych, 14% rezerwatów florystycznych i poniżej 10% powierzchni pozostałych rezerwatów. Wiele rezerwatów (501) zlokalizowanych jest w granicach parków krajobrazowych i jest zarządzana przez Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe. W Polsce praktycznie nie występują rezerwaty, których celem jest ochrona zbiorowisk trawiastych. Istnieją 33 rezerwaty stepowe, które powoływano w celu ochrony muraw i zarośli kserotermicznych, ale często w momencie powstania uzyskiwały one statut ścisłej ochrony, co prowadziło do ubożenia bogatych gatunkowo siedlisk (SYMONIDES 2014).

Wyniki wskazują, że jedyną skuteczną na większą skalę przestrzenną formą ochrony powierzchniowej ZT w przypadku województwa dolnośląskiego jest system obszarów Natura 2000, ponieważ udział zbiorowisk trawiastych jest w nich wyższy niż średnia dla województwa. Wynika to z faktu, że przedmiotem ochrony jest 10 typów najcenniejszych w skali Unii Europejskiej siedlisk łąkowych i murawowych. Jednak w porównaniu do średniej dla Unii Europejskiej, udział zbiorowisk trawiastych w systemie Natura 2000 w województwie dolnośląskim i tak jest relatywnie niski. Natomiast istniejący system rezerwatów i parków narodowych jest niewystarczający dla ochrony zbiorowisk trawiastych na Dolnym Śląsku.

Podsumowanie

Zbiorowiska trawiaste dostarczają wielu usług ekosystemowych. Jednak mimo tego ich powierzchnia zmniejsza się na skutek zaniechania tradycyjnej gospodarki polegającej na ekstensywnym użytkowaniu. Wyniki analiz sugerują, że parki narodowe, rezerwaty przyrody oraz parki krajobrazowe nie były projektowane z uwagi na zbiorowiska trawiaste, a jedyną skuteczną formą ochrony zbiorowisk trawiastych na Dolnym Śląsku są obszary Natura 2000.

Piśmiennictwo

Prace opublikowane

- CICHOCKI Z. 2005. Podstawowe informacje o województwie. [W:] J. BLACHOWSKI, E. MARKOWICZ-JUDYCKA, D. ZIĘBA [red.]. Opracowanie ekofizjograficzne dla województwa dolnośląskiego. Zarząd województwa dolnośląskiego. Wojewódzkie biuro urbanistyczne we Wrocławiu. Wrocław: 8-9.
- GŁOWICKI B., OTOP I., URBAN G., TOMCZYŃSKI K. 2005. Klimat. [W:] J. BLACHOWSKI, E. MARKOWICZ-JUDYCKA, D. ZIĘBA [red.]. Opracowanie ekofizjograficzne dla województwa dolnośląskiego. Zarząd województwa

- dolnośląskiego. Wojewódzkie biuro urbanistyczne we Wrocławiu. Wrocław: 53-62.
- HÖNIGOVÁ I., VAČKÁŘ D., LORENCOVÁ E., MELICHAR J., GÖTZL M., SONDEREGGER G., OUŠKOVÁ V., HOŠEK M., CHOBOT K. 2012. Survey on grassland ecosystem services. Report of the European Topic Centre on Biological Diversity. Nature Conservation Agency of the Czech Republic. Kaplanova: 78 ss.
- JANSSEN J., RODWELL J., CRIADO GM., GUBBAY S., HAYNES T., NIETO A., SANDERS N., LANDUCCI F., LOIDI J., SSYMANK A., TAHVANAINEN T., VALDERRABANO M., ACOSTA A., ARONSSON M., ARTS G., ATTORRE F., BERGMEIER E., BIJLSMA RJ., BIORET F., BIȚĂ-NICOLAE C., BIURRUN I., CALIX M., CAPELO J., ČARNI A., CHYTRY M., DENGLER J., DIMOPOULOS P., ESSL F., GARDFJELL H., GIGANTE D., GIUSSO DEL GALDO G., HAJEK M., JANSEN F., JANSEN J., KAPFER J., MICKOLAJCZAK A., MOLINA J., MOLNAR Z., PATERNOSTER D., PIERNIK A., POULIN B., RENAUX B., SCHAMINEE J., ŠUMBEROVA K., TOIVONEN H., TONTERI T., TSIRIPIDIS I., TZONEV R., VALACHOVIČ M. 2016. European Red List of Habitats. Part 2. Terrestrial and freshwater habitats. Luxemburg: 44 ss.
- KADEJ M., MALICKI M., MALKIEWICZ A., SMOLIS A., SUCHAN T., TARNAWSKI D. 2014. Trwałe zachowanie zagrożonych siedlisk łąkowych i ich motyli w sieci Natura 2000 w południowo-zachodniej Polsce. Stowarzyszenie Ekologiczne EKO-UNIA. Wrocław: 96 ss.
- KONDRACKI J. 2002. Geografia regionalna Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 440 ss.
- LANGANKE T., RICHTER R., SANDOW CH., STORCH C., DESCLÉE B., MORAN A. 2017 Copernicus land monitoring service - High resolution layer Grassland: Product Specifications Document.
- MIGOŃ P., KASPRZAK M. 2015. Regiony fizycznogeograficzne. [W:] A. ŻELAŻNIEWICZ [red.]. Przyroda Dolnego Śląska. Polska Akademia Nauk Oddział we Wrocławiu. Wrocław: 19-39.
- MÜCHER CA., HENNEKENS SM., BUNCE RG., SCHAMINÉE JH., SCHAEPMAN ME. 2009. Modelling the spatial distribution of Natura 2000 habitats across Europe. Landscape and urban planning, **92**(2): 148-159.
- PAN W. 2002. Approximate confidence intervals for one proportion and difference of two proportions. Computational statistics & data analysis, **40**(1): 143-157.
- SACHANBIŃSKI M. 2015. Surowce mineralne. [W:] A. ŻELAŻNIEWICZ [red.]. Przyroda Dolnego Śląska. Polska Akademia Nauk Oddział we Wrocławiu. Wrocław: 165- 225.
- STALENGA J., BRZEZIŃSKA K., STAŃSKA M., BŁASZKOWSKA B., CZEKAŁA W., FELEDYN-SZEWCZYK B., GUTKOWSKA A., HAJDAMOWICZ I.,

- KALISZEWSKI G., KAZUŃ A., KOTOWSKA K., KULIK M., NASIŁOWSKA B., RADZIKOWSKI P., SIENKIEWICZ P., STANIAK M., TEPPER D., BERBEĆ A., DACH J., DZIERŻA P., EBERTOWSKA B., KOWALSKA M., STASIAK K., SZCZEPANIUK A., WIELGOSZ M. 2016. Kodeks Dobrych Praktyk Rolniczych Sprzyjających Bioróżnorodności. Puławy: 292.
- STAŚKO S. 2015. Wody powierzchniowe i podziemne. [W:] A. ŻELAŻNIEWICZ [red.]. Przyroda Dolnego Śląska. Polska Akademia Nauk Oddział we Wrocławiu. Wrocław: 225-243.
- SYMONIDES E. 2014. Ochrona Przyrody. Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego. Warszawa: 780 ss.
- SZYMURA TH., SZYMURA M., 2019. Spatial structure of grassland patches in Poland: Implications for nature conservation. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, **88**(1): 1-13.
- WATSON CJ., CARIGNAN-GUILLEMETTE L., TURCOTTE C., MAIRE V., PROULX R. 2019. Ecological and economic benefits of low-intensity urban lawn management. *Journal of Applied Ecology*: 1-11.

Źródła internetowe

- [1] https://pl.wikipedia.org/wiki/Podzia%C5%82_administracyjny_wojew%C3%B3dztwa_dolno%C5%9B%C4%85skiego, dostęp 25 I 2020.
- [2] <https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/grassland>, dostęp 27 X 2018.
- [3] <https://www.gdos.gov.pl/dane-i-metadane>, dostęp 24 VI 2019.

Borelioza: wektory, czynnik etiologiczny, wpływ klimatu na rozprzestrzenianie

Bartłomiej LUDWIG, Maksymilian LUDWIG

Wydział Lekarski, Uniwersytet Medyczny we Wrocławiu

Bartłomiej LUDWIG: bartek.ludwig@onet.pl

Abstrakt

Borelioza to często występująca choroba przenoszona przez kleszcze z rodzaju *Ixodes*. W zależności od regionu świata dominujące, wektorowe gatunki *Ixodes*, roznoszące tę chorobę, różnią się. *Borrelia* wykształciła szereg mechanizmów, umożliwiających jej skuteczne przystosowanie do środowiska, w którym aktualnie się znajduje. W zależności od stadium cyklu rozwojowego kleszcza ryzyko jej transmisji pomiędzy żywicielami oraz sposób, w jaki tego dokonuje, mogą być inne. Migracja oraz rozmieszczenie geograficzne kleszczy zależą od wielu czynników, m. in. od temperatury i wilgotności. Niekorzystne warunki powodują przejście kleszczy w stan diapauzy lub nawet ich śmierć. Stale rosnąca na Ziemi średnia temperatura roczna skutkuje zmianami w lokalnych ekosystemach, co można już obserwować w postaci zwiększającego się zasięgu terytorialnego występowania boreliozy. Badania przeprowadzone m. in. w Kanadzie, Czechach i Słowacji pokazują, że *Borrelia* występuje coraz bardziej na północ oraz na coraz większych wysokościach.

Abstract

Lyme disease is a common disease transmitted by *Ixodes* ticks. The dominant vector *Ixodes* species, that transmit this disease, vary depending on the region of the world. *Borrelia* has developed a number of mechanisms enabling its effective adaptation to the environment, in which it is currently located. Depending on the stage of the tick's development cycle, the risk of transmission between hosts and the manner, in which it is carried out, may be different. The migration and geographic distribution of ticks depend on many factors, including temperature and humidity. Unfavourable conditions cause ticks to undergo diapause or even die. The constantly growing average annual temperature on Earth results in changes in local ecosystems, which can already be observed in the form of the increasing territorial range of Lyme disease. Research conducted, among others in Canada, the Czech Republic and Sweden show that *Borrelia* spreads more and more to the north and at ever higher altitudes.

Słowa kluczowe: borelioza, *Borrelia burgdorferi*, kleszcze, ekologia, globalne ocieplenie

Keywords: Lyme disease, *Borrelia burgdorferi*, ticks, ecology, global warming

Wstęp

Borelioza jest jedną z najczęściej występujących chorób odkleszczowych. Jej historia sięga jeszcze dziewiętnastego wieku. Z tamtego okresu pochodzą pierwsze udokumentowane wzmianki o objawach występujących u pacjentów, które dzisiaj zaliczamy do postaci klinicznych boreliozy (GRZESZCZUK i in. 2018). Jednak dopiero w latach osiemdziesiątych ubiegłego wieku po raz pierwszy ustalono i sklasyfikowany odpowiedzialny czynnik etiologiczny (PIESMAN i in. 2004). W momencie jego wykrycia sądzono, że za chorobę

odpowiedzialny jest jeden gatunek bakterii (MURRAY i in. 2016). Obecnie wiadomo, że istnieje znacznie więcej gatunków tworzących wspólny kompleks, określanych wspólną nazwą *Borrelia burgdorferi* sensu lato (tabela 1) (GRZESZCZUK i in. 2018). W zależności od położenia geograficznego udział poszczególnych gatunków z kompleksu patogenu różni się. Przykładowo w Europie do gatunków najczęściej wywołujących boreliozę należy *Borrelia garinii* oraz *Borrelia afzelii*, a w Stanach Zjednoczonych *Borrelia burgdorferi* sensu stricto (SZCZEKLIK i in. 2019). Zgodnie z wynikami szeroko zakrojonej metaanalizy w Europie również często rozprzestrzeniona jest *Borrelia valaisiana*, która to ma jednak mniejsze znaczenie medyczne (ESTRADA-PENA i in. 2018). Bakterie te klasyfikujemy jako Spirochaetales (krętki), gdyż posiadają charakterystyczne dla tego rzędu cechy morfologiczne, między innymi: spiralny kształt komórki, czy więc umiejscowioną w przestrzeni periplazmatycznej (BARBOURT i in. 1986). Borelioza u ludzi to choroba wielonarządowa, dotycząca wielu różnych organów i układów - głównie skóry, stawów, układu nerwowego oraz sercowo-naczyniowego. Przebiega pod wieloma postaciami, często różniącymi się symptomatologią i okresem upływającym między momentem zarażenia, a manifestacją kliniczną (SZCZEKLIK i in. 2019). W mechanizmach zakażenia ważną rolę odgrywają białka obecne na powierzchni zewnętrznej błony komórkowej patogenu (białka Osp - outer surface proteins), różniące się znacznie masą cząsteczkową i właściwościami antygenowymi (BARBOURT i in. 1986; ANQUITA i in. 2003).

Tabela 1. Bakterie wchodzące w skład kompleksu *Borrelia burgdorferi* sensu lato i ich znaczenie epidemiologiczne (na podstawie GRZESZCZUK i in. 2018).

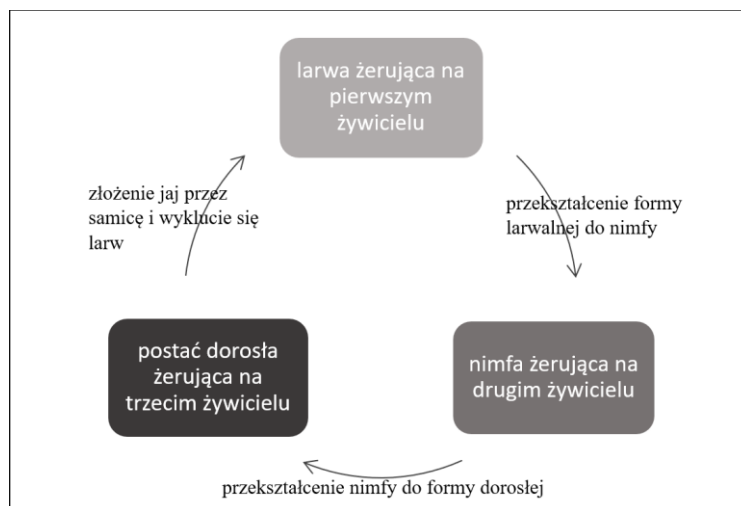
GENOGATUNEK	CZYNNIK ETIOLOGICZNY BORELIOZY
<i>Borrelia burgdorferi</i> sensu stricto	Częsty
<i>Borrelia garinii</i>	Częsty
<i>Borrelia afzelii</i>	Częsty
<i>Borrelia japonica</i>	mniej istotny
<i>Borrelia valaisiana</i>	mniej istotny
<i>Borrelia lusitaniae</i>	mniej istotny
<i>Borrelia andersonii</i>	mniej istotny
<i>Borrelia tanukii</i>	mniej istotny
<i>Borrelia turdi</i>	mniej istotny
<i>Borrelia bissettii</i>	mniej istotny
<i>Borrelia hermsii</i>	mniej istotny

Wektor i transmisja zakażenia

W rozprzestrzenianiu się krętków w środowisku kluczowe znaczenie ma rezerwuar zwierzęcy oraz kleszcze pełniące rolę wektora. Zaobserwowano ścisłą korelację pomiędzy występowaniem tak zwanych kleszczy twardych z rodzaju *Ixodes*, a rozprzestrzenianiem się boreliozy. W zależności od części świata wektorowe gatunki kleszczy różnią się - w Europie jest to najczęściej *Ixodes ricinus*, w Ameryce Północnej *I. scapularis* oraz *I. pacificus*, a w Azji *I. persulcatus*. Co istotne, jeden gatunek kleszcza może być równocześnie transmiterem dla kilku różnych gatunków należących do *Borrelia burgdorferi* sensu lato. W tworzeniu rezerwuaru dla bakterii udział biorą głównie: gryzonie, owadożerne oraz niektóre ptaki. Oprócz powyższych infekcje mogą dotyczyć innych zwierząt, jednak te mają mniejszy udział w tworzeniu środowiska życiowego dla *Borrelia* (LINDGREN i in. 2006).

Należy pamiętać, że oprócz wyżej wymienionych gatunków kleszczy możliwy jest udział także innych gatunków jako wektorów dla krętków *Borrelia*, choć odnośnie niektórych dowody są ograniczone i głównie zebrane w warunkach laboratoryjnych, a nie in vivo (EISEN 2020).

Cykl życiowy kleszczy twardych składa się z trzech stadiów rozwojowych - larwa, nimfa i postać dorosła. Biorąc za przykład *Ixodes ricinus*, w klimacie umiarkowanym całość trwa około trzech lat. W zależności od etapu rozwoju główni żywiciele mogą się zmieniać. Początkowo są to małe ssaki - „pierwszy żywiciel”, następnie ssaki średniej wielkości, ptaki oraz gady - „drugi żywiciel”, a na samym końcu duże zwierzęta - „trzeci żywiciel” (ryc. 1). Cykl życiowy kleszcza z udziałem kilku różnych żywicieli w połączeniu ze skuteczną transmisją bakterii między kleszczem a żywicielem i długim czasem przeżycia bakterii w organizmie, powodują ciągłą cyrkulację *Borrelia* i są czynnikami istotnymi w skutecznej adaptacji w środowisku (MANNELLI i in. 2012).



Ryc. 1. Cykl życiowy kleszczy trójżywicielowych (na podstawie MANNELLI i in. 2012).

Stadium rozwojowe kleszcza ma również znaczenie w ocenie ryzyka transmisji bakterii, gdyż z badań wynika, że bardziej dojrzałe formy rozwojowe są częściej skolonizowane przez *Borrelia*. W Europie zasiedlenie nimf przez te bakterie wynosi średnio ok. 12%, a form dorosłych ok. 15%. Formy larwalne nie zostały aż tak dobrze zbadane, a ich zasiedlenie waha się między 0 a 11% (PIESMAN i in. 2004; STRNAD i in. 2017). Do zakażenia kleszcza dochodzi głównie na drodze dwóch mechanizmów. Po pierwsze podczas jego pasożytowania na wcześniej zainfekowanym zwierzęciu z już rozprzestrzenionymi w jego ciele krętkami. Jest to główna droga szerzenia się tej bakterii. Po drugie podczas równoczesnego pasożytowania dwóch kleszczy na tym samym organizmie w niewielkiej odległości od siebie. Jeden z osobników musi być nosicielem krętków. Wówczas możliwe jest spożycie przez zdrowego osobnika świeżo zainfekowanych płynów. Jest to szczególnie droga transmisji odgrywająca istotną rolę jedynie w niektórych miejscach, gdzie kleszcze, występujące we wszystkich stadiach rozwojowych, licznie i gęsto zasiedlają tych samych żywicieli. Występuje również zjawisko transmisji transstadialnej, jednak ma ono mniejsze znaczenie (DERDÁKOVÁ i in. 2005).

Adaptacja krętków

Przez mnogość różnych żywicieli oraz częste ich zmienianie *Borrelia* wykształciła szereg mechanizmów, ułatwiających jej adaptację do środowiska, w którym aktualnie przebywa. Objawia się to głównie zdolnością do zmiany ekspresji genów oraz regulacją ekspresji niektórych białek bakteryjnych. Najlepiej poznane jest białko powierzchniowe A (OspA). Wykazuje ono duże powinowactwo do receptorów komórek jelita środkowego kleszczy, dzięki czemu bakteria może się tam utrzymywać, kiedy kleszcz znajduje się w stanie między posiłkami. Natomiast podczas spożywania posiłku, następuje jego regulacja „w dół”, co umożliwia wędrówkę bakterii w kierunku gruczołów ślinowych kleszcza, tak żeby wraz ze śliną przedostać się do następnego żywiciela (ANGUITA i in. 2003). Zaobserwowano, że równocześnie z powyższym procesem następuje regulacja „w górę” białka powierzchniowego C (OspC). Początkowo uważano, że jest ono niezbędne do przedostania się bakterii do gruczołów ślinowych kleszcza. Jednak w świetle nowszych badań przypuszcza się, że może być to w jakiś sposób związane z odpowiedzią immunologiczną przyszłego gospodarza (DERDÁKOVÁ i in. 2005). Co ciekawe, bakteria, po wydostaniu się z organizmu kleszcza, nie zwiększała na nowo ekspozycji białka OspA (badania przeprowadzone na myszach). W nielicznych przypadkach zaobserwowano jedynie nieznaczny wzrost w końcowych fazach choroby u udzi (ANGUITA i in. 2003).

Krętki zdolne są również do skutecznego unikania odpowiedzi immunologicznej gospodarza, po przedostaniu się bakterii z kleszcza do innego organizmu, np. ssaka. Cechuje je duża zmienność antygenowa w obrębie białka powierzchniowego VlsE oraz unikanie działania układu dopełniacza, które uwarunkowane jest przyłączaniem do swojej powierzchni czynnika H lub

H-podobnego, co zakłóca poprawne zadziałanie komplementu (ANGUITA i in. 2003; GRZESZCZUK i in. 2018).

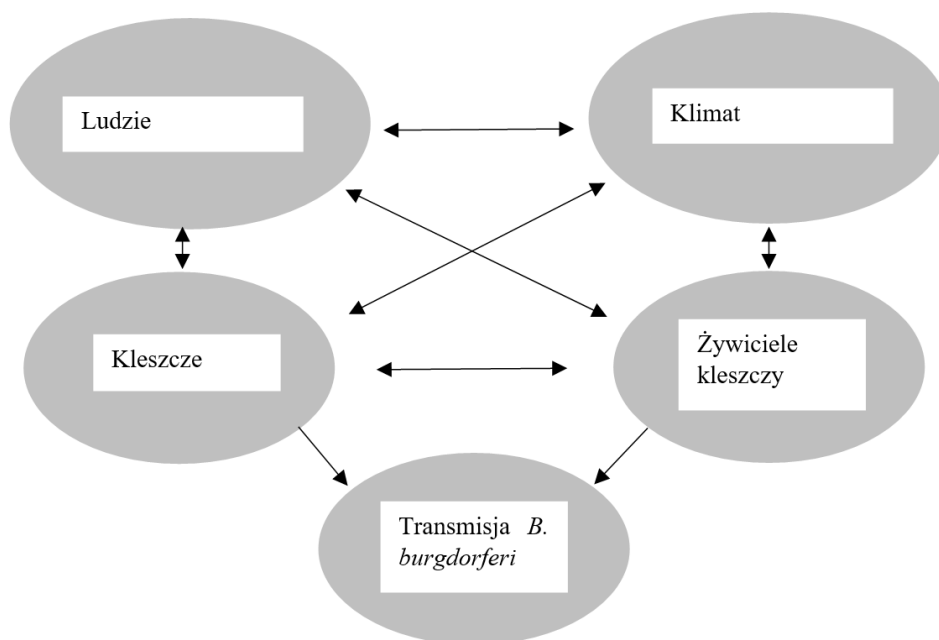
Klimat a kleszcze

Warunki klimatyczne i typy dostępnych żywicieli mają wpływ na rozmieszczenie różnych gatunków kleszczy, w tym *I. ricinus*, *I. scapularis*, *I. pacificus* oraz *I. persulcatus*, w środowisku. Z tego też wynikają różnice w ich rozmieszczeniu. *I. scapularis*, będący główną przyczyną boreliozy w Ameryce Północnej, występuje na pasie od Florydy i Maine aż do środka Teksasu. Kleszcze te są szczególnie wrażliwe na wysychanie i jest to główny czynnik ograniczający ich aktywność życiową. Z tego względu występują przede wszystkim na terenach lasów liściastych, które gubiąc liście, zwiększają objętość ściółki leśnej i pozwalają kleszczom przeżyć w czasie nieprzyjaznych warunków pogodowych. *I. pacificus* nie posiada aż tak drastycznych wymagań środowiskowych i jego nisze ekologiczne są bardziej zróżnicowane. Znajduje się on na pasie od Kolumbii Brytyjskiej po Kalifornię Dolną (PIESMAN i in. 2004). W krainie Palearktycznej dominującym gatunkiem kleszcza jest *I. ricinus* (JAENSON 1991; HUBÁLEK 2009). Zyskał on dominację w tym rejonie prawdopodobnie ze względu na większą różnorodność gatunkową swoich żywicieli w porównaniu z innymi gatunkami kleszczy (PIESMAN i in. 2004). *I. persulcatus*, nazywany często kleszczem tajgijskim, występuje od Norwegii, Szwecji i Finlandii aż po Japonię (PAKANEN 2020).

Oprócz powyższych, wszystkie kleszcze wykazują wrażliwość na wilgotność i temperaturę (GERN i in. 2008; HUBÁLEK 2009; EISEN i in. 2016). Optymalne warunki środowiskowe dla kleszczy (na przykładnie *I. ricinus*) w zależności od ich stadium rozwoju to: temperatura 15-27°C dla larwy, 10-22°C dla nimfy, 18-25°C dla osobnika dorosłego oraz 80-85% wilgotności powietrza (LINDGREN i in. 2006). Zbyt wysoka temperatura - wyższa niż ok 30°C - i wilgotność poniżej 80% powodują, że kleszcze przestają szukać żywiciela i schodzą do ściółki leśnej, by tam w warunkach podwyższonej wilgotności przetrwać nieprzyjazne warunki suszy. Wysilek, który temu towarzyszy oraz brak pokarmu, wskutek przeciągającego się pozostawania poza żywicielem, powodują, że część z nich ginie z wycieńczenia (GERN i in. 2008; EISEN i in. 2016). Ściółka leśna stanowi również ochronę dla kleszczy w czasie zimy, gdy używają jej jako schronienia, aby przetrwać zbyt niską temperaturę. Warstwa śniegu na ściółce zapewnia im dodatkową izolację (EISEN i in. 2016). Przy zbyt niskich temperaturach (ok. 4-7°C) kleszcze początkowo obniżają swoją aktywność, a następnie, po przekroczeniu tego progu, przechodzą w stan wegetacji. Po przekroczeniu kolejnego progu temperaturowego - dla formy dorosłej ok -20°C, dla formy larwalnej -5/-7°C - giną (LINDGREN i in. 2006).

Niekorzystna temperatura, zbyt niska wilgotność oraz obecność / brak żywicieli to główne czynniki ograniczające terytorialny zakres występowania kleszczy. Tak więc obecne zmiany klimatu prowadzą i będą prowadziły do zmian w obszarach występowania kleszczy twardych, a co za tym idzie, będą wpływały na ekologię *Borrelia*. Największy wpływ ma tutaj zmiana temperatury. W latach

1880-2012 średnia temperatura na Ziemi wzrosła o $0,85^{\circ}\text{C}$ i zgodnie z różnymi prognozami względem lat 1986-2005 do roku 2016-2035 ma wzrosnąć o kolejne $0,3\text{-}0,7^{\circ}\text{C}$, natomiast względem lat 1850-1900 do roku 2081-2100 wzrost temperatury ma przekroczyć $1,5\text{-}2^{\circ}\text{C}$ (IPCC 2014). Będzie to skutkowało zmianami wilgotności na różnych terenach oraz migracją zwierząt na tereny północne i w wyższe partie gór, gdzie panujące warunki będą bardziej przyjazne. Ekspansja zwierząt będzie prowadziła do dwóch zmian. Do wzrostu liczby zwierząt, pełniących rolę żywicieli potrzebnych do utrzymania populacji kleszczy (w tym kleszczy będących wektorami *Borrelia*) oraz do wzrostu liczby, tzw. amplifikatorów, a więc zwierząt będących jednocześnie żywicielami kleszczy i nosicielami *Borrelia*, w których bakteria ta jest się w stanie replikować. Migracja tych zwierząt będzie prowadzić do zwiększenia zasięgu występowania kleszczy zakażonych *Borrelia* na terenach, na których dotychczas nie wykrywano przypadków *Borrelia* (ESTRADA-PEÑA 2013) (ryc. 2). A jednak o ile wzrost temperatury będzie prowadził do wzrostu populacji kleszczy w jednych regionach, o tyle w niektórych obszarach, np. południowej Afryki będzie prowadził przypuszczalnie do spadku liczby niektórych gatunków kleszczy wskutek połączenia zbyt wysokich temperatur z suchym powietrzem, co będzie prowadziło do spadku wilgotności powietrza, a takie warunki są nieprzyjazne dla kleszczy (WIKEL 2018).



Ryc. 2. Wpływ człowieka i zmian klimatu na ekologię *Borrelia burgdorferi* (na podstawie LINDGREN'A i in. 2006).

Wpływ zmian klimatycznych na ekologię kleszczy i występowanie boreliozy

W Kanadzie, na podstawie badań przeprowadzonych w latach 1990-2008 wykazano gwałtowny wzrost obszarów zajmowanych przez kleszcze, co przypisano wzrostowi liczby dni w roku o średniej temperaturze powyżej 0°C (LEIGHTON i in. 2012). W doniesieniach z lat 2008-2015 opisano ponad sześciokrotny wzrost zachorowań na boreliozę w Kanadzie (GASMI i in. 2017). Co więcej, według prognoz powierzchnia zajmowana przez kleszcze ma wzrosnąć w latach 2010-2020 czternastokrotnie, powodując tym samym, że do roku 2025 procent ludności zamieszkającej na terenach zajmowanych przez kleszcze ma wzrosnąć z 18% (dane z 2010 roku) do minimum 75% (LEIGHTON i in. 2012). Spowoduje to do 2025 roku pięciokrotny wzrost populacji kanadyjskiej narażonej na kontakt z kleszczem.

Zmiany zasięgu występowania kleszczy obserwowane są też w przypadku *I. ricinus*. Jak wynika z badań przeprowadzonych w latach 1950, 1960-1962 oraz 1981-1983, w Czechach na wysokości powyżej 800 m n.p.m. kleszcze były nieobecne (DANIELOVÁ i in. 2006; DANIELOVÁ i in. 2008). Jednak na początku drugiego tysiąclecia, powyżej tej uznawanej za bezpieczną granicy, zostało wykrytych kilka przypadków kleszczowego zapalenia mózgu. W latach 2002-2003 wykryto osobniki *I. ricinus* na wysokościach dochodzących do 1270 m n.p.m. Natomiast kleszcze zakażone *Borrelia burgdorferi* wykryto do wysokości 1039 m n.p.m. (DANIELOVÁ i in. 2006). Ponieważ badacze nie zaobserwowali innych znacznych zmian, które mogłyby wyjaśniać zmiany w populacji kleszczy, uznano, że za to zjawisko odpowiedzialne jest ocieplanie klimatu, które zostało potwierdzone przez centra meteorologiczne. Średnia temperatura roczna na wysokości 1000 m n.p.m. wzrosła w 2005 roku o 1,4°C w porównaniu z 1961 rokiem, natomiast odnotowano miesiące, w których ta temperatura wzrosła aż o 3,51°C. Biorąc pod uwagę średni spadek temperatury o 0,6°C na każde 100 metrów różnicy wysokości, odpowiadałoby to temperaturze na wysokości 400-450 m n.p.m. w roku 1961, a więc takiej, gdzie kleszcze już występowały (DANIELOVÁ i in. 2008). Co interesujące, zaobserwowano względnie sporą genetyczną różnorodność *Borrelia burgdorferi* sensu lato powyżej 1000 m n.p.m. oraz znaczny spadek liczby kleszczy wraz ze wzrostem wysokości (DANIELOVÁ i in. 2006).

W Szwecji również zauważono gwałtowny wzrost w liczbie i zasięgu występowania kleszczy w latach 1980-1990 oraz w latach 1980-2008, co także zostało przypisano między innymi zmianom klimatycznym (LINDGREN i in. 2000; JAENSON i in. 2012). W porównaniu z rokiem 1990 w roku 2008 odnotowano wzrost powierzchni terenów zajmowanych przez kleszcze na poziomie z 41,6% do 51,5% w całej Szwecji oraz na poziomie z 14,3% do 26,8% w części północnej (powyżej 60°N) (JAENSON i in. 2012). Autorzy wyjaśniają to głównie zmianami dwóch czynników: wzrostem temperatury oraz zwiększeniem populacji sarny europejskiej *Capreolus capreolus* (JAENSON i in. 2012; LINDGREN i in. 2000). W okresie 1880-2009 odnotowano tam wzrost temperatury o 2°C (JAENSON i in. 2012), co skutkowało wzrostem liczby dni jesienią i wiosną o temperaturze 5-8°C oraz spadkiem liczby dni zimą poniżej -

12°C. Takie zjawisko uznano za kluczowe w przetrwaniu i w ekspansji kleszczy (LINDGREN i in. 2000). Autorzy zwracają uwagę również na inny ważny aspekt, a mianowicie na wpływ wzrostu populacji saren, które stanowią główny gatunek żywiciela dla formy dorosłej *I. ricinus* w Szwecji. Również spadek populacji drapieżników, polujących na sarny, spowodował gwałtowny wzrost ich liczby w latach 1980-1990 (LINDGREN i in. 2000; JAENSON i in. 2012).

Podsumowanie

Duże zmiany klimatyczne, które możemy obserwować od kilkadziesiąt lat, mają ogromny wpływ na dystrybucję kleszczy na świecie, a co za tym idzie, na epidemiologię chorób przenoszonych przez kleszcze, w tym boreliozę wywoływaną przez kompleks *Borrelia burgdorferi* sensu lato. Najistotniejszy wpływ ma tutaj temperatura, która implikuje rozmieszczenie żywicieli kleszczy, będących również nosicielami *Borrelia*. Ponadto od temperatury zależy wilgotność, opady, warstwa ochronna śniegu, czy nawet rozwój flory danego regionu, a to pośrednio wpływa na różnorodność zwierząt na danym obszarze. Korelacje między tymi wszystkimi czynnikami są bardzo trudne do jednoznacznego przedstawienia, jednak na podstawie dotychczasowych badań między innymi na terenie Kanady, Czech czy Szwecji możemy przypuszczać, że zasięg odnotowywania przypadków boreliozy będzie się stale szerzył w kierunku północnym i na większych wysokościach nad poziomem morza, a liczba przypadków tej choroby, w regionach dotychczas mało przyjaznych dla kleszczy, wskutek zmian klimatu, będzie rosła. Niewątpliwie będzie stanowił to poważny problem i wyzwanie na najbliższe lata dla lekarzy, epidemiologów oraz ochrony środowiska.

Piśmiennictwo

Prace opublikowane

- ANGUITA J., HEDRICK MN., FIKRIG E. 2003. Adaptation of *Borrelia burgdorferi* in the tick and the mammalian host. *FEMS Microbiology Reviews*, **27**: 493-504.
- BARBOUR AG., HAYES SF. 1986. Biology of *Borrelia* Species. *Microbiological reviews*, **50**(4): 381-400.
- DANIELOVÁ V., RUDENKO N., DANIEL M., HOLUBOVÁ J., MATERNA J., GOLOVCHENKO M., SCHWARZOVÁ L. 2006. Extension of *Ixodes ricinus* ticks and agents of tick-borne diseases to mountain areas in the Czech Republic. *International Journal of Medical Microbiology*, **296**: 48-53.
- DANIELOVÁ V., SCHWARZOVÁ L., MATERNA J., DANIELA M., METELKAD L., HOLUBOVÁ J., KRÍŽ B. 2008. Tick-borne encephalitis virus expansion to higher altitude scores related with climate warming. *International Journal of Medical Microbiology*, **298**: 68-72.
- DERDÁKOVÁ M., LENČÁKOVÁ D. 2005. Association of genetic variability within the *Borrelia burgdorferi* sensu lato with the ecology, epidemiology of lyme

- borreliosis in Europe. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, **12**: 165-172.
- EISEN L. 2020. Vector competence studies with hard ticks and *Borrelia burgdorferi* sensu lato spirochetes: A review. *Ticks and Tick-borne Diseases*, **11**(3): 1-26.
- EISEN RJ., EISEN L., OGDEN NH., BEARD C. 2016. Linkages of Weather and Climate With *Ixodes scapularis* and *Ixodes pacificus* (Acari: Ixodidae), Enzootic Transmission of *Borrelia burgdorferi*, and Lyme Disease in North America. *Journal of Medical Entomology*, **53**(2): 250-261.
- ESTRADA-PEÑA A, CUTLER S, POTKONJAK A. VASSIER-TUSSAUT M., VAN BORTEL W., ZELLER H., FERNÁNDEZ RUIZ N., MIHALCA AD. 2018. An updated meta-analysis of the distribution and prevalence of *Borrelia burgdorferi* s.l. in ticks in Europe. *International Journal of Health Geographics*, **17**(41): 1-16.
- ESTRADA-PEÑA A, GRAY JS, KAHL O., LANE RS., NIJHOF AM. 2013. Research on the ecology of ticks and tick-borne pathogens-methodological principles and caveats. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, **3**(29): 1-12.
- GASMI S., OGDEN NH., LINDSAY LR., BURNS S., FLEMING S., BADCOCK J., HANAN S., GAULIN C., LEBLANC MA., RUSSELL C., NELDER M., HOBBS L., GRAHAM-DERHAM S., LACHANCE L., SCOTT AN., GALANIS E., KOFFI JK. 2017. Surveillance for Lyme disease in Canada: 2009-2015. *Canada Communicable Disease Report*, **43**(10): 194-199.
- GERN L., CADENAS FM., BURRI C. 2008. Influence of some climatic factors on *Ixodes ricinus* ticks studied a long altitudinal gradients in two geographic regions in Switzerland. *International Journal of Medical Microbiology*, **298**: 55-59.
- GRZESZCZUK A., ZAJKOWSKA JM. 2018. Borelioza. PZWL Wydawnictwo Lekarskie. Warszawa: 104 ss.
- HUBÁLEK Z. 2009. Epidemiology of Lyme Borreliosis. Current problems in dermatology, **37**: 31-50.
- PACHAURI RK., MEYER LA. 2014. IPCC Inergovermental Panel on climate change. Climate Change 2014. Synthesis Report. Geneva, Switzerland: 151 ss.
- JAENSON TGT. 1991. The Epidemiology of Lyme Borreliosis. *Parasitology Today*, **7**(2): 39-45.
- JAENSON TGT., JAENSON DGE., EISEN L., PETERSSON E., LINDGREN E. 2012. Changes in the geographical distribution and abundance of the tick *Ixodes ricinus* during the past 30 years in Sweden. *Parasites & Vectors*, **5**(1): 1-15.
- LEIGHTON PA., KOFFI JK., PELCAT Y., LINDSAY LR., OGDEN NH. 2012. Predicting the speed of tick invasion: an empirical model of range

- expansion for the Lyme disease vector *Ixodes scapularis* in Canada. Journal of Applied Ecology, **49**: 457-464.
- LINDGREN E., JAENSON TGT. 2006. Lyme borreliosis in Europe: influences of climate and climate change, epidemiology, ecology and adaptation measures. WHO Regional Office for Europe. Copenhagen: 34 ss.
- LINDGREN E., TÄLLEKLINT L., POLFELDT T. 2000. Impact of Climatic Change on the Northern Latitude Limit and Population Density of the Disease-Transmitting European Tick *Ixodes ricinus*. Environmental Health Perspectives, **108**(2): 119-123.
- MANNELLI A., BERTOLOTTI L., GERN L., GRAY J. 2012. Ecology of *Borrelia burgdorferi* sensu lato in Europe: transmission dynamics in multi-host systems, influence of molecular processes and effects of climate change. FEMS Microbiology Reviews, **36**: 837-861.
- MURRAY PR., ROSENTHAL KS., PFALLER MA. 2016. *Treponema, Borrelia* i *Leptospira*. Mikrobiologia. Edra Urban & Partner. Wrocław: 886 ss.
- PAKANEN VM., SORMUNEN JJ., SIPPOLA E., BLOMQVIST D., KALLIO ER. 2020. Questing abundance of adult taiga ticks *Ixodes persulcatus* and their *Borrelia* prevalence at the north-western part of their distribution. Parasites & Vectors, **13**(1): 1-9.
- PIESMAN J., GERN L. 2004. Lyme borreliosis in Europe and North America. Parasitology, **129**: 191-220.
- SZCZEKLIK A., GAJEWSKI P. 2019. Choroby przenoszone przez kleszcze. [W:] R. FLISIAK, J. SZECHIŃSKI, J. JAROSZEWICZ [red.]. Interna Szczeklika 2019. Medycyna Praktyczna. Kraków: 2443-2452.
- STRNAD M., HÖNIG V., RUŽEK D. 2017. Europe-Wide meta-analysis of *Borrelia burgdorferi* sensu lato Prevalence in Questing *Ixodes ricinus* Ticks. Applied and Environmental Microbiology, **83**: 1-15.
- WIKEL SK. 2018. Ticks and Tick-Borne Infections: Complex Ecology, Agents, and Host Interactions. Veterinary Sciences, **5**(2): 1-22.

Glifosat i jego preparaty - wpływ na środowisko oraz organizmy żywe

Zbigniew KUBIS

Wydział Chemii, Uniwersytet im. Adama MICKIEWICZA, Poznań

Zbigniew KUBIS: zbikub1@st.amu.edu.pl

Abstrakt

Glifosat jest najbardziej rozpowszechnionym środkiem herbicydowym o bardzo szerokim spektrum zastosowania. Zarzuca mu się jednak działania niekorzystne dla organizmów żywych i środowiska. Celem pracy jest przeanalizowanie najnowszych badań dotyczących działania pestycydów na bazie glifosatu, a także stanowisk organizacji opiniotwórczych w kwestiach zdrowotnych. Aby móc poznać ten związek i jego działanie, należy przyrzeć mu się z wielu perspektyw. Aby dojść do poprawnych wniosków, należy zwrócić uwagę na obszary, w jakich jest obecny, począwszy od upraw rolniczych i gleb, przez wody gruntowe i organizmy zwierząt aż po organizmy ludzkie.

Abstract

Glyphosate is the most widespread herbicide with the broadest spectrum of uses which can provoke unbeneficial actions within living organisms and the wider environment. The goal of this work is the analysis and especially evaluation of the newest studies concerning the function of glyphosate pesticides and the standpoint of opinion-forming organisations. It is important to get to know glyphosate from many perspectives. To achieve the correct results, it's crucial to take note of each area; where does it exist, starting from arable farming and soils, through groundwaters or living animals and human organisms on a final note.

Słowa kluczowe: *glifosat, preparaty herbicydowe, pestycydy, kancerogenność, zdrowie publiczne*

Keywords: *glyphosate, herbicidal preparations, pesticides, cancerogenity, public health*

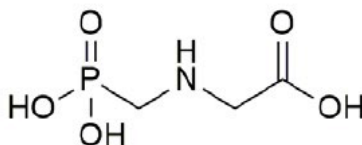
Wstęp

Glifosat został wynaleziony w latach 50-tych zeszłego wieku z myślą o celach farmaceutycznych, znalazł jednak zastosowanie jako pestycyd. Jego skuteczność spowodowała, że stał się najczęściej stosowanym środkiem herbicydowym na świecie. Od lat toczy się dyskusja odnośnie do jego toksyczności i kancerogenności. Obecnie zdania są podzielone w zależności od przeprowadzonych badań oraz ich interpretacji. Wiodące organizacje w Europie z European Food Safety Authority (EFSA) na czele są zdania, że jest on związkiem niezagrażającym życiu i zdrowiu ssaków, jednak organizacja International Agency for Research on Cancer (IARC) zakwalifikowała glifosat jako substancję potencjalnie mogącą powodować nowotwory. Istnieją dowody na gromadzenie się tej substancji w organizmach osób pracujących zawodowo z glifosatem, dzieci czy kobiet w ciąży. Na ten temat prowadzonych jest obecnie wiele badań wykorzystujących coraz bardziej zaawansowane metody badawcze,

które prowadzą do nowych wniosków. Dzięki temu procesowi wydłuża się lista zarzutów i obaw związanych z tym związkiem oraz pojawiają się plany na ograniczenie jego użycia w rolnictwie, głównie w Unii Europejskiej. Nie ulega wątpliwości, że glifosat jest obecny w naszych organizmach i żywności, ale skutki tego zjawiska nie są oczywiste, przy czym skutki zdrowotne i wpływ na środowisko są ze sobą silnie powiązane. Jeśli substancja ta okazałaby się niebezpieczna dla zdrowia, należałoby wycofać ten środek z użycia co skutkowałoby zmniejszeniem wydajności i zwiększeniem kosztów produkcji, wycinką lasów pod tereny uprawne, itd. Dlatego oprócz bezpośredniego wpływu na florę i faunę występuje pośredni wpływ na człowieka. Glifosat może być szczególnie potrzebny w wielu krajach afrykańskich lub na glebach o niskiej jakości. Na rynku znajduje się mnóstwo preparatów na bazie glifosatu, co nie upraszcza badania ich skutków. Mimo to niewątpliwie produkcja i handel nimi stanowią ważny element gospodarki.

Glifosat - informacje ogólne

N-(fosfonometylo)glicyna - glifosat - jest pochodną kwasu fosfonowego połączonego z glicyną (ryc. 1) (KWIATKOWSKA i in. 2013). Jest to związek bezbarwny, bezzapachowy, krystaliczny, słabo rozpuszczalny w wodzie oraz nierozpuszczalny w rozpuszczalnikach organicznych takich jak aceton. Jest używany przede wszystkim w rolnictwie i ogrodnictwie [5]. Szacuje się, że zawartość glifosatu w środkach ochrony roślin waha się w granicach od 0,96% do aż 94%, przy czym czystość otrzymanego glifosatu w produkcji przemysłowej wynosi zazwyczaj >90% [3]. Zawartość glifosatu w środkach herbicydowych wynosi zaś 36-48% (DEFARGE i in. 2018).



Ryc. 1. Wzór chemiczny glifosatu.

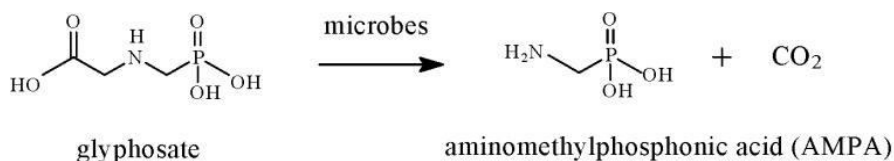
Zawartość i skutki glifosatu w środowisku naturalnym

Według badań przedstawionych w publikacji IARC glifosat może gromadzić się w glebie, powietrzu czy wodzie. Należy zwrócić uwagę na fakt, że związek ten rozkłada się pod wpływem mikrobów głównie do kwasu aminometylofosfonowego (AMPA) (ryc. 2). Badając wodę z opadów i powietrze, wykazano w próbkach pobranych w Indianie, Iowa i Missisipi, że 60-100% z nich zawiera pozostałości glifosatu. Z kolei udział glifosatu i AMPA w wodach gruntowych jest stosunkowo mały i substancja ta może spływać z pól czy wsiąkać w glebę i w ten sposób dostawać się do zbiorników wodnych [5].

Jak dowodzą badania przeprowadzone przez Komisję Europejską wraz z duńskim Uniwersytetem w Wageningen i laboratoriami Rikilt, również gleby w Europie zanieczyszczone są pozostałościami glifosatu. Powyższe badania wskazują także, że 45% najlepszych obszarów uprawnych znajdujących się na terenie UE zawiera wyżej wspomniane pozostałości. Przy czym 42% z nich, zawierało główny produkt przemiany metabolicznej glifosatu, czyli AMPA, 21% zawierało glifosat, a 18% zawierało obydwa te związki. Badania zostały przeprowadzone w jedenastu krajach członkowskich [1].

Efektem obecności glifosatu w środowisku jest zaburzenie funkcjonowania łańcucha pokarmowego - w zbiornikach wodnych zaobserwowano zmniejszenie o 70% liczby kijanek, przy jednoczesnym wzroście o 40% obecności glonów. Należy zwrócić uwagę na zwiększającą się częstotliwość występowania różnych chorób wśród ryb i innych zwierząt wodnych. Szkodliwy wpływ glifosatu zauważono również w glebach, w których dochodzi do dysproporcji liczebności mikroorganizmów, poprzez stymulowanie wzrostu niektórych patogenów [1].

Należy mieć na uwadze, że glifosat jest jednym z wielu związków używanych w rolnictwie. Wiele innych związków może mieć bardziej negatywny wpływ na środowisko i organizmy żywe. Powoduje to, że wpływ glifosatu (jako jednej z wielu substancji w produktach chwastobójczych) na faunę i florę jest trudny do określenia i nie można jednoznacznie stwierdzić jego szkodliwości.



Ryc. 2. Mechanizm przemiany glifosatu do kwasu aminometylofosfonowego.

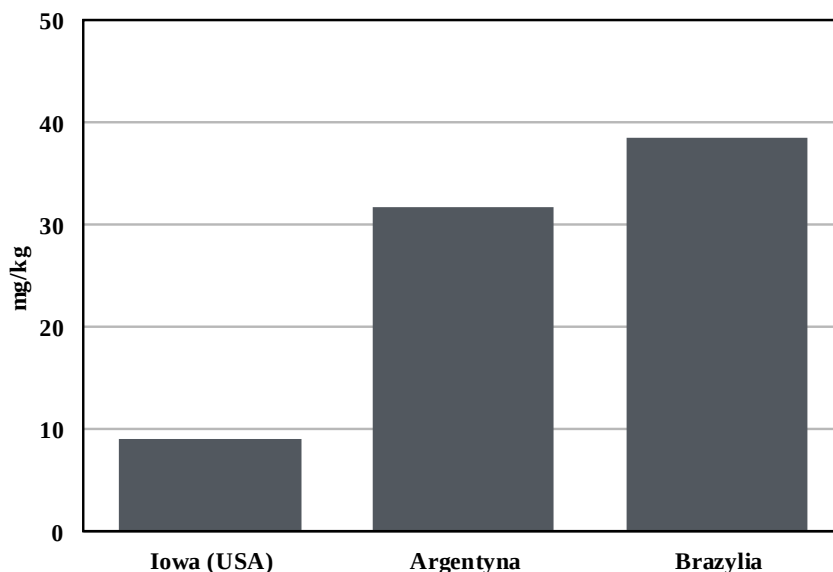
Zawartość glifosatu w produktach spożywczych

Jak wykazały badania w 246 gospodarstwach domowych w Kalifornii, w 14% z nich znaleziono przynajmniej jeden produkt zawierający glifosat [5].

Biorąc pod uwagę fakt, że glifosat rozkłada się do kwasu aminometylofosfonowego (AMPA) (ryc. 2), należy uwzględnić ten związek mierząc zawartość glifosatu w organizmach [5]. Ze względu na to, że stosuje się go w początkowych fazach wzrostu roślin, całkowite jego usunięcie z gotowych produktów spożywczych, za sprawą kumulacji w samym produkcie, nie jest możliwe [1].

Z racji wysokiej skuteczności i wszechstronności glifosatu, zwiększa się jego wykorzystanie, a co za tym idzie, często dochodzi do przekroczeń norm jego stężenia w żywności. Produktem godnym uwagi jest z pewnością soja, w której zawartość glifosatu znacznie przewyższa normy dyktowane przez Unię Europejską, jednak mieści się w limitach amerykańskich. Faktem jest, że użycie tego związku rośnie z czasem na całym świecie, głównie w takich państwach jak

Argentyna i Brazylia, które są liderami w jej eksporcie (BØHN i MILLESTONE 2019). Warto zwrócić uwagę, że ilość pozostałości glifosatu w Argentynie i Brazylii w soi jest niemal dwukrotnie wyższa, niż zezwalają na to przepisy w UE (ryc. 3) (TARAZONA i in. 2017).



Ryc. 3. Średnia zawartość pozostałości glifosatu i AMPA w soi w wybranych krajach.

Agencja U. S. Food and Drug Administration (FDA) zorganizowała badania, w których zostały przebadane m. in. fasolki soi. Analizie poddano 70 próbek z różnych krajów, spośród których 42 było pozbawionych pozostałości glifosatu, co procentowo stanowi 60%. Badanie to zostało przeprowadzone w oparciu o metodę Selective Residue Method (SRM), która jest wykorzystywana przez FDA do selektywnej analizy pestycydów [6].

Oprócz soi, możemy wyróżnić kilka produktów, które według norm UE często przekraczają dopuszczalne zawartości glifosatu. Badania przeprowadzone w latach 2012-2014 wykazały, że 6,3% z dziesięciu tysięcy próbek żywności zawiera glifosat, przy czym płatki śniadaniowe przodowały w wynikach z 11,7% przypadków powyżej norm unijnych, czyli łącznie 460 próbek z 3478 przebadanych. Warto także wspomnieć, że dużo przypadków wykryto w nasionach roślin strączkowych oraz nasionach oleistych, zidentyfikowanych w 138 próbkach z 633 zebranych. Oprócz tego często wiele próbek warzyw, tj. groszek czy ziemniaki zawierały tę substancję. Warto zaznaczyć, że w jedzeniu dla noworodków i małych dzieci 241 próbek było poniżej powyższego progu i tylko jedna próbka zawierała glifosat (TARAZONA i in. 2017).

Zawartość glifosatu w organizmach ludzkich

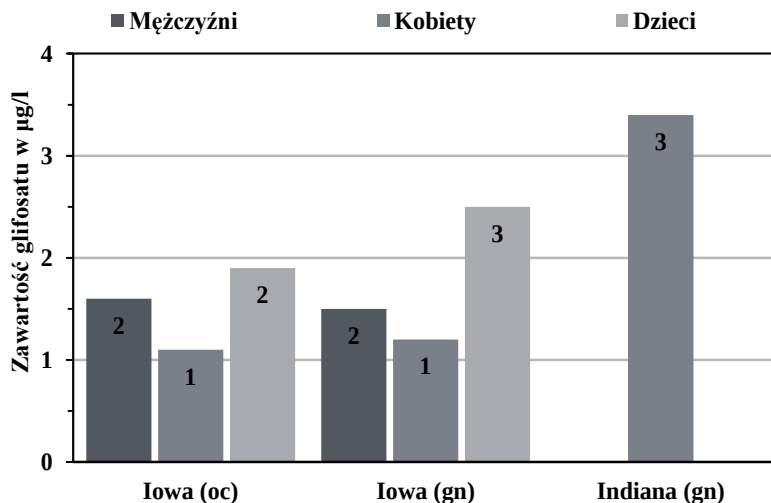
Jak pokazują niektóre źródła glifosat może wpływać na powstawanie wielu schorzeń, np. choroby Alzheimera, nowotworów, autyzmu czy choroby Parkinsona [7]. W tym zakresie organizacjami, które zajmują się kreowaniem opinii i badaniem zagrożeń związanych z stosowaniem pestycydów są m.in. IARC oraz EFSA. Obie organizacje nie podzielają w pełni opinii dotyczących glifosatu. IARC traktuje glifosat jako substancję, która może mieć potencjalne działanie kancerogenne, jednak nie można wykluczyć czynników takich jak przypadek lub nieprzewidziane działania niepożądane. EFSA uznało tę substancję za całkowicie bezpieczną. Organizacja ta uzasadnia swoje stanowisko niemożnością określenia szkodliwości glifosatu, przy jednoczesnym wpływie czynników mogących zniekształcić lub zafałszować ich rezultaty, np. stres oksydacyjny [5].

Istotne są badania mówiące o wydalaniu glifosatu i AMPA z moczem po konsumpcji produktów spożywczych zawierających te związki. Badanie przeprowadzone na dwunastu osobach, które spożyły produkty ze znaną zawartością glifosatu i niewielką ilością AMPA pokazują, jaki procent początkowej zawartości jest wydalany z moczem przez kolejne 48 godzin od spożycia. Wynika z tego, że tylko 1% glifosatu jest wydalany wraz z moczem, a okres jego połowicznego rozpadu to 9 godzin. Z kolei w przypadku AMPA, 23% początkowej ilości tego związku zostało wydalone z moczem. W takim przypadku okazuje się, że glifosat nie jest metabolizowany w organizmie ludzkim, gdyż procentowa ilość odpowiada 0,3% glifosatu. Celem tego badania było określenie, czy glifosat jest metabolizowany (ZOLLER i in. 2020).

Kolejną próbą oszacowania stopnia zawartości glifosatu w moczu były badania przeprowadzone w Niemczech, na grupie trzystu dwunastu ochotników w przedziale wiekowym od osiemnastu do osiemdziesięciu lat. Pobrane próbki poddano analizie metodą LC-MS/MS (chromatografia cieczowa sprzężona ze spektrometrem masowym) za pomocą urządzenia AB Sciex QTRAP 5500. W diecie osób badanych zaobserwowano obecność produktów, które według raportów zawierają glifosat i AMPA. W trakcie trwania badania wykluczono 11 osób ze względu na powstałe w trakcie choroby czy przyjmowane leki. Wyniki pokazują, że 66% badanych próbek zawierało glifosat lub AMPA przy czym dolny limit wykrywalności dla glifosatu to 0,05 µg/l, a dla AMPA to 0,09 µg/l. 25,2% próbek było pomiędzy dolnym limitem wykrywalności a limitem kwantyfikacji. Najwyższe wykryte wartości to 1,36 µg/l oraz 1,53 µg/l kolejno dla glifosatu i AMPA. Należy również zwrócić uwagę na medianę, która dla glifosatu wynosi 0,11 µg/l oraz 0,16 µg/l, zaś dla AMPA było to 0,14 µg/l i 0,20 µg/l. W Unii Europejskiej akceptowalne dzienne spożycie glifosatu i AMPA to 0,5 mg/kg masy ciała/dzień, w związku z czym zdecydowana większość próbek mieści się w tym limicie. Istotnym jest, że glifosat i AMPA są metabolizowane w organizmie w bardzo małym stopniu i są wydalone głównie z moczem (SOUKUP i in. 2020).

Na rycinie 4 przedstawiono zależności pomiędzy średnią zawartością glifosatu obecną w moczu a płcią badanej osoby. Do badania wykorzystano

grupę dwustu dwunastu osób ze stanu Iowa z podziałem na kobiety, mężczyzn oraz dzieci i wykorzystano do tego celu metodę FCMIA. Dolny próg wykrywalności wynosił 0,9 µg/l. Badania przeprowadzano z podziałem na tereny rolnicze oraz pozarolnicze. W Indianie w badaniach wzięło udział 71 kobiet, a jako metodę analizy wykorzystano technologię LC-MS/MS z dolnym progiem wykrywalności 0,9 µg/l. Wzięto również pod uwagę region w którym prowadzono badania oraz stopień w jakim osoby mają kontakt z glifosatem (oc - occupational - zawodowo, gn - general - powszechny). Rozpatrując wyniki, nie obserwuje się znaczących różnic pomiędzy rodzinami rolniczymi i innymi mieszkańcami stanu Iowa. Co zaskakujące, w przypadku dzieci poza terenami rolniczymi stężenie glifosatu w moczu jest wyraźnie wyższe. Dla kontrastu, w stanie Indiana u kobiet w ciąży, aż w dziewięćdziesięciu trzech procentach próbek odnotowano obecność glifosatu. Dodatkowo zbadano wodę pitną i nie wykryto w niej tej substancji. Powyższe wyniki i rozbieżności między mieszkańcami Iowa (USA) i kobietami w ciąży w Indianie (USA) mogą być spowodowane przez wiele czynników, m.in. inną metodą badawczą, płcią czy też rozbieżnością czasową. Niepokojący jest fakt, jak drastycznie wyższe jest stężenie tej substancji, będące ponad dwa razy wyższe niż kobiet w Iowa. Niepokojący jest fakt, że w stanie Iowa na terenach pozarolniczych 88% dzieci ma wykrywalny poziom glifosatu w moczu, podobnie jak 65% kobiet (GILLEZEAU i in. 2019).



Ryc. 4. Średnia zawartość glifosatu w moczu z podziałem na płeć w wybranych stanach USA.

Bardzo ciekawe badania zostały opublikowane w 2017 roku przez zespół Karen Suárez-Larios. Badania te ukazały wpływ pestycydów na DNA komórek. Przeprowadzono je w koloniach limfocytów obserwując poziomy białek Rad51 i p-Ku80. Wyniki pokazują, że dochodzi do szkód DSB i tworzenia białek p-u80

z użyciem glifosatu lub paraoksonu. Bardzo prawdopodobnym jest, że w rzeczywistych warunkach tego typu powtarzające się procesy będą sprzyjały kumulowaniu się szkód w DNA.

Badania na zwierzętach

Najlepszą metodą pozwalającą sprawdzić rzeczywisty wpływ substancji na żywe organizmy jest przeprowadzenie badań na zwierzętach *in vivo*. W przypadku glifosatu przeprowadza się głównie badania na małych ssakach, tj. na myszach i szczurach. Możemy dokładnie odmierzyć dawkę glifosatu i mieć kontrolę nad całym procesem jego metabolizowania. Należy jednak pamiętać, że zwierzęta te odbiegają budową anatomiczną od ludzi. Mimo to coraz więcej prowadzonych badań potwierdza negatywny wpływ glifosatu na powyższe organizmy, skutkujący większymi uszkodzeniami ich DNA. Dodatkowo należy wspomnieć, że do czasu powstania tej pracy, opublikowano tylko jedno badanie, które potwierdza brak wpływu glifosatu na powstawanie i rozwój nowotworów w organizmach badanych zwierząt (TARAZONA i in. 2017).

Należy zwrócić szczególną uwagę na badania przeprowadzone w Francji na dwudziestu grupach szczurów (po 10 osobników). Okres badania obejmował aż dwa lata. Jako pokarm zastosowano bardzo popularny gatunek modyfikowanej genetycznie kukurydzy, opryskiwanej Roundupem WeatherMAX. Utworzono także grupę kontrolną, którą karmiono kukurydzą niemodyfikowaną genetycznie. Dodatkowo, badane grupy szczurów otrzymywały wodny roztwór Roundupu GT Plus (podany w trzech dawkach). Pierwsza dawka zawierała 50 ng/l glifosatu, która odzwierciedla stężenie obecne w wodach gruntowych, kolejna wynosiła 400 mg/kg i była wyznaczona na podstawie zawartości pozostałości glifosatu w paszach, a ostatnia to 2,25 g/l, co stanowiło połowę stężenia stosowanego w uprawach rolniczych. Pierwsze nowotwory zaczęły się pojawiać u samców dopiero po czterech miesiącach, z kolei u samic po siedmiu miesiącach, przy czym samice wykazywały większą wrażliwość na obecność Roundupu w wodzie i duże guzy występowały u nich aż 5 razy częściej, a 93% wszystkich guzów u samic stanowiły gruczolakowłókniaki (łac. *fibroadenoma*). Po 24 miesiącach 30% osobników w grupie kontrolnej miało nowotwory, a w grupach badanej aż 50-80% (SERALINI i in. 2012, KWIATKOWSKA i in. 2013). Te rezultaty pokazały jak bardzo wadliwe mogą być inne badania, które trwają krócej. Zazwyczaj tego typu projekty trwały do trzech miesięcy, a powyższe badanie wykazało pojawienie się pierwszych nowotworów dopiero w czwartym miesiącu testów. Dodatkowo pojawiła się trudność we właściwej interpretacji powyższych badań, która jest spowodowana niedostateczną ilością informacji, jak choćby występowanie w środkach ochrony roślin innych niż glifosat substancji czynnych. W wielu przypadkach ten fakt jest ignorowany, co skutkuje nieprecyzyjnymi wynikami.

W najnowszych badaniach opublikowanych przez Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) można dopatrzeć się działań niepożądanych innych niż kancerogenne. W zależności od ilości dostarczanego glifosatu do organizmów szczurów obserwuje się takie reakcje jak: biegunka (dawka 175

mg/kg/dzień) oraz problemy z wydalaniem (dawka 300-460 mg/kg/dzień), które ulegają zwiększeniu, a dodatkowo pojawiają się zmiany cytoplazmatyczne w komórkach gruczołów ślinowych oraz zapalenia gastrycznych błon śluzowych. Już przy tej dawce zauważono także pierwsze przypadki śmierci. Przy dawce 940-1240 mg/kg/dzień pojawiają się opóźniona separacja napletka, specyficzna powaga osobników, obniżenie pH moczu, nieprawidłowości w oczach, spadek masy ciała oraz zwiększenie aktywności enzymów wątrobowych w surowicy. Podając 1678-2200 mg/kg/dzień zwiększa się masa wątroby oraz surowicy ALT. Przy 3000-3500 mg/kg/dzień następuje ostry spadek masy ciała oraz śmierć. Ta sama organizacja zwraca uwagę na fakt, że stężenia glifosatu, jakie były aplikowane zwierzętom, nie są adekwatne do tych, jakie człowiek wprowadza do organizmów, jednak ze względu na powszechne występowanie tego związku w jedzeniu czy wodzie, należy traktować glifosat lub produkty jego rozpadu za istotne dla ludzkiego zdrowia [3].

W roku 2019 zostały opublikowane badania zespołu pod przewodnictwem Lei WANG. Trwały one 72 tygodnie i były przeprowadzone na myszach, a polegały na obserwacji związku pomiędzy występowaniem nowotworów: szpiczaka mnogiego i chłoniaka nieziarniczego, a glifosatem. Modele myszy Vk*MYC są bardzo dobrymi obiektami do obserwacji zmian nowotworowych szpiczaka mnogiego. W badaniu wykorzystano także dzikie myszy. Testy polegały na podawaniu glifosatu w stężeniu 1000 mg/l w wodzie pitnej. Wyniki pokazały destrukcyjne zmiany w organizmach myszy Vk*MYC, tj. rozwinęły się zmiany nowotworowe oraz m.in. powiększenie śledziony, wysokie IgG w surowicy czy anemia. Poza tym nastąpiła dysfunkcja niektórych narządów. W przypadku zwykłych myszy nastąpiła gammopatia monoklonalna z zwiększonym stężeniem IgG w surowicy, anemią i obecnością komórek plazmatycznych w śledzionie i szpiku kostnym. U dwóch szczepów myszy zauważono podwyższone AID w śledzionie i szpiku kostnym. Prowadzi to do wniosku, że glifosat może stanowić istotne zagrożenie pod kątem rozwoju powyższych nowotworów.

W publikacji przeglądowej opublikowanej przez Schinasi i Leon, dokonano metaanalizy związku pomiędzy glifosatem a rozwojem nowotworu - chłoniaka nieziarniczego (NHL) (SCHINASI i LEON 2014). W tym celu posłużono się czterdziestoma czterema publikacjami z tematyki NHL oraz dwudziestu jeden grupami chemicznych pestycydów i osiemdziesięcioma składnikami aktywnymi. Selekcji dokonano wybierając teksty tylko w języku angielskim, przedstawiające wyniki badań epidemiologicznych i analizę kontroli przypadków związanych z oceną narażenia zdrowia osób podanych ekspozycji zawodowej w rolnictwie, wskazującymi na powiązanie NHL lub jego podtypów z konkretnymi substancjami aktywnymi lub grupami chemicznymi wykorzystywanymi w uprawach. Wyniki nie odbiegają od wielu tego typu badań i również wskazują na przypuszczalnie duży związek między ww. herbicydem a nowotworem NHL, w szczególności dla osób zajmujących się rolnictwem zawodowo i mających bezpośredni kontakt z pestycydami (SCHINASI i LEON 2014).

Z kolei w drugim artykule przeglądowym stwierdzono, że wzrost ryzyka wystąpienia NHL przy jednoczesnym wysokim narażeniu na działanie glifosatu

(np. zawodowa praca w rolnictwie) wynosi 41%. Zwrócono także uwagę na fakt zachwiania gospodarki mikrobiotycznej w organizmach, co prowadzi w dalszej perspektywie do powstania korzystniejszych warunków do rozwoju NHL. Kolejnym działaniem niepożądanym jest zachwianie gospodarki hormonalnej w organizmach badanych ssaków, np. w organizmach szczurów wykryto wyższy poziom testosteronu, natomiast u samic niższą produkcję estradiolu. Naukowcy podkreślają, że wyniki badań nie są jednoznaczne i nie znamy wielu mechanizmów, które prowadzą do tychże rezultatów w związku z czym nie można pochoinnie przypisywać jednoznacznego powiązania między glifosatem a NHL (ZHANG i in. 2020).

Toksyczność glifosatu i innych pestycydów

W przypadku badań przeprowadzanych na szczurach wyznaczono parametr LD50, który określa dawkę wywołującą śmierć połowy populacji, a wynosi ona 4873 mg/kg masy ciała, co oznacza, że glifosat jest substancją o niskiej toksyczności dla szczurów [4].

Najpowszechniejszą grupą będącą narażoną na bezpośredni kontakt z glifosatem są rolnicy. Zatrucie jest możliwe poprzez kontakt wziewny, podczas czynności takich jak przygotowywanie roztworów, przeprowadzanie oprysków, czy choćby czyszczenie aparatury. Warto zwrócić uwagę na zwiększone, dozwolone przez Unię Europejską, stężenie glifosatu na kilogram masy zboża wynoszące z 0,1 mg/kg do 20 mg/kg. Do zatruć śmiertelnych dochodzi po osiągnięciu stężenia we krwi równego 734 mg/l. Poważne zatrucia zdarzają się dosyć rzadko i najczęściej są spowodowane przypadkowym lub celowym spożyciem tego związku, np. samobójstwo (KWIATKOWSKA i in. 2013).

W przypadku wpływu na skórę, glifosat nie wykazuje tendencji do tworzenia podrażnień lub innych widocznych zmian [2].

Ważnym aspektem jest obecność polioksyetylenoaminy (POEA), która występuje w środkach herbicydowych zawierających glifosat. Substancja ta może być częściowo odpowiedzialna za toksyczne działanie glifosatu [3].

Według raportu toksykologicznego wykonanego przez Defarge i in. w 2018 roku okazuje się, że glifosat nie jest najbardziej toksycznym związkiem w formułach herbicydowych. W szczególności toksyczne są pochodne ropy naftowej dodawane do tych środków. Oprócz tego wykryto wiele metali ciężkich jak np. ołów, arsen, nikiel. Poziom metali ciężkich został zmierzony za pomocą urządzenia ICP-MS Varian 820-MS, z kolei toksyczność zbadano wobec embrionalnych komórek nerkowych z użyciem luminometru Mithras LB 9.

Dosyć nieoczekiwanym rezultatem jest oznaczenie niższego poziomu metali (Mg, Ca, Fe, Mn, Cu, Co oraz Zn) w organizmach u osób przyjmujących z pożywieniem glifosat. Co ciekawe, możliwe jest występowanie poważnych konsekwencji zdrowotnych wynikających z niedoboru tych pierwiastków, powodowanym kompensowaniem ich przez glifosat i w konsekwencji wydalaniem z moczem. Przykładem są neuropatologie spowodowane niedoborem manganu. Trudno jednak jednoznacznie stwierdzić, że jest to wina glifosatu, gdyż może być to wina innych substancji występujących w środkach

herbicydowych. Warto wspomnieć ponownie o POEA, który jak przedstawiono w tej pracy, jest około 1000 razy bardziej toksyczny dla ludzkich komórek niż sam glifosat. Należy pamiętać, że rynek obfituje w wiele odmiennych środków z glifosatem w składzie. Z tej też przyczyny nie można jednoznacznie powiązać zwiększającego się przyjmowania glifosatu ze wzrastającą liczbą występujących chorób. Utrudnieniem jest także szczątkowa ilość informacji na temat innych substancji obecnych w środkach z glifosatem. Skutki widać także wśród roślin, gdyż glifosat wpływa na mikroflorę występującą w glebach i dobrym przykładem jest mangan, którego dwudodatnie kationy są przyswajane przez rośliny. Preparaty z glifosatem korzystnie wpływają na rozwój bakterii, które powodują utlenianie manganu do czterododatnich kationów, które nie są już przyswajane przez rośliny, co wpływa na ich kondycję. Nie można pominąć możliwości występowania efektu chelatującego glifosatu, który wiąże wyżej wymienione metale w glebie i uniemożliwia pobieranie ich przez rośliny, co wpływa na powyższe skutki (MERTENS i in. 2018).

Podsumowanie i wnioski

Glifosat okazał się bardzo skutecznym pestycydem, stąd jego bardzo duże rozpowszechnienie w uprawach roślin na całym świecie. Ważnym aspektem są inne substancje, które umieszcza się w pestycydach na bazie glifosatu. Wiele związków, a w szczególności POEA, wykazuje większą toksyczność niż glifosat. Warto dodać, że obecny rynek środków na bazie glifosatu jest bardzo szeroki i powstało wiele środków ochrony roślin z jego udziałem. Niewątpliwym jest fakt, że glifosat gromadzi się w glebie czy wodach gruntowych, a co gorsza w organizmach zwierząt i ludzi. Idąc dalej można zauważyć działanie tej substancji na wielu płaszczyznach, które w sumie mogą dawać potencjalnie bardzo szkodliwe rezultaty. Wielu naukowców koncentruje się na wykazaniu związku glifosatu z powstawaniem niektórych typów nowotworów. Na przestrzeni lat widać, że instytucje rządowe podwyższają dozwolone stężenia pozostałości glifosatu w jedzeniu, co jest niepokojące. Jednocześnie w obliczu coraz większej liczby badań wskazujących na negatywne dla zdrowia skutki spożywania glifosatu, agencje i instytucje związane z ochroną środowiska zaczynają zwracać na to uwagę i powoli ograniczać lub odchodzić od stosowania glifosatu. Nieustannie jednak naukowcy wykorzystują nowe metody i technologie, które pozwalają wysnuć nowe wnioski. Ważnym elementem jest także praca nad nowymi i potencjalnie korzystniejszymi dla zdrowia i środowiska zamiennikami glifosatu.

Piśmiennictwo

Prace opublikowane

BØHN T., MILLSTONE E. 2019. The Introduction of Thousands of Tonnes of Glyphosate in the food Chain - An Evaluation of Glyphosate Tolerant Soybeans. *Foods*, **8**(12): 1-13.

- DEFARGE N., VENDÔMOIS JS., SÉRALINI GE. 2018. Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides. *Toxicology Reports*, **5**: 156-163.
- GILLEZEAU C., GERWEN M., SHAFFER RM., RANA I., ZHANG L., SHEPPARD L., TAIOLI E. 2019. The evidence of human exposure to glyphosate: a review. *Environmental Health*, **18**(2): 1-14.
- KWIATKOWSKA M., JAROSIEWICZ P., BUKOWSKA B. 2013. Glifosat i jego preparaty - toksyczność, narażenie zawodowe i środowiskowe. *Medycyna Pracy*, **64**(5): 717-72.
- MERTENS M., HOESS S., NEUMANN G., AFZAL J., REICHENBECHER W. 2018. Glyphosate, a chelating agent-relevant for ecological risk assessment? *Environmental Science and Pollution Research*, **25**(6), 5298-5317.
- SCHINASI L., LEON ME. 2014. Non-Hodgkin Lymphoma and Occupational Exposure to Agricultural Pesticide Chemical Groups and Active Ingredients: A Systematic Review and Meta-Analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **11**(4): 4449-4527.
- SÉRALINI GE., CLAIR E., MESNAGE R., GRESS S., DEFARGE N., MALATESTA M., Hennequin D., VENDÔMOIS JS. 2012. Long term toxicity of a Roundup herbicide and a Roundup-tolerant genetically modified maize. *Food and Chemical Toxicology*, **50**: 4221-4231.
- SOUKUP ST., MERZ B., BUB A., HOFFMANN I., WATZL B., STEINBERG P., KULLIG SE. 2020. Glyphosate and AMPA levels in human urine samples and their correlation with food consumption: results of the cross-sectional KarMeN study in Germany. *Archives of Toxicology*, **94**(5): 1575-1584.
- SUÁREZ-LARIOS K., SALAZAR-MARTÍNEZ AM., MONTERO-MONTOYA R. 2017. Screening of Pesticides with the Potential of Inducing DSB and Successive Recombinational Repair. *Journal of Toxicology*, 1-9.
- TARAZONA JV., COURT-MARQUES D., TIRAMANI M., REICH H., PFEIL R., ISTACE F., CRIVELLENTI F. 2017. Glyphosate toxicity and carcinogenicity: a review of the scientific basis of the European Union assessment and its differences with IARC. *Archives of Toxicology*, **91**(8): 2723-2743.
- WANG L., DENG Q., HU H., LIU M., GONG Z., ZHANG S., XU-MONETTE ZY., LU Z, YOUNG KH., MA X., LI Y. 2019. Glyphosate induces benign monoclonal gammopathy and promotes multiple myeloma progression in mice. *Journal of Hematology & Oncology*, **12**(70): 1-11.
- ZHANG L., RANA I., TAIOLI E., SHAFFER RM., SHEPPARD L. 2020. Exposure to Glyphosate-Based Herbicides and Risk for Non-Hodgkin Lymphoma: A Meta-Analysis and Supporting Evidence. *Mutation Research*, **781**: 186-206.

ZOLLER O., RHYN P., ZARN JA., DUDLER V. 2020. Urine glyphosate level as a quantitative biomarker of oral exposure. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **228**: 1-6.

Źródła internetowe

- [1] https://www.pan-europe.info/sites/pan-europe.info/files/20171013%20Glyphosate%20and%20soil_final.pdf, dostęp 10 VIII 2020.
- [2] <http://pmep.cce.cornell.edu/profiles/extoxnet/dienochlor-glyphosate/glyphosate-ext.html>, dostęp 10 VIII 2020.
- [3] <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp214.pdf>, dostęp 13 VIII 2020.
- [4] https://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/st_rpts/tox016.pdf?utm_source=direct&utm_medium=prod&utm_campaign=ntpgolinks&utm_term=tox016, dostęp 8 VIII 2020.
- [5] <https://publications.iarc.fr/549>, dostęp 14 VIII 2020.
- [6] <https://www.fda.gov/food/pesticides/pesticide-residue-monitoring-2017-report-and-data>, dostęp 5 VIII 2020.
- [7] <http://www.icppc.pl/antygmo/wp-content/uploads/2017/09/raport-glifosat.pdf>, dostęp 5 VIII 2020.

Obecność substancji powierzchniowo czynnych w wodach podziemnych jako skutek nieuregulowanej gospodarki wodno-ściekowej w obszarach wiejskich (zlewnie Zbiornika Goczałkowickiego i Kozłowej Góry)

Kinga ŚLÓSARCZYK

Instytut Nauk o Ziemi, Wydział Nauk Przyrodniczych, Uniwersytet Śląski w Katowicach

Kinga ŚLÓSARCZYK: kinga.slosarczyk@us.edu.pl

Abstrakt

Celem pracy była ocena występowania surfaktantów w wodach podziemnych w obszarach o nieuregulowanej gospodarce wodno-ściekowej. Badania obejmowały obszary zlewni dwóch zbiorników wód powierzchniowych, zlokalizowanych w województwie śląskim: Zbiornika Goczałkowickiego oraz Zbiornika Kozłowa Góra. W zasięgu wybranych zlewni przeważają gminy wiejskie, o słabo rozwiniętej sieci kanalizacyjnej, a mieszkańcy swoje nieczystości odprowadzają najczęściej do szamb. Te z kolei, w przypadku występowania nieszczelności i wycieków, mogą przyczyniać się do zanieczyszczenia wód gruntowych związkami odprowadzanymi z gospodarstw domowych wraz ze ściekami bytowymi, m.in. substancjami powierzchniowo czynnymi (SPC). Na podstawie wyników analiz archiwalnych wybrano 13 piezometrów i studni gospodarskich ujmujących płytkie wody podziemne. Wody te charakteryzowały się wysokimi zawartościami azotanów, które mogły wynikać z nieuregulowanej gospodarki wodno-ściekowej w tych rejonach. W prowadzonych badaniach uwzględniono dwie grupy najczęściej stosowanych surfaktantów: anionowe (ASPC) oraz niejonowe substancje powierzchniowo czynne (NSPC). Zawartość ASPC i NSPC w wodach określono odpowiednio na podstawie pomiaru indeksu błękitu metylenowego MBAS oraz testu kuwetowego HACH LCK 333. Uzyskane wyniki wykazały obecność NSPC w wodach z 4 otworów, w stężeniach 0,24-0,40 mg/l. W przypadku pozostałych otworów oraz wszystkich analiz ASPC, wyniki nie przekroczyły granicy oznaczalności. Biorąc pod uwagę zagospodarowanie terenu na obszarach zlewni oraz ograniczony dostęp do kanalizacji można wnioskować, że nieuregulowana gospodarka wodno-ściekowa może prowadzić do lokalnego zanieczyszczenia wód podziemnych surfaktantami, szczególnie w obszarach o gęstszej zabudowie oraz w przypadku związków, które trudniej ulegają degradacji w środowisku.

Abstract

The aim of the research was the assessment of surfactants occurrence in groundwater within areas with improper wastewater management. The study was conducted within two catchments of water reservoirs located in Silesian Province, Poland: Goczałkowice and Kozłowa Góra. These catchments are occupied mainly by rural areas with the poorly developed sewer system, and therefore sewage is mostly directed to septic tanks. In case of leaky septic tanks, they may lead to groundwater contamination with compounds that occur in domestic sewage, including active surface agents. On the basis of archival analyses, 13 piezometers and domestic wells placed in the shallow aquifer were selected. Abstracted groundwater was characterized by high concentrations of nitrates, which were probably the effect of improper wastewater management in these areas. In the study, two the most common group of surfactants were analyzed: anionic and non-ionic surface-active agents. Their concentrations were determined by measurement of the methylene

blue index MBAS and the cuvette test HACH LCK 333, respectively. Obtained results revealed the presence of non-ionic surfactants in water samples from 4 wells, in concentrations 0.24-0.40 mg/l. In the case of other wells and anionic surfactants analysis, the results did not exceed the limit of quantification. Having regard to land use and poorly developed sewer system, it may be concluded that improper wastewater management may lead locally to groundwater contamination with detergents, especially in areas of high-density housing and in case of more persistent surfactants.

Słowa kluczowe: *substancje powierzchniowo czynne, surfaktanty, detergenty, nieuregulowana gospodarka wodno-ściekowa, jakość wód podziemnych*

Keywords: *surface-active agents, surfactants, detergents, improper wastewater management, groundwater quality*

Wstęp

Substancje powierzchniowo czynne (SPC), znane również jako surfaktanty, to związki chemiczne należące do detergentów, charakteryzujące się wysoką rozpuszczalnością w wodzie oraz zdolnością do zmieniania własności powierzchniowych cieczy. Biorąc pod uwagę trwały ładunek powierzchniowy wyróżnić można 4 grupy SPC: anionowe (o ładunku ujemnym), kationowe (ładunek dodatni), amfoteryczne (ładunki ujemne i dodatnie) oraz niejonowe (brak ładunku jonowego). Dzięki swoim unikalnym właściwościom związki te znalazły szerokie zastosowanie nie tylko w przemyśle, lecz także w życiu codziennym. Wykorzystywane są one, m.in. w środkach piorących, czyszczących, pieniących, zwilżających, emulgatorach do farb i kosmetyków oraz w mydłach (WITCZAK i in. 2013). Związki te stosowane są również jako dodatki do antybiotyków oraz środków spożywczych (KALETA 2005).

W ostatnich latach obserwuje się wzrost zużycia detergentów. Szacuje się, że całkowite roczne zużycie SPC na świecie wynosi ok. 3 mln ton. Spośród substancji powierzchniowo czynnych, najczęściej stosowanymi i produkowanymi w największych ilościach detergentami na świecie są związki anionowe (80% wszystkich SPC) i niejonowe (WŁODARCZYK-MAKUŁA 2013). Również w Europie, w latach 90. ubiegłego wieku w produkcji detergentów obserwowano przewagę substancji anionowych nad związkami niejonowymi. Obecnie SPC niejonowe są produkowane w większej ilości w porównaniu do SPC anionowych. Niemniej jednak w obu grupach związków, od lat 90. XX wieku obserwuje się wzrost w ich produkcji, tj. w przypadku związków niejonowych od ok. 0,9 mln t/rok do ok. 1,5 mln t/rok, natomiast dla detergentów anionowych: od ok. 1 mln t/rok do ok. 1,3 mln t/rok (dane z lat 1994-2018) [1]. W przypadku Polski, w 2018 roku ogólne zużycie wszelkiego rodzaju detergentów, mydeł i preparatów do prania wyniosło łącznie 674 tys. ton (wzrost z 609 tys. ton w stosunku do 2017 r.), co daje zużycie ok. 17,5 kg tych środków na osobę w ciągu roku (GUS 2019). Polska jest również piątym krajem w Unii Europejskiej pod względem produkcji detergentów i mydła (dane za rok 2018) [2].

Wzrost w produkcji i zużyciu detergentów wiąże się z większym ryzykiem zanieczyszczenia środowiska tymi związkami. Z uwagi na zastosowania surfaktantów jako główne źródło zanieczyszczenia tymi związkami uznaje się

przemysł (głównie ścieki odprowadzane z zakładów, czasem także odpady gromadzone na składowiskach), jednak pewne ilości SPC mogą być odprowadzane również z gospodarstw domowych, wraz ze ściekami bytowymi. SPC, jako związki mogące pojawiać się w środowisku wodnym, uznawane są w Polsce za substancje szkodliwe (Dz. U. 2019 poz. 1311). W celu ograniczenia niekorzystnego wpływu detergentów na środowisko, w krajach UE nie mogą być wprowadzane detergenty, jeżeli zawarte w nich substancje powierzchniowo czynne mają średnią biodegradację niższą niż 80% (Rozporządzenie (WE) nr 648/2004).

Obecność SPC w środowisku negatywnie wpływa na organizmy żywe, ponieważ związki te mogą ulegać kumulacji w narządach, m.in. na skórze i skrzelach ryb, utrudniając tym samym wymianę gazową. U ludzi substancje te mogą wywołać reakcje alergiczne. Ponadto, niektóre surfaktanty zaliczane są do związków endokrynnie czynnych (EDC, *endocrine disruptor chemicals*), które zaburzają funkcjonowanie układu hormonalnego. W przypadku dwóch najczęściej stosowanych grup SPC, związki anionowe są uważane za bardziej toksyczne w porównaniu do SPC niejonowych. Warto ponadto zaznaczyć, że SPC występujące w wodach zwiększają rozpuszczalność niektórych trudno rozpuszczalnych związków toksycznych (np. WWA), wpływając tym samym na możliwość migracji innych zanieczyszczeń (YING 2006; WŁODARCZYK-MAKUŁA 2013; JARDAK i in., 2015).

Zagrożenie zanieczyszczeniem substancjami powierzchniowo czynnymi dotyczy głównie wód powierzchniowych, jednak w niektórych obszarach SPC mogą występować również w wodach gruntowych. Pozostałości po detergentach w wodach podziemnych obserwuje się przede wszystkim w obszarach nieskanalizowanych, gdzie ścieki bytowe wraz z zanieczyszczeniami mogą przenikać do wód gruntowych poprzez nieszczelne szamba lub indywidualne systemy oczyszczania ścieków, które nie zawsze radzą sobie z usunięciem części związków organicznych. Wycieki z nieszczelnych szamb uznawane są za główne źródło zanieczyszczeń surfaktantami w obszarach wiejskich, jednak w rejonach z dostępem do kanalizacji także przecieki z tej sieci mogą być przyczyną zanieczyszczenia wód gruntowych. Migracja SPC do wód podziemnych możliwa jest również na skutek infiltracji wód rzecznych zanieczyszczonych tymi związkami (KURREY i in. 2018; WITCZAK i in. 2013).

Z uwagi na wielkość zużycia SPC, substancje te występują w największych ilościach w ściekach przemysłowych. Ścieki te, w odróżnieniu od ścieków bytowych na obszarach wiejskich, są przekierowywane do oczyszczalni, gdzie możliwe jest usunięcie pewnej części zanieczyszczeń. SPC ulegają sorpcji na cząstkach stałych, w związku z czym są one zatrzymywane w osadach ściekowych (SANCHEZ-PEINADO 2010; OLKOWSKA i in. 2014, JARDAK i in. 2015). Surfaktanty mogą być częściowo usuwane ze ścieków z wykorzystaniem konwencjonalnych metod, jednak w celu efektywnego usuwania SPC zaleca się wykorzystanie bardziej zaawansowanych metod, skutecznych w usuwaniu mikrozanieczyszczeń organicznych, jak np. ozonowanie i promieniowanie UVC (RÍOS i in. 2017). Nieczystości płynne w obszarach nieskanalizowanych z reguły nie są poddawane żadnym procesom oczyszczania z wykorzystaniem dostępnej

technologii. Ścieki te mogą zatem charakteryzować się obecnością SPC pomimo mniejszej ilości stosowanych surfaktantów w gospodarstwach domowych niż w przemyśle.

Dzięki wysokiej rozpuszczalności SPC mogą łatwo migrować w środowisku gruntowo-wodnym. Obecność SPC w wodach podziemnych notuje się jednak przede wszystkim w niedalekich odległościach od ognisk zanieczyszczeń. W ich bezpośredniej bliskości obserwuje się najwyższe stężenia SPC, rzędu od kilku do kilkunastu mg/l (WITCZAK i in. 2013). Pomimo możliwości migracji surfaktantów do środowiska gruntowo-wodnego, w Polsce oznaczania SPC nie są obowiązkowe w ramach monitoringu diagnostycznego jednolitych części wód podziemnych (Dz. U. 2019 poz. 2147). SPC nie są również uwzględniane w klasyfikacji jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. 2017 poz. 2294), jednak obecność tych substancji w wodzie można pośrednio określić na podstawie właściwości organoleptycznych wody (zapach, smak, pienienie się wody). W związku z tym w Polsce oznaczenia SPC w wodach podziemnych wykonywane są rzadko, również w przypadku obszarów, gdzie występowanie tych związków wydaje się bardzo prawdopodobne.

Celem niniejszej pracy było określenie wpływu nieuregulowanej gospodarki wodno-ściekowej na zanieczyszczenie wód podziemnych detergentami. Badania nad zawartością SPC w wodach podziemnych przeprowadzono na przykładzie obszarów wiejskich, nieskanalizowanych i jednocześnie nieuprzemysłowionych. W analizie wzięto pod uwagę dwie grupy najpopularniejszych surfaktantów: substancje powierzchniowo czynne anionowe (ASPC) oraz niejonowe (NSPC).

Charakterystyka obszaru badań

Badania nad obecnością substancji powierzchniowo czynnych w wodach podziemnych prowadzono na terenach zlewni dwóch zbiorników zaporowych: zlewni Zbiornika Goczałkowickiego, zlokalizowanej w południowej części województwa śląskiego oraz zlewni Zbiornika Kozłowa Góra, położonej w północnej części aglomeracji górnośląskiej. Wspomniane zbiorniki stanowią źródło wody pitnej, a ich powierzchnie wynoszą 32 km² dla Zbiornika Goczałkowickiego oraz 5,5 km² w przypadku Kozłowej Góry. Głównymi rzekami dopływającymi do zbiorników wodnych są odpowiednio Wisła oraz Brynica (CZEKAJ i in. 2016; CZEKAJ i in. 2018).

Analizowane zlewnie charakteryzują się podobnym zagospodarowaniem przestrzennym. W ich zasięgu znajdują się głównie gminy wiejskie. Obszary zabudowane stanowi wyłącznie zabudowa wiejska. Oprócz niewielkiego fragmentu odkrywkowej kopalni dolomitu na terenie zlewni Kozłowej Góry, w badanych obszarach nie występują inne tereny przemysłowe. Całkowita powierzchnia zlewni Zbiornika Goczałkowickiego wynosi 38,4 km², z czego 21,8 km² stanowią obszary rolnicze (52,7%), lasy 9,5 km² (24,7%), obszary zabudowane 7,2 km² (18,6%) oraz mokradła 1,5 km² (4,0%). Z kolei zlewnia Zbiornika Kozłowa Góra zajmuje obszar 188,5 km², z czego 90,3 km² powierzchni pokrywają lasy (47,8%), obszary rolnicze 77,2 km² (41,0%) oraz

obszary zabudowane 20,8 km² (11,1%). Niewielki fragment zlewni (0,1 km²) zajmują tereny wspomnianej kopalni dolomitów (0,1%) [3]. Ze względu na słabo rozwiniętą sieć kanalizacyjną, na analizowanych obszarach, ścieki bytowe z gospodarstw domowych odprowadzane są najczęściej do szamb lub bezpośrednio do cieków powierzchniowych. Jedynymi rejonami z dostępem do kanalizacji są północne obrzeżenia zlewni Zbiornika Goczałkowickiego oraz centralne tereny zlewni Zbiornika Kozłowa Góra.

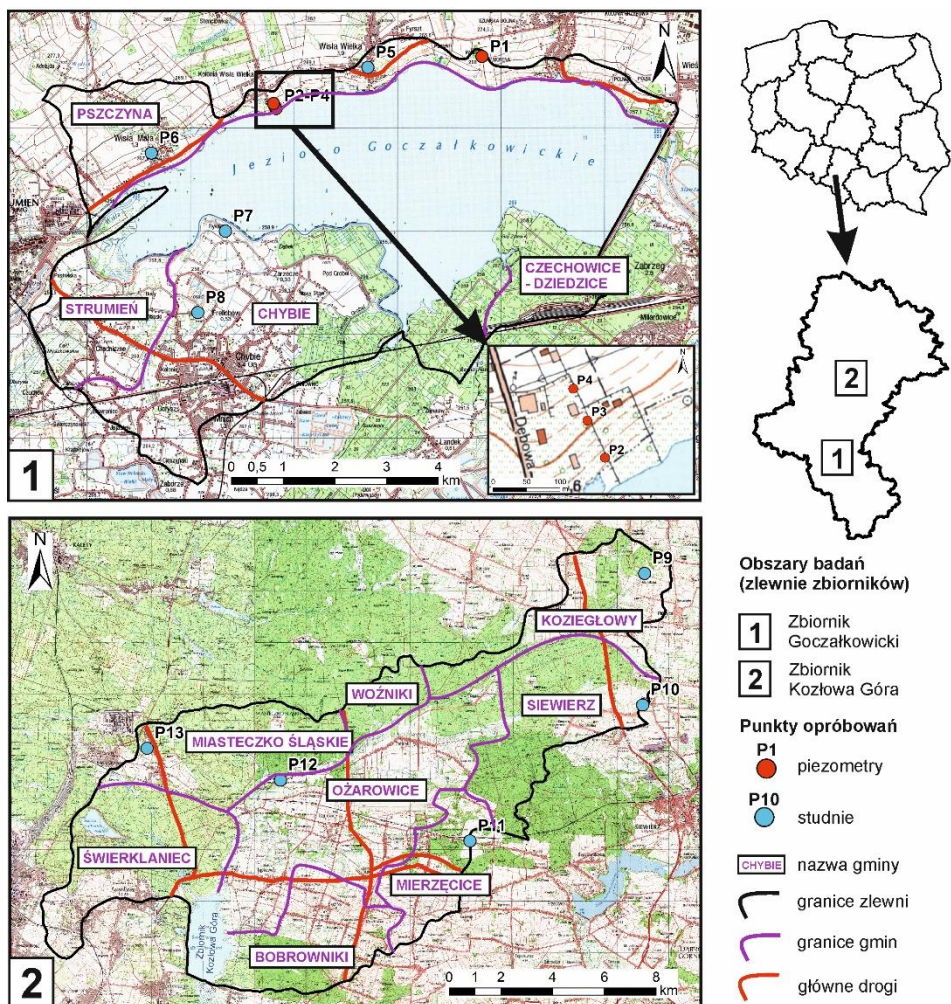
Warunki hydrogeologiczne

Wody podziemne w zasięgu analizowanych zlewni związane są z czwartorzędowym piętrzem wodonośnym. Piętro to jest budowane przez osady rzeczne doliny Wisły w przypadku rejonu Zbiornika Goczałkowickiego, natomiast w zasięgu zlewni Kozłowej Góry przez utwory doliny kopalnej Brynicy oraz osady pochodzenia lodowcowego i wodnolodowcowego. Czwartorzędowe piętro wodonośne w zasięgu badanych obszarów ma nieciągły charakter z uwagi na liczne przeławicenia zbudowane z utworów o mniejszej przepuszczalności, głównie glin i iłów. Opisywane piętro zbudowane jest z reguły z 1-2 poziomów wodonośnych. Na terenach badanych zlewni pierwszy poziom wodonośny stanowią czwartorzędowe utwory piaszczyste lub piaszczysto-żwirowe o zmiennej miąższości (od kilku do 30 m). Wody podziemne badanego poziomu związane są z utworami holoceniowymi. Zwierciadło wód podziemnych jest najczęściej swobodne i występuje na głębokości nieprzekraczającej 15 m, jednak z reguły głębokość ta wynosi do 8 m. Rzędne zwierciadła wahają się w zakresie 250-270 m n.p.m. w zlewni Zbiornika Goczałkowickiego oraz 280-340 m n.p.m. w zlewni Kozłowej Góry. Wartości współczynnika filtracji w czwartorzędowym piętrze wodonośnym mieszczą się w przedziale od 5×10^{-5} m/s do 3×10^{-3} m/s. Wody podziemne zasilane są głównie poprzez infiltrację opadów atmosferycznych. Oba obszary cechują się wysokim stopniem zagrożenia wód podziemnych z uwagi na słabą izolację pierwszego poziomu wodonośnego. Jedynie lokalnie poziom ten przykryty jest od powierzchni cienkimi warstwami glin i pyłów, gdzie infiltracja opadów do warstwy wodonośnej, jak i migracja zanieczyszczeń z powierzchni terenu są utrudnione. W miejscach tych obserwuje się także naporowy charakter zwierciadła wód. Skutkiem słabej izolacji poziomu wodonośnego jest wysoki stopień zanieczyszczenia wód podziemnych. W rejonach obu zlewni wody podziemne charakteryzują się typem hydrochemicznym wskazującym na antropogeniczne przekształcenie wód (najczęściej HCO₃-SO₄-Cl-Ca-Mg dla obszaru Zbiornika Goczałkowickiego oraz Cl-SO₄-Ca-Na dla zlewni Kozłowej Góry). Pomimo niskiej jakości tych wód, na omawianych obszarach występują liczne studnie kopane, z części których ujmowana jest woda na potrzeby gospodarcze (CZEKAJ i in. 2016; CZEKAJ i in. 2018).

Materiał i metody

W celu wykonania analiz zawartości substancji powierzchniowo czynnych w wodach podziemnych, w trakcie prac terenowych przeprowadzonych

w sierpniu 2019 r. pobrano 13 próbek wód podziemnych z otworów zlokalizowanych w obrębie zlewni dwóch zbiorników: Zbiornika Goczałkowickiego (8 próbek) oraz Zbiornika Kozłowa Góra (5 próbek; ryc. 1). Punkty opróbowania wytypowano na podstawie wyników archiwalnych analiz chemicznych (CZEKAJ i in. 2016; CZEKAJ i in. 2018), wybierając w zasięgu badanych obszarów otwory, z których wody charakteryzowały się niską jakością, przejawiającą się wysoką zawartością niektórych jonów głównych. W wyborze punktów kierowano się przede wszystkim podwyższonymi stężeniami nieorganicznych związków azotu, w szczególności azotanów, których wysokie zawartości w wodach podziemnych mogą sugerować negatywny wpływ człowieka na jakość wód m.in. wskutek infiltracji ścieków do gruntu (tabela 1 i 2). Składniki te istotnie wpływały na klasyfikację wód pod kątem ich jakości, gdyż z uwagi na wysokie stężenia azotanów wody podziemne często charakteryzowały się słabym stanem chemicznym i zaliczane były do IV lub V klasy jakości. Ostatecznie do badań wytypowano 4 piezometry (w północnej części zlewni Zbiornika Goczałkowickiego) oraz 9 studni gospodarskich (4 studnie na obszarze zlewni Zbiornika Goczałkowickiego oraz 5 studni na terenie zlewni Zbiornika Kozłowej Góry). Zarówno piezometry jak i studnie ujmują wody z piaszczystych utworów czwartorzędowych w obszarach nieskanalizowanych, gdzie nieczystości z gospodarstw domowych odprowadzane są najczęściej do szamb.



Ryc. 1. Lokalizacja punktów opróbowania w zasięgu analizowanych zlewni na tle mapy topograficznej Polski 1:50 000.

Tabela 1. Charakterystyka punktów próbowań w obszarze zlewni Zbiornika Goczałkowickiego.

Próbka	Rodzaj otworu	Miejscowość	Zagospodarowanie terenu	Głębokość otworu [m]	Głębokość do zwierciadła wody [m]	Stężenia nieorganicznych związków azotu* (CZEKAJ i in., 2016)		
						NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺
P1	piezometr	Łąka	rolnictwo	6,80	3,90	37,30	< 0,066	0,25
P2	piezometr	Goczałkowice-Zdrój	rolnictwo / obszary zabudowane	7,00	0,40	57,30	< 0,066	0,20
P3	piezometr	Wisła Wielka	rolnictwo / obszary zabudowane	7,00	3,90	103,85	< 0,066	0,38
P4	piezometr	Wisła Wielka	rolnictwo / obszary zabudowane	8,30	5,30	217,00	<0,066	0,22
P5	studnia gospodarska	Wisła Wielka	rolnictwo / obszary zabudowane	30,00	10,60	59,25	<0,066	0,31
P6	studnia gospodarska	Wisła Mała	rolnictwo / obszary zabudowane	8,25	7,55	64,15	< 0,066	0,09
P7	studnia gospodarska	Chybie-Zarzecz	rolnictwo	3,82	2,55	43,34	0,101	0,27
P8	studnia gospodarska	Frelichów	rolnictwo / obszary zabudowane	4,65	2,65	123,67	< 0,066	0,07

* stężenia średnie, w mg/l; oznaczenia metodą analizy przepływowej (CFA i FIA) z detekcją spektrometryczną

Tabela 2. Charakterystyka punktów opróbowania w obszarze zlewni Zbiornika Kozłowa Góra.

Próbka	Rodzaj otworu	Miejscowość	Zagospodarowanie terenu	Głębokość otworu [m]	Głębokość do zwierciadła wody [m]	Stężenia nieorganicznych związków azotu* (CZEKAJ i in., 2018)		
						NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺
P9	studnia gospodarska	Pińczyce	rolnictwo / lasy	3,25	2,65	80,58	< 0,066	< 0,05
P10	studnia gospodarska	Pańskie	rolnictwo / obszary zabudowane	5,29	2,85	140,12	< 0,066	0,11
P11	studnia gospodarska	Mierzęcice	rolnictwo / obszary zabudowane	4,09	2,55	68,18	< 0,066	< 0,05
P12	studnia gospodarska	Ożarówice	rolnictwo / lasy	5,33	4,11	82,17	< 0,066	< 0,05
P13	studnia gospodarska	Żyglinek	rolnictwo / obszary zabudowane	4,66	2,88	92,90	< 0,066	0,06

* stężenia średnie, w mg/l; oznaczenia metodą chromatografii jonowej

Każdą z 13 próbek wód podziemnych pobrano do szklanych, ciemnych butelek o objętości 80 ml. Próbki zostały utrwalone poprzez dodanie 0,4 ml roztworu formaldehydu 40%. Wody przefiltrowano próżniowo przez filtr membranowy MCE 0,45 μm . Po poborze próbki przechowywano w temperaturze +4°C i przetransportowano do laboratorium w przeciągu godziny od zakończenia prac terenowych.

Analizy zawartości substancji powierzchniowo czynnych w wodach podziemnych wykonano w akredytowanym laboratorium JARS S.A. w Mysłowicach (PCA nr AB 1095). W badaniach brano pod uwagę dwie najczęściej stosowane grupy związków zaliczanych do SPC: substancje powierzchniowo czynne anionowe (ASPC) oraz niejonowe (NSPC). Stężenia ASPC w pobranych próbkach wody oznaczono metodą fotometryczną poprzez pomiar indeksu błękitu metylenowego MBAS (ang. *Methylene Blue Active Substances*) zgodnie z normą PN-EN 903:2002 (limit detekcji 0,072 mg/l; odzysk 104%; precyzja 7,40%; wzorzec do kalibracji - siarczan dodecyłu, sól sodowa), natomiast zawartości NSPC w wodach określono metodą spektrofotometryczną na podstawie testu kuwetowego HACH LCK 333 (limit detekcji 0,20 mg/l; odzysk 114%; precyzja: 4,37%; wzorzec do kalibracji - zaimplementowana krzywa kalibracyjna fabryczna sprawdzana wzorcem Triton X-100).

Wyniki i dyskusja

Analizy obejmowały dwie najczęściej stosowane grupy substancji powierzchniowo czynnych. Badania prowadzone były na przykładzie wód podziemnych, których jakość jest zagrożona z uwagi na nieuregulowaną gospodarkę wodno-ściekową, a tym samym możliwość migracji zanieczyszczeń do środowiska gruntowo-wodnego wskutek infiltracji ścieków bytowych. Wyniki przeprowadzonych badań nie wykazały jednak dużych stężeń badanych SPC. W przypadku anionowych substancji powierzchniowo czynnych (ASPC), ich ilość we wszystkich badanych próbkach wód nie przekroczyła wartości granicy oznaczalności metody (<0,20 mg/l). Podobne wyniki otrzymano dla większości próbek w przypadku analiz niejonowych substancji powierzchniowo czynnych (NSPC). Nieco większe ilości NSPC zaobserwowano w wodach pobranych z 4 otworów: dwóch na terenie zlewni Zbiornika Goczałkowickiego oraz dwóch w obszarze zlewni Zbiornika Kozłowa Góra. Stężenia NSPC w wodach pobranych z tych otworów mieściły się w granicach 0,24-0,40 mg/l (tabela 3).

Tabela 3. Wyniki oznaczeń substancji powierzchniowo czynnych w badanych wodach.

zlewnia Zbiornika Goczalkowickiego		
Próbka	ASPC [mg/l]	NSPC [mg/l]
P1	< 0,20	< 0,20
P2	< 0,20	< 0,20
P3	< 0,20	0,24
P4	< 0,20	< 0,20
P5	< 0,20	< 0,20
P6	< 0,20	< 0,20
P7	< 0,20	< 0,20
P8	< 0,20	0,28
zlewnia Zbiornika Kozłowa Góra		
Próbka	ASPC [mg/l]	NSPC [mg/l]
P9	< 0,20	< 0,20
P10	< 0,20	< 0,20
P11	< 0,20	0,40
P12	< 0,20	< 0,20
P13	< 0,20	0,31

ASPC są surfaktantami generalnie częściej stosowanymi w porównaniu do NSPC, gdyż grupa tych związków wykorzystywana jest, m.in. w mydłach. Z uwagi na ich wysokie zużycie, należałoby się spodziewać obecności w wodach głównie substancji z tej grupy. Warto jednak zaznaczyć, że ASPC łatwo ulegają degradacji w środowisku. Z kolei NSPC należą do surfaktantów, które w wodzie rozkładają się wolniej (WITCZAK i in. 2013). Ponadto najpopularniejszy i najczęściej wykorzystywany związek z grupy ASPC - LAS (liniowy alkilobenzosulfonian sodowy) łatwo ulega sorpcji w środowisku piaszczystym. Szybciej zachodzi również proces biodegradacji w porównaniu do NSPC, w szczególności w warunkach tlenowych (SCOTT i JONES 2000; YING 2006). LAS, będący głównym związkiem zaliczanym do ASPC, charakteryzuje się krótkim czasem połowicznego rozkładu w warstwach piaszczystych ($t_{1/2}$ = 5-20 dni), co świadczy o ograniczonym zasięgu migracji w środowisku wód gruntowych (ROBERTSON i in. 1989; JARDAK i in. 2015). Większa trwałość NSPC w porównaniu do substancji anionowych może tłumaczyć podwyższone stężenia pierwszej grupy surfaktantów w badanych próbkach wód.

Niezależnie od grupy surfaktantów, ich biodegradacja zależna jest również od temperatury. Z uwagi na mniejszą aktywność mikroorganizmów w niższych temperaturach, biodegradacja zachodzi wolniej w miesiącach zimowych, a więc i wtedy obserwuje się z reguły największe stężenia SPC w wodach (IVANKOWIĆ i HRENOVIĆ 2010; WANG i in. 2010). Badania nad występowaniem surfaktantów w wodach prowadzono w okresie letnim, kiedy temperatura opróbowanych wód podziemnych była wyższa niż w miesiącach zimnych (sierpień 2019: od 11,8°C (P2) do 18,0°C (P13); badania własne). Wyższa temperatura wód w lecie, a tym

samym szybsza biodegradacja SPC, może tłumaczyć niewielkie ilości tych zanieczyszczeń w badanych próbkach.

SPC ulegając degradacji w środowisku prowadzą do powstania produktów pośrednich, które mogą cechować się większą toksycznością niż substancje pierwotne (KALETA 2005). Uzyskane wyniki wykazały niskie stężenia SPC w wodach podziemnych, jednak nie można wykluczyć obecności innych szkodliwych związków będących skutkiem zachodzących w środowisku procesów i reakcji.

Proces sorpcji wpływa na zmniejszenie stężeń różnych zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym. Surfaktanty mogą być sorbowane nie tylko przez część mineralną, ale także przez materię organiczną (wartości OWO dla wód podziemnych w zasięgu badanych zlewni od $<1,0 C_{org}/l$ do ok. $6,2 \text{ mg } C_{org}/l$; dane GIOŚ). Sorpcja SPC na materii organicznej zachodzi jednak przede wszystkim w sytuacjach, kiedy jej zawartość wysoka.

Mimo iż badania nie wykazały wysokich stężeń surfaktantów, ich obecność może mieć wpływ na zachowanie się innych zanieczyszczeń pojawiających się w wodach. Występowanie SPC w wodach podziemnych może wpływać na wydajność sorpcji innych związków, np. metali ciężkich. Zjawisko to zależy od pH wody oraz rodzaju występujących w wodach detergentów. Najczęściej stosowane SPC – anionowe – generalnie zwiększają wydajność sorpcji, szczególnie w wodach o wyższym pH (ŚWIDERSKA-BRÓŹ 1993). Z kolei w przypadku wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych, współobecność surfaktantów może skutkować lepszą rozpuszczalnością WWA (YING 2006; WŁODARCZYK-MAKUŁA 2013). Biorąc pod uwagę możliwy wpływ SPC na migrację innych toksycznych substancji, surfaktanty mogą w sposób pośredni oddziaływać na jakość wód, także wtedy, gdy występują w wodach w niewielkich stężeniach i same nie stanowią dużego zagrożenia w kontekście zanieczyszczenia wód. Należy pamiętać, że procesom sorpcji ulegają również same surfaktanty. W badaniach prowadzonych przez TAGAVIFARA i in. (2017) zaobserwowano większą wydajność sorpcji SPC w wodach o niższym pH. Biorąc pod uwagę niski odczyn badanych wód (w zakresie od 5,00 (P1) do 7,37 (P5); badania własne), nie można wykluczyć adsorpcji surfaktantów w środowisku wód podziemnych w zasięgu badanych zlewni. Warto również zwrócić uwagę, że z największą wydajnością sorbowane są kationowe SPC, w wyniku wymiany jonowej. W przypadku ASPC i NSPC intensywność tego procesu jest mniejsza (ŚWIDERSKA-BRÓŹ 1993). SPC mogą dodatkowo ulegać desorpcji z cząstek stałych, powodując wtórne zanieczyszczenie wód, lecz proces ten zachodzi wolniej w porównaniu z sorpcją (ZHANG i in. 2018). Uwalnianie zaadsorbowanych SPC do wód może wpłynąć na wzrost stężeń surfaktantów w wodach podziemnych, jednak dotyczy to głównie związków kationowych. Intensywność sorpcji uwzględnionych w analizach związków (ASPC i NSPC) jest mniejsza, zatem w zasięgu badanych obszarów ewentualny wzrost ich stężeń w wodach na skutek desorpcji może być nieznaczny.

W zasięgu analizowanych zlewni obszary przemysłowe praktycznie nie występują, podobnie jak większe miasta z rozwiniętą siecią kanalizacyjną. Dominują natomiast tereny wiejskie z polami uprawnymi oraz z reguły

rozproszoną zabudową. Gęstszą zabudowę obserwuje się w pobliżu głównych ulic, jednak również w tych rejonach gospodarstwa domowe najczęściej nie są podłączone do kanalizacji. Warto zaznaczyć, że wyższe stężenia NSPC zaobserwowano w przypadku wód podziemnych opróbowanych w obszarach charakteryzujących się większą gęstością zabudowy, a tym samym mniejszą odległością od potencjalnych ognisk zanieczyszczeń (tabela 1, 2 i 3). W piaszczysto-żwirowych warstwach wodonośnych z reguły zanieczyszczenie wód obserwuje się w niedalekiej odległości od ognisk zanieczyszczeń, najczęściej do kilkunastu metrów (ROBERTSON i in. 1989; JARDAK i in. 2015). Ponieważ w zasięgu opróbowanych otworów nie obserwuje się takich obiektów jak zakłady przemysłowe czy składowiska odpadów, nieszczelne szamba wydają się podstawowym ogniskiem zanieczyszczeń w przypadku badanych wód podziemnych.

W Polsce w ostatnich latach badania zawartości SPC prowadzone są głównie w wodach powierzchniowych (np. OLKOWSKA i in. 2015; MARKOWSKI i in. 2017), jednak badania nad występowaniem surfaktantów w środowisku wodnym prowadzone były również przez polski zespół badawczy (OLKOWSKA i in., 2015) w rejonach arktycznych, gdzie wpływ działalności człowieka na środowisko jest niewielki. Badania te wykazały obecność SPC w wodach Spitsbergenu (próbki wód z rzek i jezior) w stężeniach $<0,028-0,67$ mg/l dla ASPC oraz $<0,037-0,72$ mg/l dla NSPC. W przypadku wód podziemnych, w Polsce analizy SPC są wykonywane raczej rzadko, jednak zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej (Dz. U. 2019 poz. 2148) SPC mogą być uwzględniane w ocenie stanu Jednolitych Części Wód Podziemnych. Według wspomnianego rozporządzenia, zarówno dla substancji powierzchniowo czynnych anionowych, jak i sumy substancji powierzchniowo czynnych anionowych i niejonowych, wartości graniczne stężeń dla klas jakości wód wynoszą odpowiednio: I klasa - 0,1 mg/l, II klasa - 0,2 mg/l, III klasa - 0,5 mg/l, IV klasa - 1 mg/l, V klasa - >1 mg/l. Z uwagi na granicę oznaczalności zastosowanych metod, nie sposób dokładnie określić klasę wód pod względem zawartości SPC, można jednak ocenić ich stan chemiczny. Zgodnie z przytoczonym rozporządzeniem, klasy jakości wód podziemnych I-III oznaczają dobry stan, natomiast klasy IV i V - słaby stan chemiczny. Uwzględniając tylko ASPC, stan chemiczny wszystkich wód można określić jako dobry. Podobnie można ocenić stan chemiczny wód dla sumy ASPC i NSPC w przypadku większości próbek. Wartość graniczna sumy ASPC i NSPC dla III klasy (0,5 mg/l) mogłaby być jednak nieznacznie przekroczona w wodach z dwóch studni: P11 i P13 (tabela 3), jeśli ilość ASPC w tych próbkach byłaby bliska wartości granicy oznaczalności (0,2 mg/l). W takim przypadku, stan chemiczny tych wód należałoby uznać za słaby.

W obszarach zlokalizowanych blisko potencjalnych ognisk zanieczyszczeń obserwuje się najwyższe stężenia SPC. W ściekach bytowych nieoczyszczonych stężenia SPC mogą sięgać nawet kilkudziesięciu miligramów na litr, dlatego w obszarach narażonych na zanieczyszczenie stężenie surfaktantów w wodach podziemnych może przekraczać 1 mg/l (WŁODARCZYK-MAKUŁA 2013). Przykładem są badania prowadzone w Polsce przez KOWALA i in. (1986), który

zaobserwował obecność SPC w wodach ze studni zlokalizowanych w niedalekiej odległości od ognisk zanieczyszczeń, gdzie stężenia detergentów dochodziły do 1,47 mg/l. Podobne wyniki uzyskali zagraniczni naukowcy. Badania prowadzone w Iranie wykazały obecność detergentów w 316 próbkach wód podziemnych ujmowanych przez płytkie studnie, w ilościach dochodzących do 1,4 mg/l (IMANDEL i in. 1978). SPC wykryto również w wodach podziemnych w USA, w stanie Nowy Jork (PERLMUTTER i GUERRERA 1970). W wodach pobranych z płytkich studni ujmujących piaszczysto-żwirową warstwę wodonośną zaobserwowano detergenty w ilości 0,1-1,3 mg/l. W wodach tych odnotowano jednocześnie stosunkowo wysokie stężenia innych składników świadczących o zanieczyszczeniu wód, takich jak azotany. Z kolei w Izraelu badano możliwość migracji zanieczyszczeń pochodzących ze ścieków do wód podziemnych, z wykorzystaniem detergentów niejonowych. Stężenia tych związków w badanych wodach wynosiły 0,1-0,8 mg/l (ZOLLER i in. 1991). W nowszych badaniach wskazuje się jednak na obecność surfaktantów w wodach gruntowych w ilościach na poziomie kilku mikrogramów. Obecność SPC w niskich stężeniach wykryto m.in. w wodach podziemnych na terenie Indii, gdzie stężenia detergentów nie przekraczały 0,1 mg/l. Warto jednak zaznaczyć, że badano tutaj tylko jedną grupę surfaktantów - ASPC, które są mniej trwałe w warunkach naturalnych (GHOSE i in. 2009). Inne badania, uwzględniające zarówno ASPC jak i NSPC, również wykazały obecność tych związków w niskich stężeniach, nie przekraczających 0,01 mg/l (FERNÁNDEZ i in. 2011).

W przeprowadzonych badaniach opróbowano wody podziemne charakteryzujące się niższą jakością ze względu na podwyższone stężenia nieorganicznych związków azotów, w szczególności azotanów. Ich stężenia często przekraczające wartość dopuszczalną dla wód przeznaczonych do spożycia (tj. 50 mg/l, wg Dz. U. 2017 poz. 2294) mogą wynikać z nieuregulowanej gospodarki wodno-ściekowej na tych obszarach oraz infiltracji ścieków bytowych do gruntu. Biorąc jednak pod uwagę rozległe obszary rolnicze zajmujące znaczną część obu analizowanych zlewni, nie można wykluczyć dodatkowego wpływu stosowania nawozów w rolnictwie na jakość wód i stężenia jonów NO_3^- w wodach podziemnych. Wykorzystanie nowoczesnych metod analitycznych (np. technik chromatograficznych) do oznaczeń śladowych ilości substancji szkodliwych umożliwiłoby precyzyjne określenie wpływu ognisk zanieczyszczeń na jakość wód w badanych obszarach. Wykrycie mikrozanieczyszczeń charakterystycznych dla danego źródła (np. detergentów na skutek infiltracji ścieków) nawet w bardzo niskich stężeniach pozwoliłoby nie tylko na jednoznaczne określenie ogniska zanieczyszczenia, ale jednocześnie także na pośrednie określenie pochodzenia pozostałych składników występujących w wodach podziemnych.

Podsumowanie

Tereny wiejskie, w porównaniu do obszarów zurbanizowanych i uprzemysłowionych, często kojarzą się z mniejszą liczbą ognisk zanieczyszczeń oraz mniej intensywnym wpływem antropopresji na środowisko, w tym na jakość

wód. Niemniej jednak, zanieczyszczenie środowiska wodnego można obserwować również w rejonach o mniejszym stopniu zagospodarowania. Nieszczelne szamba należą do potencjalnych ognisk zanieczyszczeń w obszarach o nieuregulowanej gospodarce wodno-ściekowej, a infiltracja ścieków bytowych w głąb gruntu wiąże się z migracją różnych mikrozanieczyszczeń, w tym substancji powierzchniowo czynnych.

W przeprowadzonych badaniach nieco wyższe stężenia SPC (tzn. powyżej 0,2 mg/l) zaobserwowano w 4 spośród 13 próbek wód podziemnych i dotyczyły one tylko substancji powierzchniowo czynnych niejonowych. Biorąc pod uwagę właściwości surfaktantów oraz uwarunkowania w zasięgu badanych obszarów (w tym zagospodarowanie terenu) należy podsumować, że wody podziemne mogą być narażone na występowanie szczególnie tych SPC, które charakteryzują się wolniejszą degradacją w środowisku. Dodatkowo ich większe stężenia spotkać można w obszarach nieskanalizowanych i o gęstszej zabudowie, a więc i z większą liczbą punktowych ognisk zanieczyszczeń takich jak nieszczelne szamba.

Naturalne procesy zachodzące w środowisku gruntowo-wodnym, w tym biodegradacja i sorpcja, przyczyniają się do częściowej eliminacji surfaktantów z wód podziemnych. Szybkość i efektywność tych procesów zależna jest jednak od panujących w środowisku warunków, a także właściwości wody i samych surfaktantów. W związku z tym możliwe jest występowanie niewielkich stężeń SPC w wodach gruntowych, w szczególności w przypadku bardziej trwałych związków, takich jak NSPC. Obecność tego typu zanieczyszczeń w wodach gruntowych na terenach wiejskich obserwuje się z reguły w skali lokalnej, w niedużych dystansach od ognisk zanieczyszczeń. Zakładając jednak możliwość migracji związków w warunkach mniej sprzyjających ich rozkładowi, nie można wykluczyć występowania śladowych ilości detergentów (rzędu kilku mikrogramów na litr wody) również w większej odległości od nieszczelnych szamb. Pomoc w ich wykryciu mogą stanowić nowoczesne metody analityczne.

Badania zostały przeprowadzone w ramach projektu „Przeobrażenia składu chemicznego wód podziemnych w wybranych ośrodkach hydrogeologicznych w warunkach zróżnicowanej antropopresji z uwzględnieniem nowych wskaźników zanieczyszczeń” sfinansowanego z dotacji Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego na prowadzenie badań naukowych służących rozwojowi młodych naukowców oraz uczestników studiów doktoranckich.

Piśmiennictwo

Prace opublikowane

CZEKAJ J., JAKÓBCZYK-KARPIERZ S., RUBIN H., SITEK S., WITKOWSKI A.J. 2016. Identification of nitrate sources in groundwater and potential impact on drinking water reservoir (Goczałkowice reservoir, Poland). *Physics and Chemistry of the Earth*, **94**: 35-46.

CZEKAJ J., SKRZYPCZAK M., SIUDY A. 2018. Implementation of best practices for water protection in Pilot Actions. *Partner-specific Pilot Action*

- documentations, PA.2.2 Kozłowa Góra. Interreg Central Europe PROLINE-CE, Katowice: 42 ss.
- FERNÁNDEZ CC., MARTÍNEZ JJ., CANDELA L., MAZO EG. 2011. Presence of synthetic surfactants in groundwater derived by sewage contamination. EGU General Assembly 2011. Geophysical Research Abstracts, **13**: 4966.
- GHOSE NC., SAHA D., GUPTA A. 2009. Synthetic Detergents (Surfactants) and Organochlorine Pesticide Signatures in Surface Water and Groundwater of Greater Kolkata, India. Journal of Water Resource and Protection, **4**: 290-298.
- GIOŚ 2019. Wyniki badań wskaźników fizykochemicznych nieorganicznych - monitoring jakości wód podziemnych - monitoring diagnostyczny. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska.
- GUS 2019. Rocznik Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej 2019. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa: 786 ss.
- HACH LCK 333 Niejonowe środki powierzchniowo-czynne - instrukcja.
- IMANDEL K., RAZEGHI N., SAMAR P. 1978. Tehran ground water pollution by detergents. Water, Air and Soil Pollution, **9**: 119-122.
- IVANKOVIĆ T., HRENOVIĆ J. 2010. Surfactants in the environment. Archives of Industrial Hygiene and Toxicology, **61**: 95-110.
- JARDAK K., DROGUI P., DAGHRIR R. 2015. Surfactants in aquatic and terrestrial environment: occurrence, behavior, and treatment processes. Environmental Science and Pollution Research, **23**: 3195-3216.
- KALETA J. 2005. Substancje powierzchniowo czynne w środowisku wodnym. Inżynieria i Ochrona Środowiska, **1**: 99-115.
- KOWAL AL., MAĆKIEWICZ J., ŚWIDERSKA-BRÓZ M. 1986. Podstawy projektowe systemów oczyszczania wody. (Designing bases of the water treatment systems). Wydawnictwo Politechnika Wrocławska, Wrocław: 221 ss.
- KURREY R., MAHILANG M., DEB MK., SHRIVAS K. 2018. Analytical approach on surface active agents in the environment and challenges. Trends in Environmental Analytical Chemistry, **21**: 1-18.
- MARKOWSKI M., GOLUS W., POLKOWSKA Ż., KWIDZIŃSKA M. 2017. Surfactants: a real threat to the aquatic geoecosystems of lobelia lakes. Limnological Review, **17**(4): 183-193.
- OLKOWSKA E., POLSKOWA Ż., RUMAN M., NAMIEŚNIK J. 2015. Similar concentration of surfactants in rural and urban areas. Environmental Chemistry Letters, **13**: 97-104.
- OLKOWSKA E., RUMAN M., POLKOWSKA Ż. 2014. Occurrence of Surface Active Agents in the Environment. Journal of Analytical Methods in Chemistry, **2014**: 1-15.

- PERLMUTTER NM, GUERRERA AA. 1970. Detergents and Associated Contaminants in Ground Water at Three Public-Supply Well Fields In Southwestern Suffolk County, Long Island, New York. Water Supply Paper, United States Government Printing Office, Washington: 22 ss.
- PN-EN 903:2002 Jakość wody - Oznaczanie surfaktantów anionowych przez pomiar indeksu błękitu metylenowego MBAS.
- RÍOS F., OLAK-KUCHARCZYK M., GMUREK M., LEDAKOWICZ S. 2017. Removal efficiency of anionic surfactants from water during UVC photolysis and advanced oxidation process in H₂O₂/UVC system. Archives of Environmental Protection, **43**(1): 20-26.
- ROBERTSON WD., SUDICKY EA., CHERRY JA., RAPAPORT RA., SHRIMP RJ. 1989. Impact of a domestic septic system on an unconfined sand aquifer. [W:] HE. KOLBUS, W. KINZELBACH. [red.] Contaminant Transport in Groundwater). Balkema, Rotterdam: 67-82.
- Rozporządzenie (WE) Nr 648/2004 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 31 marca 2004 r. w sprawie detergentów.
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych (Dz.U. 2019 poz. 1311).
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 9 października 2019 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i jednolitych części wód podziemnych (Dz.U. 2019 poz. 2147).
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych (Dz.U. 2019 poz. 2148).
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. 2017 poz. 2294).
- SANCHEZ-PEINADO M., GONZALES-LOPEZ J., MARTINEZ-TOLEDO V., POZO C., RODELAS B. 2010. Influence of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) on the structure of Alphaproteobacteria, Actinobacteria and Acidobacteria Communities in a soil microcosm. Environmental Science and Pollution Research, **17**: 779-790.
- SCOTT MJ., JONES MN. 2000. The biodegradation of surfactants in the environment. Biochimica et Biophysica Acta, **1508**: 235-251.
- ŚWIDERSKA-BRÓŹ M. 1993. Mikrozanieczyszczenia w środowisku wodnym. Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej, Wrocław: 144 ss.

- TAGAVIFAR M., JANG SH., SHARMA H., WANG D., CHANG LY., MOHANTY K., POPE GA., 2017. Effect of pH on adsorption of anionic surfactants on limestone: experimental study and surface complexation modeling. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, **538**: 1-20.
- WANG Z., XIAO B., WU X., TU X., WANG Y., SUN X., SONG L., 2010. Linear alkylbenzene sulfonate (LAS) in water of Lake Dianchi-spatial and seasonal variation, and kinetics of biodegradation. *Environmental Monitoring and Assessment*, **171**: 501-512.
- WITCZAK S., KANIA J., KMIĘCIK E. 2013. Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 723 ss.
- WŁODARCZYK-MAKUŁA M. 2013. Wybrane mikrozanieczyszczenia organiczne w wodach i glebach. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN 104, Warszawa: 284 ss.
- YING GG. 2006. Fate, behavior and effects of surfactants and their degradation products in the environment. *Environment International*, **32**: 417-431.
- ZHANG P., LIU Y., LI Z., KAN AT., TOMSON MB. 2018. Sorption and desorption characteristics of anionic surfactants to soil sediments. *Chemosphere*, **211**: 1183-1192.
- ZOLLER U., ASHASH E., AYALI G., SHAFIR S. 1991. Nonionic detergents as tracers of groundwater pollution caused by municipal sewage. *Environmental Science Research* 42. Chemistry for the Protection of the Environment, **2**: 225-233.

Źródła internetowe

- [1] <https://www.cesio.eu/index.php/information-centre/industry-data>, dostęp 13 VIII 2020.
- [2] <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-eurostat-news/-/DDN-20200326-1?inheritRedirect=true&redirect=%2Feurostat%2Fnews%2Fwhats-new>, dostęp: 13 VIII 2020.
- [3] <http://clc.gios.gov.pl/index.php/clc-2018/o-projekcie>, dostęp 13 VIII 2020.

Zawartości pierwiastków metalicznych w glebach wrocławskich parków miejskich

Filip BORKOWSKI, Anna KOLASIŃSKA, Hubert KASPRZAK

KNS Ochrony Środowiska, Międzywydziałowe Studium Ochrony Środowiska,
Uniwersytet Wrocławski

Filip BORKOWSKI: 292403@uwr.edu.pl

Abstrakt

Zanieczyszczenia pierwiastkami metalicznymi gleb terenów rekreacyjnych, takich jak parki miejskie, stanowi potencjalne zagrożenie zarówno dla ludzi, jak i środowiska. Takie gleby nie są wprawdzie wykorzystywane uprawnie, lecz ludzie odwiedzający parki podczas silnego wiatru mogą być narażeni na działanie pyłu pochodzącego z zanieczyszczonej gleby, ponadto pierwiastki śladowe mogą przenikać do wód powierzchniowych i podziemnych, a także roślin. Celem pracy była ocena stopnia zanieczyszczenia gleb pięciu wrocławskich parków miejskich. W każdym z parków został wyznaczony transekt, na którym w trzech punktach z warstwy powierzchniowej pobrano glebę, a następnie poddano ją analizie laboratoryjnej - oznaczono zawartość materii organicznej, wybranych pierwiastków śladowych oraz zmierzono pH. Uzyskane wyniki odniesione do norm dla gleb na terenach rekreacyjnych pokazują, że gleby we wrocławskich parkach miejskich nie są ponadnormatywnie zanieczyszczone.

Abstract

Soil contamination with metallic elements in recreational areas such as urban parks is a potential threat to both people and the environment. Such soils are not cultivated, but people visiting parks during strong winds may be exposed to dust from contaminated soil, moreover, trace elements may penetrate into surface and ground waters, as well as plants. The aim of the study was to assess the degree of soil contamination of five Wrocław city parks. In each of the parks, a transect was determined, on which soil was taken from the surface layer at three points and then subjected to laboratory analysis - the content of organic matter and selected trace elements were determined and the pH was measured. The obtained results, compared to the standards for soils in recreational areas, show that soils in Wrocław city parks are not excessively contaminated.

Słowa kluczowe: *pierwiastki metaliczne, gleba, park miejski, zanieczyszczenie*

Keywords: *metallic elements, soil, urban park, pollution*

Wstęp

Jednym z podstawowych elementów środowiska przyrodniczego jest gleba powstająca ze skał macierzystych w wyniku procesów glebotwórczych. Pełni ona wiele ważnych funkcji, m. in. uczestniczy w neutralizacji niektórych substancji toksycznych, bierze udział w obiegu pierwiastków w przyrodzie oraz stanowi ważny element łańcucha troficznego. Ponadto ma zdolności filtrujące i buforujące, które chronią ekosystemy przed przedostawaniem się zanieczyszczeń do innych elementów biosfery. Jednak wszystkie zmiany składu chemicznego, odczynu oraz potencjału oksydacyjno-redukcyjnego naruszają równowagę biogeochemiczną gleby przyczyniając się ograniczenia tych funkcji

(KABATA-PENDIAS i in. 1995). Szczególnie podatne na te zmiany są gleby terenów zurbanizowanych, ponieważ są narażone na akumulację różnych zanieczyszczeń, których źródłem są emisje pochodzące głównie z sektora energetycznego, przemysłowego oraz transportowego (CHEN i in. 2005).

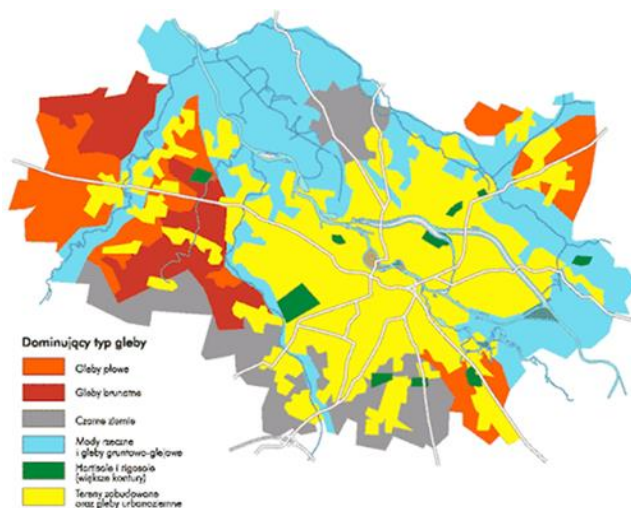
Jednym z większych problemów związanych z ochroną gleb jest obecność w nich pierwiastków metalicznych, które są szczególnie niebezpieczne ze względu na długi okres połowicznego zaniku (NIEDBAŁA i in. 2010) oraz możliwość migracji do wód powierzchniowych i podziemnych oraz roślin (KARCZEWSKA i in. 2000). Chociaż większość form pierwiastków metalicznych charakteryzuje się słabą rozpuszczalnością i pozostaje w warstwach powierzchniowych gleby (NIESIOBĘDZKA 2004), to i tak stwarzają one poważne zagrożenie dla zdrowia, ponieważ w wyniku działalności wiatru są unoszone wraz z pyłem (KARCZEWSKA i in. 2000).

Celem pracy była ocena zawartości wybranych metali: kadmu, niklu, miedzi, ołowiu, chromu oraz cynku w wierzchniej warstwie gleby pięciu wybranych parków miejskich Wrocławia.

Material i metody

Obszar badań

Wrocław pod względem administracyjnym położony jest w południowo-zachodniej Polsce. Podobnie jak cała Polska, znajduje się w strefie klimatu umiarkowanego przejściowego z widocznymi wpływami oceanicznymi. Średnia roczna temperatura wynosi $9,8^{\circ}\text{C}$. Średnia roczna opadów atmosferycznych wynosi około 580 mm. Najcieplejszym, a zarazem najbardziej wilgotnym miesiącem w roku jest lipiec ze średnią temperaturą wynoszącą $19,9^{\circ}\text{C}$, natomiast najchłodniejszym miesiącem jest styczeń z temperaturą wynoszącą $-0,5^{\circ}\text{C}$ (PODGÓRSKA i in. 2016).

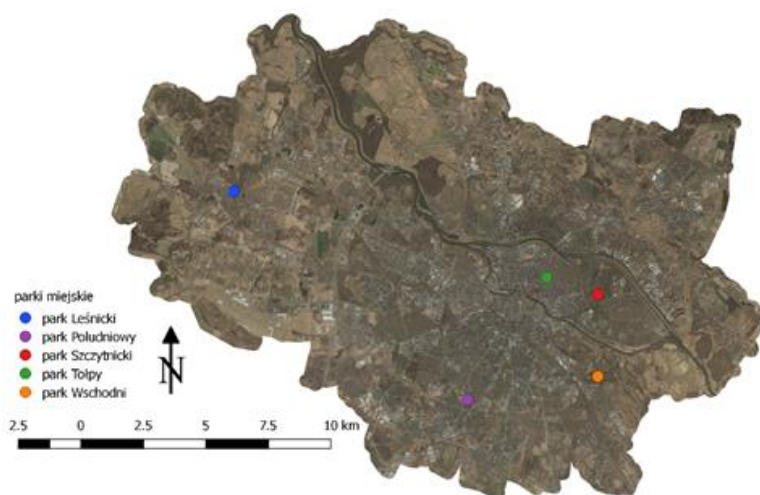


Ryc. 1. Mapa glebowa Wrocławia (źródło: [1]).

Pod względem fizycznogeograficznym Wrocław znajduje się w obrębie trzech mezoregionów: Pradoliny Wrocławskiej, Równiny Oleśnickiej oraz Równiny Wrocławskiej (KONDRACKI 2002). Miasto zlokalizowane jest na pograniczu dwóch jednostek geologicznych: bloku przedsudeckiego oraz monokliny przedsudeckiej, która reprezentowana jest przez utwory permskie oraz triasowe pokryte osadami czwartorzędowymi (GMOCHOWSKA i in. 2019). Na tych utworach, stanowiących skałę macierzystą, wytworzone są gleby, wśród których można wyróżnić: mady rzeczne, gleby gruntowo-glejowe, czarne ziemie, gleby brunatne i płowe oraz gleby antropogeniczne (ryc. 1) (ANIOL-KWIATKOWSKA 2008). Główną rzeką przepływającą przez miasto jest Odra, której długość w granicach miasta wynosi około 27 km, ale ponieważ Odra przepływa przez miasto kilkoma odnogami, to jej łączna długość wynosi około 80 km. Ponadto w granicach miasta znajdują się cztery dopływy Odry: Widawa, Ślęza, Bystrzyca i Oława (PODGÓRSKA i in. 2016).

Pobór próbek

Próbki gleby zostały pobrane w czerwcu 2018 roku w pięciu wrocławskich parkach miejskich: najbardziej wysuniętym na zachód Parku Leśnickim, położonym w południowej części miasta Parku Południowym, znajdujących się w centrum miasta Parku Szczytnickim i Parku Tołpy oraz zlokalizowanym we wschodniej części Wrocławia Parku Wschodnim (ryc. 2).



Ryc. 2. Lokalizacja wrocławskich parków miejskich, w których pobierane były próbki (źródło mapy podkładowej: System Informacji Przestrzennej Wrocławia).

W każdym z parków został wyznaczony transekt w obrębie, którego w trzech punktach za pomocą łopaty ze stali nierdzewnej do papierowych kopert pobrano z wierzchniej warstwy (0-30 cm od powierzchni) próbki gleby w trzech powtórzeniach dla każdego punktu. Próbki pochodzące z każdego punktu przed analizami laboratoryjnymi były mieszane. Długość transektów w poszczególnych parkach różniła się od siebie ze względu na wielkość i strukturę przestrzenną poszczególnych parków. Najkrótszy transekt wyznaczony w Parku Tołpy miał długość około 150 m, a odległość pomiędzy punktami poboru wynosiła około 75 m. W Parku Wschodnim wyznaczony transekt miał długość około 172 m, natomiast odległość pomiędzy punktami poboru wynosiła około 86 m. Z kolei w Parku Leśnickim długość wyznaczonego transektu liczyła około 186 m, a odległość pomiędzy punktami poboru wyniosła około 93 m. W Parku Szczytnickim długość wyznaczonego transektu była równa około 254 m, natomiast odległości między punktami poboru wynosiły około 127 m. Najdłuższy transekt wyznaczono w Parku Południowym - jego długość wyniosła 280 m, a odległość pomiędzy punktami poboru była równa około 140 m.

Analizy laboratoryjne

Pobrane próby gleby suszono przez tydzień w suszarce w temperaturze 40°C. Po upływie tego czasu przygotowano roztwory glebowe w wodzie destylowanej oraz jednomolowym KCl w stechiometrycznym stosunku gleby do roztworu wynoszącym 1:2,5. Następnie po upływie 20 godzin dokonano w dwóch powtórzeniach pomiaru pH. Wykonano również analizy zawartości kadmu, niklu, miedzi, ołowiu, chromu i cynku metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej AAS Avanta (w dwóch powtórzeniach). Przed przystąpieniem do analiz badane próbki zostały poddane mineralizacji stężonym kwasem azotowym. Ponadto zbadano zawartości substancji organicznej metodą straty masy przez prażenie.

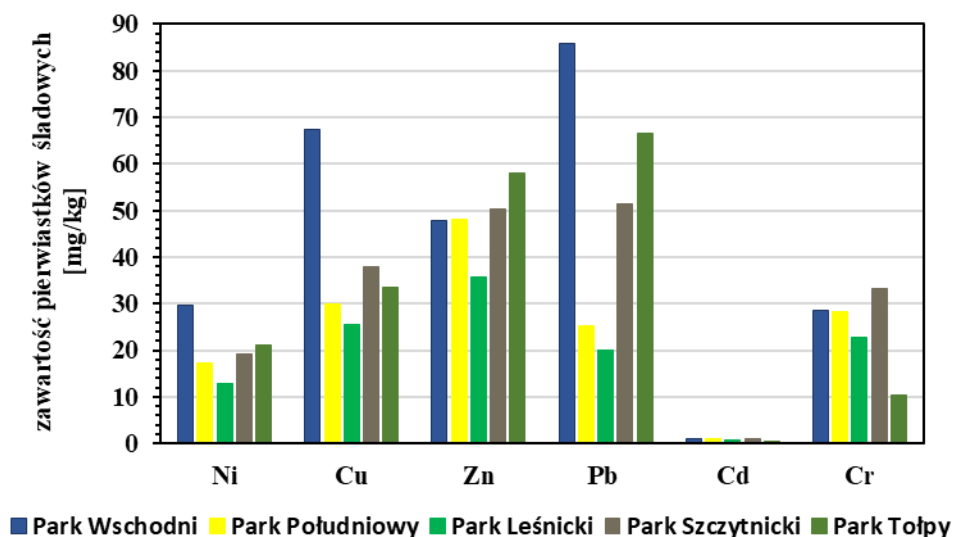
Analizy statystyczne

Uzyskane wyniki pomiarów pH, oznaczonych metali oraz substancji organicznej poddano analizie statystycznej. W programie STATISTICA obliczono podstawowe statystyki opisowe: średnią arytmetyczną, odchylenie standardowe oraz wartość maksymalną i minimalną. W celu sprawdzenia normalności rozkładu wykonano test Shapiro-Wilka, natomiast aby sprawdzić jednorodność wariancji wykonano test Browna-Forsythe'a. Ze względu na to, że wszystkie zmienne miały rozkład normalny, a ich wariancje były jednorodne, do testowania istotności różnic zawartości pierwiastków, substancji organicznej oraz pH w poszczególnych parkach miejskich wykorzystano test ANOVA. Następnie, aby określić istotność różnic wartości pH oraz zawartości materii organicznej w glebach pochodzących z różnych stanowisk, wykonano test post-hoc rozsądnej istotnej różnicy (RIR) Tukeya. Za poziom istotności statystycznej popełnienia błędu I rodzaju przyjęto próg 0,05.

W celu oceny zanieczyszczenia gleb metalami posłużono się wartościami podawanymi w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 roku w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz. U. poz. 1395) oraz w wytycznych przygotowanych przez Instytut Upraw, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach (IUNG) (KABATA-PENDIAS i in. 1995).

Wyniki

Gleby w poszczególnych badanych parkach wykazywały duże zróżnicowanie zarówno pod względem zawartości metali, odczynu jak i zawartości materii organicznej (tabela 1-2). Najwyższe średnie stężenia wszystkich badanych metali poza chromem, którego najwięcej było w Parku Szczytnickim, zaobserwowano w Parku Wschodnim (ryc. 3), natomiast najniższe średnie zawartości wszystkich pierwiastków metalicznych odnotowano w Parku Leśnickim. Różnice te nie były jednak istotne statystycznie (tabela 3). Inaczej wyglądała sytuacja w przypadku pH, ponieważ średni odczyn zmierzony w wodzie destylowanej w parku Szczytnickim istotnie różnił się od odczynu w parku Południowym oraz parku Tołpy (ryc. 4). Z kolei odczyn zmierzony w KCl istotnie różnił się pomiędzy Parkiem Szczytnickim a Parkiem Wschodnim, Parkiem Południowym oraz Parkiem Tołpy (ryc. 5). Średnia zawartość materii organicznej, której najwięcej było w parku Wschodnim istotnie różniła się od zawartości oznaczonej w próbkach pochodzących z pozostałych badanych parków miejskich (ryc. 6).



Ryc. 3. Średnie zawartości metali we wrocławskich parkach miejskich.

Tabela 1. Zawartości pierwiastków metalicznych w glebach parków miejskich we Wrocławiu (śr oznacza średnią arytmetyczną, min oznacza wartość minimalną, max oznacza wartość maksymalną, a SD odchylenie standardowe).

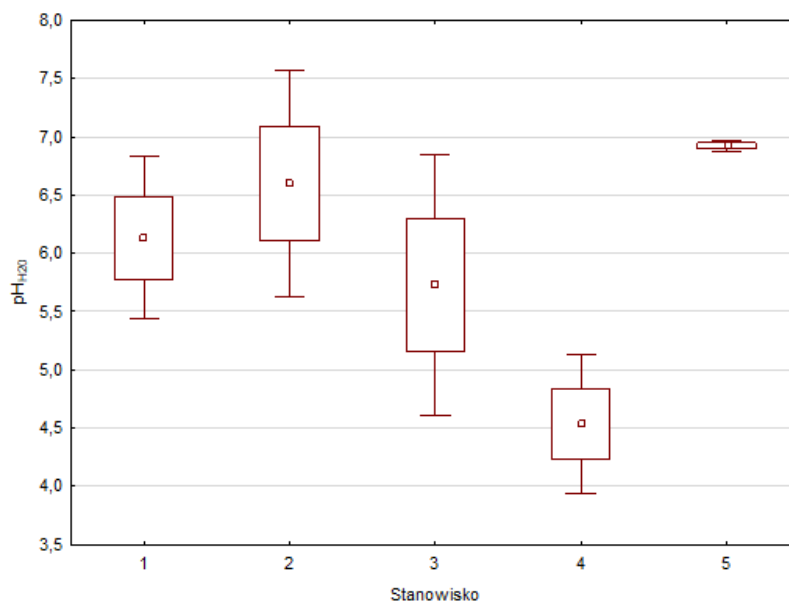
	parametr	Cd [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Zn [mg/kg]	materia organiczna [%]
park Wschodni	śr	1,0	30	67	86	29	82	40
	min	0,46	15	44	27	10	56	19
	max	1,8	39	100	141	48	103	50
	SD	0,69	29	29	57	19	24	16
park Południowy	śr	1,1	17	30	25	28	48	12
	min	0,84	15	24	20	15	40	10
	max	1,3	20	40	33	45	64	14
	SD	0,25	2,7	8,8	7,0	15	14	2,0
park Leśnicki	śr	0,64	13	25	20	23	36	11
	min	0,41	3,0	16	6,5	13	27	8,5
	max	0,77	18	36	31	29	41	14
	SD	0,20	8,5	9,7	12	8,4	7,3	2,7
park Szczytnicki	śr	0,94	19	38	52	33	50	8,9
	min	0,56	15	26	40	7,0	34	5,3
	max	1,3	25	56	60	55	69	11
	SD	0,38	5,5	16	11	24	17	3,1
park Tolpy	śr	0,38	21	33	67	10	58	9,1
	min	0,12	16	28	50	5,8	46	7,3
	max	0,54	26	37	77	14	78	10
	SD	0,23	5,1	5,0	15	4,2	17	1,5

Tabela 2. pH gleb w parkach miejskich Wrocławia (śr oznacza średnią arytmetyczną, min oznacza wartość minimalną, max oznacza wartość maksymalną, a SD odchylenie standardowe).

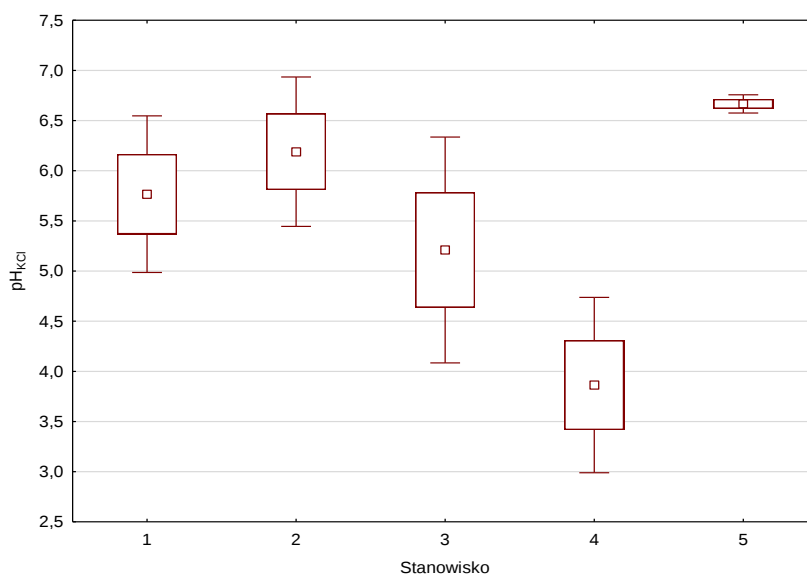
	park Wschodni		park Południowy		park Leśnicki		park Szczytnicki		park Tolpy	
	pH _{H2O}	pH _{KCl}	pH _{H2O}	pH _{KCl}	pH _{H2O}	pH _{KCl}	pH _{H2O}	pH _{KCl}	pH _{H2O}	pH _{KCl}
śr	6,1	5,8	6,6	6,2	5,7	5,2	4,5	3,9	7,0	6,7
min	5,5	5,1	5,8	5,5	5,1	4,5	4,1	3,2	6,9	6,6
max	6,8	6,5	7,5	6,8	6,9	6,4	5,1	4,7	7,0	6,7
SD	0,62	0,69	0,85	0,66	1,0	1,0	0,53	0,77	0,04	0,08

Tabela 3. Wyniki testu ANOVA dla zawartości metali, pH w wodzie destylowanej, pH w KCl oraz materii organicznej w parkach miejskich.

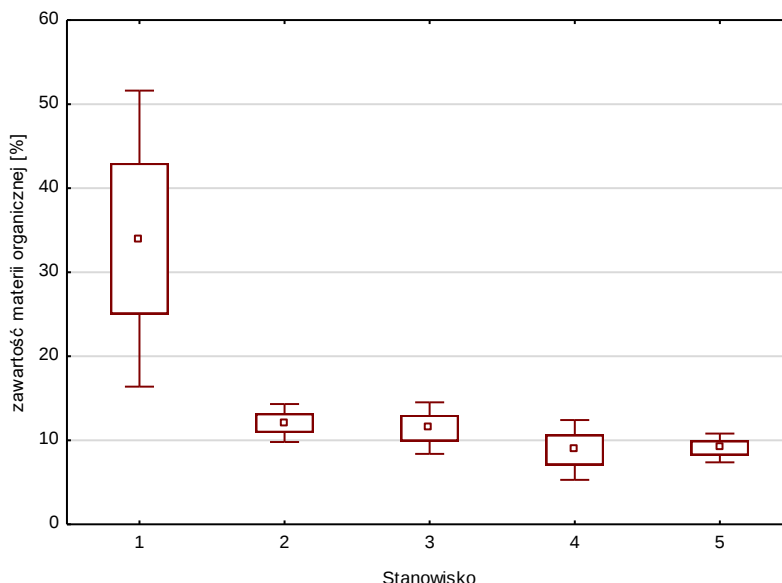
	Cd	Ni	Cu	Pb	Cr	Zn	pH _{H2O}	pH _{KCl}	materia organiczna
F	1,7	2,0	3,2	3,0	0,9	3,1	5,5	7,0	6,4
p	0,22	0,17	0,06	0,07	0,48	0,07	0,01	0,01	0,01



Ryc. 4. Porównanie wartości pH mierzone w H₂O w glebie parków miejskich: Wschodniego (stanowisko 1), Południowego (stanowisko 2), Leśnickiego (stanowisko 3), Szczytnickiego (stanowisko 4), Tołpy (stanowisko 5), gdzie kwadrat oznacza średnią, pudełko oznacza błąd standardowy, wąsy oznaczają 95% przedziału ufności.



Ryc. 5. Porównanie wartości pH mierzone w KCl w glebie parków miejskich: Wschodniego (stanowisko 1), Południowego (stanowisko 2), Leśnickiego (stanowisko 3), Szczytnickiego (stanowisko 4), Tołpy (stanowisko 5), gdzie kwadrat środka oznacza średnią, pudełko oznacza błąd standardowy, wąsy oznaczają 95% przedziału ufności.



Ryc. 6. Porównanie zawartość materii organicznej w glebie parków miejskich: Wschodniego (stanowisko 1), Południowego (stanowisko 2), Leśnickiego (stanowisko 3), Szczytnickiego (stanowisko 4), Tołpy (stanowisko 5), gdzie kwadrat oznacza średnią, pudełko oznacza błąd standardowy, wąsy oznaczają 95% przedziału ufności.

Dyskusja

Na obecny stan gleb we Wrocławiu ma wpływ wiele czynników, jednak jednym z ważniejszych jest działalność człowieka, przejawiająca się obecnością w profilach glebowych artefaktów (GMOCHOWSKA i in. 2019). Źródłem pierwiastków metalicznych w glebach są również zanieczyszczenia pochodzące z emisji do powietrza. Chociaż Wrocław nie jest miastem przemysłowym, a większość zakładów skupia się w dzielnicach Fabryczna i Psie Pole to jednak ich działalność może być źródłem emisji zanieczyszczeń charakterystycznych dla danej gałęzi przemysłu, wśród których najważniejsze są pyły pochodzące z procesów technologicznych (HOŁTRA i ZAMORSKA-WOJDYŁA 2018). We Wrocławiu występują dwa rodzaje antropogenicznych zanieczyszczeń powietrza: niskoemisyjne i wysokoemisyjne (GÓRKA i in. 2011; GÓRKA i in. 2014). Zanieczyszczenia niskoemisyjne to głównie lokalne i indywidualne źródła ciepła (charakteryzujące się małą wysokością emiterów i lokalną dyspersją zanieczyszczeń), a także transportowe, w tym zanieczyszczenia spalinami i pyłem ze ścierania opon (ADAMIEC 2017). Zanieczyszczenia wysokoemisyjne pochodzą z dużych zakładów przemysłowych (GÓRKA i in. 2011). Atmosfera we Wrocławiu może być również zanieczyszczona przez ważne ośrodki przemysłowe na Dolnym Śląsku, w tym huty miedzi w Legnicy i Głogowie (GÓRKA i in. 2017).

Przedostające się do powierzchniowej warstwy gleby metale mogą się przemieszczać w głąb profilu glebowego i zanieczyszczać wody podziemne. Na ich uruchomienie ogromny wpływ ma odczyn, gdyż wraz ze spadkiem

pH zaczynają one wykazywać wzrost mobilności. Szczególnie wrażliwe na spadek pH są kadm oraz cynk, gdyż ich mobilność rośnie już przy spadku pH poniżej 6-6,5. Duże znaczenie ma również obecność w glebie substancji organicznej, ponieważ zmniejsza ona biodostępność pierwiastków metalicznych, wiążąc je w nierozpuszczalne bądź trudno rozpuszczalne w wodzie związki, tym samym ograniczając ich mobilność w glebie (SADY I SMOLEŃ 2004).

Pomimo występowania potencjalnych źródeł zanieczyszczenia, wyniki badań przeprowadzonych w parkach: Wschodnim, Południowym, Leśnickim, Szczytnickim oraz Tołpy pokazały, że zgodnie z obowiązującymi normami podanymi w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 roku w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz. U. poz. 1395) gleby w tych parkach nie są nimi ponadnormatywnie zanieczyszczone. Jedynie w przypadku kadmu, który jest jednym z najbardziej mobilnych, łatwo przenikających do wód gruntowych oraz charakteryzującym się wysoką toksycznością metalem (SZYSZLAK-BARGŁOWICZ i in. 2013) zmierzone stężenie w jednym punkcie osiągnęło 90,5% normy, przekraczając 50% jeszcze w innych czterech punktach. W przypadku pozostałych metali zmierzone zawartości były niższe niż 50% normy, najczęściej oscylując w granicach 10-20% normy.

Zawartości metali oznaczone w badaniu są niskie. Nie oznacza to jednak, że gleby te nadawałaby się do uprawy, gdyż zgodnie z wytycznymi IUNG w Parku Wschodnim występują gleby silnie zanieczyszczenia (IV stopień) pod względem zawartości miedzi. Oznacza to, że gdyby gleby te zostały wykorzystane rolniczo to rośliny, które by na nich wyrosły, mogłyby ulec skażeniu (KABATA-PENDIAS i in. 1995).

Podsumowanie

Zanieczyszczenia pierwiastkami metalicznymi gleb terenów rekreacyjnych, takich jak parki miejskie, stanowi potencjalne zagrożenie zarówno dla ludzi, jak i środowiska. Wyniki przeprowadzonych badań pokazały, że gleby w parkach: Wschodnim, Południowym, Leśnickim, Szczytnickim oraz Tołpy nie są nimi ponadnormatywnie zanieczyszczone. Oznaczone zawartości mieściły się w granicach norm zawartych w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 w sprawie prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz. U. 2016 poz. 1395).

Podziękowania

Dziękujemy Panu prof. dr. hab. Zdzisławowi JAREMU - kierownikowi Zakładu Geografii Fizycznej w Instytucie Geografii i Rozwoju Regionalnego Wydziału Nauk o Ziemi i Kształtowania Środowiska Uniwersytetu Wrocławskiego oraz Panu dr. Jerzemu RACZYKOWI - kierownikowi Pracowni Gruntoznawczej za możliwość przeprowadzenia badań laboratoryjnych.

Dziękujemy także byłym członkom Koła Naukowego Studentów Ochrony Środowiska, którzy brali udział w poborze próbek i analizach laboratoryjnych

m.in. Agacie IWANICKIEJ-SZEWczyk, Patrycji BUJAŁSKIEJ, Paulinie WYRODZIE, Marcie CHWAŁEK, Zuzannie SPUREK i Dagmarze JACUŃSKIEJ.

Piśmiennictwo

Prace opublikowane

- ADAMIEC E. 2017. Chemical fractionation and mobility of traffic-related elements in road environments. *Environmental Geochemistry and Health*, **39**: 1457-1468.
- ANIOL-KWIATKOWSKA J. 2008. Zbiorowiska segetalne miasta Wrocławia. *Acta Botanica Silesiaca*, **3**: 5-26.
- CHEN TB., ZHENG YM., LEI, M., HUANG ZC., WU HT., CHEN H., FAN K., YU K., WU X., TIAN QZ. 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere*, **60**(4): 542-551.
- GMOCHOWSKA W., PIETRANIK A., TYSZKA R., ETTLER V., MIHALJEVIČ M., DŁUGOSZ M., WALENCZAK K. 2019. Sources of pollution and distribution of Pb, Cd and Hg in Wrocław soils: Insight from chemical and Pb isotope composition. *Geochemistry*, **79**(3): 434-445.
- GÓRKA M., JĘDRYSEK MO., LEWICKA-SZCZEBAK D., KRAJNIAK J. 2011. Mineralogical and oxygen isotope composition of inorganic dust-fall in Wrocław (SW Poland) urban area—test of a new monitoring tool. *Geological Quarterly*, **55**(1): 71-80.
- GÓRKA M., RYBICKI M., SIMONEIT BR., MARYNOWSKI, L. (2014). Determination of multiple organic matter sources in aerosol PM10 from Wrocław, Poland using molecular and stable carbon isotope compositions. *Atmospheric Environment*, **89**: 739-748.
- GÓRKA M., SKRZYPEK G., HAŁAS S., JĘDRYSEK MO., STRĄPOĆ D. 2017. Multi-seasonal pattern in 5-year record of stable H, O and S isotope compositions of precipitation (Wrocław, SW Poland). *Atmospheric Environment*, **158**: 197-210.
- HOLTRA A., ZAMORSKA-WOJDYŁA D. 2018. The input of trace elements from the motor transport into urban soils of Wrocław, Poland. *Science of the Total Environment*, **631**: 1163-1174.
- KABATA-PENDIAS A., PIOTROWSKA M., MOTOWICKA-TERELAK T., MALISZEWSKA-KORDYBACH B., FILIPIAK K., KRAKOWIAK A., PIETRUCH C. 1995. Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metafile ciężkie, siarka i WWA. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 34 ss.
- KARCZEWSKA A., KABAŁA C., AVENARIUS K. 2000. Metale ciężkie w glebach na obszarze Parku Szczytnickiego we Wrocławiu. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, **471**(2): 981-987.

- KONDRACKI J. 2002. Geografia regionalna Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 440 ss.
- NIEDBAŁA M., SMOLIŃSKA B., KRÓL-DOMAŃSKA K. 2010. Zanieczyszczenia gleb miejskich miasta Łodzi wybranymi pierwiastkami śladowymi. Zeszyt Naukowy Politechnik Łódzkiej, **1081**: 29-38.
- NIESIOBĘDZKA K. 2004. Mobilność i biodostępność metali ciężkich w środowisku glebowym. Inżynieria i Ochrona Środowiska, **7**(3-4): 393-399.
- PODGÓRSKA B., GÓRNIAK J., SYNOWIEC P. 2016. Prognoza Oddziaływania na Środowisko "Programu ochrony środowiska dla miasta Wrocławia na lata 2016-2020 z perspektywą do 2025 roku", Albeko, Wrocław: 115 ss.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz. U. 2016 poz. 1395).
- SADY W., SMOLEŃ S. 2004. Wpływ czynników glebowo-nawozowych na akumulację metali ciężkich w roślinach. Roczn. AR w Poznaniu XXXCLVI, Ogrod, **37**: 269-277.
- SZYSZLAK-BARGŁOWICZ J., SŁOWIK T., ZAJĄC G., PIEKARSKI W. 2013. Metafile ciężkie w rowach odwadniających ciągów komunikacyjnych. Annual Set The Environment Protection, **3**: 2309-2323.

Źródła internetowe

- [1] <http://eko.org.pl/wroclaw/srodowisko/gleby.html>, dostęp 7 IX 2020.

Odpady cmentarne jako strumień odpadów komunalnych

Anna JANDA

Katedra Inżynierii Ochrony Środowiska, Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Wrocławska

Anna JANDA: anna.janda@pwr.edu.pl

Abstrakt

Odpady cmentarne (OC) stanowią jeden ze strumieni odpadów komunalnych (OK). Na podstawie analizy dostępnych danych bilansowych stwierdzono, że OC stanowią około 1% masy strumienia OK generowanych w Polsce. Zgodnie z prawodawstwem unijnym oraz krajowym gospodarka OC powinna być prowadzona w sposób selektywny. W publikacji przedstawiono rozwiązania dotyczące selektywnej zbiórki OC wdrożone na wybranych cmentarzach komunalnych i wyznaniowych w Polsce. Czynniki ludzkie zdefiniowano jako najsilniej wpływający na efektywność selektywnej zbiórki OC.

Abstract

Cemetery waste (CW) constitutes one of the streams of municipal waste (MW). Based on the available data it can be said that it accounts for about 1% of the mass of waste being generated in Poland. According to the national and EU legislation cemetery waste management should be carried out selectively. This paper presents some solutions concerning the selective collection of cemetery waste implemented in selected municipal and denominational cemeteries in Poland. The human factor was recognized as the most significant determining efficiency of the selective collection of cemetery waste.

Słowa kluczowe: *Odpady komunalne, odpady cmentarne, selektywna zbiórka*

Keywords: *Municipal waste, cemetery waste, selective collection*

Wstęp

Gospodarka odpadami jest jednym z największych wyzwań ochrony środowiska współczesnego świata. Negatywny wpływ odpadów na jakość środowiska naturalnego oraz zdrowie i życie ludzi jak również rokrocznie zwiększająca się masa generowanych odpadów wymuszają kompleksowe zarządzanie gospodarką odpadami od etapu ich wytwarzania poprzez przetwarzanie do ostatecznego zagospodarowania.

Gospodarka odpadami komunalnymi (OK) dla państw członkowskich Unii Europejskiej jest oparta na dyrektywach Parlamentu Europejskiego i Rady, głównie dyrektywie 2008/98/WE w sprawie odpadów. Dyrektywy są następnie implementowane do prawodawstwa krajowego. Dla Polski najważniejszymi aktami prawnym regulującym gospodarowanie OK są:

ustawa z dnia 23 stycznia 2020 r. o zmianie ustawy o odpadach oraz niektórych innych ustaw (Dz. U. z 2020 r. poz. 797, 875);

ustawa z dnia 19 lipca 2019 r. o zmianie ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach oraz niektórych innych ustaw (Dz. U. z 2019 r. poz. 2010, 2020, z 2020 r. poz. 150, 284, 875), wraz z aktami wykonawczymi.

Obecnie głównym celem gospodarki OK jest osiągnięcie wymaganych poziomów recyklingu i przygotowania do ponownego użycia oraz redukcja odpadów kierowanych do składowania. Oba cele realizowane są poprzez sukcesywne zwiększanie poziomów selektywnej zbiórki OK oraz przetwarzanie odpadów w zakładach MBP (mechaniczno-biologicznego przetwarzania).

Zgodnie z danymi Głównego Urzędu Statystycznego osiągane poziomy selektywnej zbiórki OK w Polsce rokrocznie wzrastają. W 2018 roku selektywnie zebrać udało się około 30% masy strumienia OK. Wzrost efektywności selektywnej zbiórki OK w latach 2015-2018 wynosił nie więcej niż 2% w skali roku. Powyższe dane pozwalają na oszacowanie możliwego do osiągnięcia poziomu selektywnej zbiórki OK w roku 2020 nie przekraczającego 35%. W celu spełnienia wymagań ustawodawczych dotyczących poziomów recyklingu (50% w roku 2020) pozostała część surowców wydzielana jest ze strumienia odpadów zmieszanych. Proces ten realizowany jest w zakładach MBP na drodze kilkietapowej separacji głównie frakcji granulometrycznej o uziarnieniu >100 mm. Jak podaje literatura, w roku 2017 na terenie Polski funkcjonowało 127 zakładów MBP o łącznej wydajności przekraczającej generowaną masę zmieszanych OK (DEN BOER i JĘDRZAK 2017). W zakładach MBP doczyszczane są również frakcje odpadów zbieranych selektywnie, gdzie błędne wrzuty, czyli źle zebrane frakcje materiałowe, mogą stanowić nawet do 30% masy odpadów selektywnie zebranych (POŁOMKA i JĘDRZAK 2019).

Dominującym źródłem powstawania OK są gospodarstwa domowe. Zgodnie z Ustawą o odpadach jako OK definiuje się również odpady o składzie lub charakterze podobnym do odpadów z gospodarstw domowych takie jak, np. odpady cmentarne (OC), zaliczane do podgrupy odpadów z ogrodów i parków (kod 20 01). Jak podaje literatura (JANDA i MARCINKOWSKI 2019; JAWORSKA-SZOTT i MARCINKOWSKI 2014) można wyróżnić dwa podstawowe źródła powstawania OC. Dominującym źródłem są zużyte elementy dekoracyjne nagrobków. W strumieniu tych odpadów wyróżnić można przede wszystkim frakcje: szkła (znicze szklane białe i kolorowe), tworzyw sztucznych (znicze plastikowe, wypalone wkłady parafinowe i olejowe, doniczki, odpady opakowaniowe) oraz odpadów ulegających biodegradacji (żywe kwiaty, wiązanki i wieńce). Drugim źródłem powstawania OC jest działalność pielęgnacyjna i remontowa prowadzona na terenie cmentarzy. W wyniku porządkowania obiektów powstają głównie odpady ulegające biodegradacji (trawa, gałęzie) oraz odpady inertne (ziemia, piasek, kruszywo, kamienie). Poza wymienionymi, dominującymi frakcjami odpadów w niewielkich ilościach występują również frakcje takie jak tektura, tekstylia czy odpady niebezpieczne.

Zgodnie z prawem OC, jako podgrupa OK, powinny być zbierane w sposób selektywny. W praktyce dla cmentarzy uzasadnione jest selektywne wydzielanie dominujących frakcji materiałowych, tj. tworzyw sztucznych, szkła oraz odpadów ulegających biodegradacji. Pozostałe, śladowe frakcje odpadów powinny być deponowane w kontenerach na odpady zmieszane bądź odpady nieulegające biodegradacji. Za organizację systemu zbiórki OC odpowiedzialny jest administrator cmentarza. Dla obiektów komunalnych, podlegających

włodarzom gmin, powoływany jest zazwyczaj zarząd cmentarzy komunalnych. Dla przykładu, we Wrocławiu (Polska, woj. dolnośląskie) tego typu organizacja zarządza sześcioma cmentarzami komunalnymi na terenie miasta (MARCINKOWSKI i JANDA 2019). W przypadku cmentarzy wyznaniowych, nadzór pełni wspólnota wyznaniowa. Z tego względu organizacja systemów selektywnej zbiórki OC w warunkach polskich aglomeracji jest bardzo zróżnicowana.

Problemy zbiórki i unieszkodliwiania OC jako podgrupy OK nie były jak dotąd poruszane w publikacjach naukowych. W świetle zaostrzających się wymagań dotyczących gospodarki OK należy podjąć zintegrowane działania dotyczące wszystkich grup OK, w tym również OC. Tylko takie działania pozwolą na osiągnięcie wymaganych poziomów recyklingu oraz redukcję masy odpadów kierowanych do składowania.

Celem niniejszej publikacji jest przedstawienie obecnego stanu gospodarki OC na wybranych cmentarzach komunalnych i wyznaniowych w Polsce.

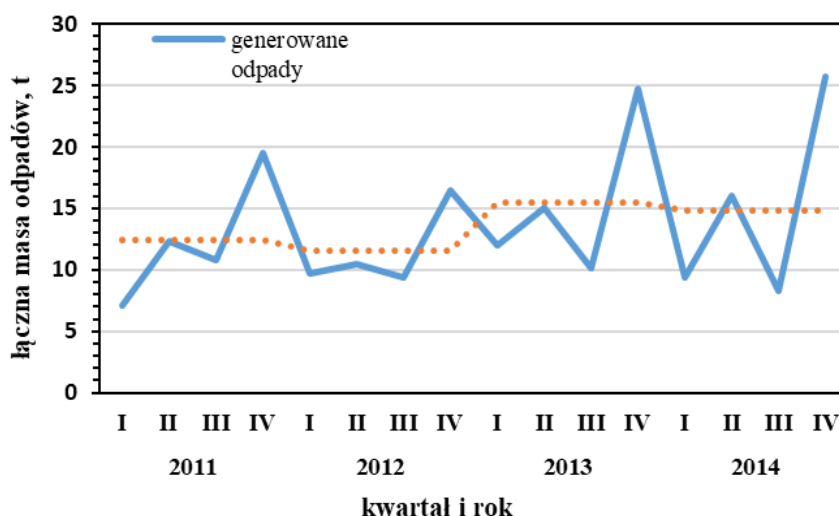
Ilość powstających odpadów cmentarnych w cyklu rocznym

Ze względu na przynależność OC do podgrupy odpadów z ogrodów i parków nie prowadzi się ich indywidualnej ewidencji ilościowej. Literatura podaje (JAWORSKA-SZOTT i MARCINKOWSKI 2014), że OC stanowią około 1% całkowitego strumienia OK. Szczegółowe badania bilansowe przeprowadzone dla Wrocławia w okresie od maja 2013 do kwietnia 2014 wykazały, że dla 6 cmentarzy komunalnych całkowita masa wytworzonych OC wynosiła 2 345 t/rok, co stanowiło nieco ponad 1% całkowitej masy OK wytworzonych we Wrocławiu. Podobną korelację pomiędzy masą OC, a całkowitą masą wytworzonych OK zaobserwowano w badaniach przeprowadzonych w Brnie (Czechy) (STEJSKAL 2011). Na tej podstawie można oszacować, że masa OC wytworzonych w Polsce w roku 2018 wynosiła około $1,3 \cdot 10^5$ t/rok. Szacuje się, że zgodnie z przedstawionymi powyżej zależnościami strumień OC rokrocznie się zwiększa.

Strumień OC charakteryzuje się zmienną wielkością w cyklu rocznym. Badania przeprowadzone w latach 2009-2014 (BOBRZYK 2015, praca niepublikowana) na cmentarzu komunalnym w Wodzisławiu Śląskim (Polska, woj. śląskie) wykazały znaczące wahania wielkości strumienia OC w skali roku. Uzyskane wyniki badań pozwoliły na wyznaczenie powtarzającego się schematu zmian wielkości strumienia OC w cyklu rocznym i zostały przedstawione na rycinie 1.

Jak wynika z informacji przedstawionych na rycinie 1 masa OC powstających w poszczególnych okresach roku była zmienna. Dla wszystkich analizowanych lat można zauważyć podobne zależności: największa ilość odpadów powstawała w ostatnim kwartale roku, natomiast najmniejsza w trzecim lub pierwszym kwartale. Kwartał drugi również charakteryzował się zwiększonym strumieniem OC, jednak nieprzekraczającym średniej rocznej wartości. Identyczny trend odnotowano również w badaniach przeprowadzonych dla sześciu cmentarzy komunalnych we Wrocławiu w sezonie 2013/2014, gdzie

w IV kwartale roku wygenerowano ponad 60% rocznej masy OC (JAWORSKA-SZOTT i MARCINKOWSKI 2014).



Ryc. 1. Zmienność masy OC generowanych na cmentarzu komunalnym w Wodzisławiu Śląskim w latach 2011-2014 (opracowano na podstawie: BOBRZYK 2015, praca niepublikowana).

Jako główny czynnik wpływający na zmiany wielkości strumienia OC w cyklu rocznym należy wskazać obchody świąt katolickich, tj. Świąt Wielkanocnych (przełom kwietnia i marca), Dnia Wszystkich Świętych i Dnia Zadusznego (1 i 20 listopada) oraz Świąt Bożego Narodzenia (25 i 26 grudnia). W tych dniach, ze względu na zwiększoną częstotliwość odwiedzin cmentarzy, porządkowanie i przystrajanie nagrobków, strumień generowanych OC wzrasta nawet kilkukrotnie. W okresach międzyświątecznych strumień OC zmniejsza się. Latem, pomimo zwiększonej częstotliwości sezonowych prac porządkowych na terenie cmentarza, masa generowanych odpadów jest najmniejsza. Jest to spowodowane częściowym rozkładem masy organicznej odpadów oraz odparowaniem wody już na etapie ich magazynowania. W badaniach przeprowadzonych na próbach zmieszanych OC pochodzących z cmentarzy komunalnych Brna magazynowanie w miesiącach od kwietnia do lipca pozwoliło na zmniejszenie masy odpadów o ok. 40% (STEJSKAŁ 2014). Wysoka temperatura powietrza w miesiącach wiosenno-letnich zwiększa intensywność procesów rozkładu masy organicznej przy równoczesnym odparowaniu wody. Z tego względu, w tym okresie odpady zielone pochodzące z pielęgnacji cmentarza nie zwiększają znacząco strumienia OC.

Organizacja systemu selektywnej zbiórki OC

Jak wspomniano we wstępie OC powinny być zbierane w sposób selektywny. Zgodnie ze składem i charakterystyką tych odpadów uzasadnione

jest selektywne wydzielanie frakcji szkła, tworzyw sztucznych oraz odpadów ulegających biodegradacji. Zgodnie z Ustawą o utrzymaniu porządku i czystości w gminach selektywna zbiórka OC powinna być realizowana od 2013 r. Informacje o konieczności selektywnej zbiórki OC powinny znajdować się, np. na bramach wejściowych na teren cmentarza, bezpośrednio na kontenerach do zbiórki odpadów oraz w regulaminie użytkowania obiektu. Na rycinie 2a i 2b przedstawiono tablicę oraz ulotkę informujące o konieczności selektywnej zbiórki odpadów na cmentarzu komunalnym w Świdnicy oraz cmentarzu Osobowickim we Wrocławiu (woj. dolnośląskie). Wyżej wymienione informatory zawierają również wskazówki dotyczące poprawnego rozdziału głównych frakcji materiałowych.



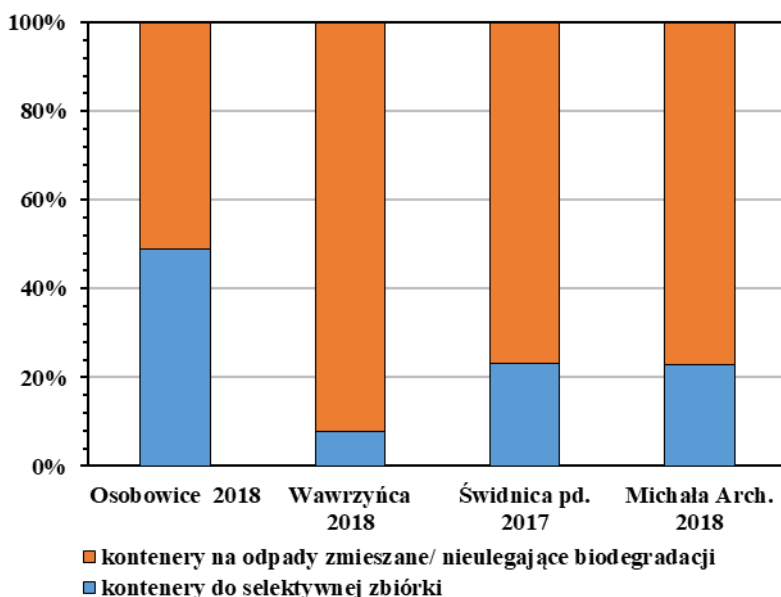
Ryc. 2. Tablica i ulotka informujące o konieczności selektywnego zbierania OC na cmentarzu komunalnym: 2a) w Świdnicy i 2b) we Wrocławiu (cmentarz Osobowicki) (ORZECZOWSKI 2017, ZIEMIŃSKI 2018 - prace niepublikowane).

Podstawowymi czynnikami decydującymi o uzyskiwanych poziomach selektywnej zbiórki OC jest liczba kontenerów do zbiórki poszczególnych frakcji materiałowych oraz ich poprawne rozmieszczenie na terenie cmentarza. Łatwa dostępność kontenerów dla użytkowników obiektu zmniejsza prawdopodobieństwo niepoprawnego deponowania odpadów, z kolei duża liczba kontenerów zmniejsza ryzyko ich szybkiego przepełniania się.

Ze względu na różne organy zarządzające cmentarzami komunalnymi i wyznaniowymi, organizacja systemów zbiórki OC na terenie kraju jest bardzo zróżnicowana. Na rycinie 3 przedstawiono procentowy udział kontenerów do selektywnej zbiórki OC w całkowitej kubaturze kontenerów na wybranych cmentarzach komunalnych i wyznaniowych w województwie dolnośląskim.

Jak przedstawiono na rycinie 3 procentowy udział kontenerów do selektywnej zbiórki odpadów na analizowanych cmentarzach Dolnego Śląska mieścił się w zakresie od 8% do 49%. Dla każdego z analizowanych obiektów

kontenery na odpady zmieszane lub nieulegające biodegradacji stanowiły dominujący typ kontenerów do zbiórki odpadów.



Ryc. 3. Udział kontenerów do selektywnej zbiórki odpadów oraz na odpady zmieszane lub nieulegające biodegradacji na wybranych cmentarzach komunalnych i wyznaniowych w województwie dolnośląskim (opracowano na podstawie: ZIEMIŃSKI 2017; PRĘDKIEWICZ 2018; ORZECZOWSKI 2018 - prace niepublikowane).

Najwyższy udział pojemników na frakcje selektywnie zbierane odnotowano na cmentarzu Osobowice, tj. największym cmentarzu komunalnym Wrocławia (pow. 53 ha). Obiekt ten wprowadził system selektywnej zbiórki odpadów już w roku 2013. Jak podaje literatura (MARCINKOWSKI i JANDA 2019), na przestrzeni lat 2013-2018 udział kontenerów do selektywnej zbiórki odpadów w całkowitej objętości pojemników do zbiórki odpadów wzrósł z 24,8% do 49,0%. Charakterystykę kontenerów do zbiórki OC na cmentarzu Osobowickim w latach 2013 i 2018 przedstawiono w tabeli 1.

Jak wynika z tabeli 1 w roku 2018, w porównaniu z wdrożeniowym rokiem 2013, na terenie cmentarza Osobowickiego funkcjonowało znacznie więcej kontenerów do selektywnej zbiórki OC. Najbardziej zwiększyła się objętość kontenerów do selektywnej zbiórki odpadów ulegających biodegradacji, które w roku 2018 stanowiły 40% całkowitej kubatury kontenerów do zbiórki odpadów. Co więcej, w roku 2018 na terenie cmentarza pojawiły się również pojemniki na odpady zielone powstające m.in. w związku z działalnością pielęgnacyjną na terenie obiektu. W przypadku kontenerów do zbiórki szkła i tworzyw sztucznych ich łączna objętość zwiększyła się o 19 m³. Podsumowując w roku 2018 objętość kontenerów na odpady selektywnie zbierane zwiększyła się ponad 2,5-krotnie względem roku wdrożeniowego 2013. Ogólny wzrost ilości

oraz objętości kontenerów do zbiórki odpadów na przestrzeni analizowanych lat jednoznacznie świadczy o zwiększeniu strumienia OC.

Tabela 1. Charakterystyka kontenerów do zbiórki OC na cmentarzu Osobowice w latach 2013 i 2018 (JANDA i MARCINKOWSKI 2019).

Rodzaj kontenera na odpady	2013			2018		
	Ilość, [szt.]	Objętość, [m ³]	Łączna objętość, [m ³]	Ilość, [szt.]	Objętość, [m ³]	Łączna objętość, [m ³]
nieulegające biodegradacji	218	1,10	239,80	189	1,10	207,90
ulegające biodegradacji	61	1,10	67,10	151	1,10	166,10
zielone	-	-	-	12	0,24	2,88
tworzywa sztuczne	50	0,12	6,00	71	0,24	17,04
szkło	50	0,12	6,00	59	0,24	14,16
RAZEM	379	-	318,90	482	-	408,08
W tym na odpady selektywnie zbierane	161	-	79,10	293	-	200,18

Zwiększenie liczby kontenerów do selektywnej zbiórki odpadów na przestrzeni lat 2013-2018 było spowodowane dwoma czynnikami. Pierwszym z nich było stopniowe zwiększanie się świadomości społeczeństwa dotyczącej selektywnej zbiórki odpadów. Rok 2013 był okresem wdrożeniowym systemu selektywnej zbiórki OK, w tym również OC, a wiedza na temat poprawnego rozdziału poszczególnych frakcji materiałowych była nisko zaawansowana. Na przestrzeni 5 lat funkcjonowania systemów selektywnej zbiórki OK poziom wiedzy społeczeństwa wzrósł, co przełożyło się na zwiększenie zapotrzebowania na kontenery do selektywnej zbiórki odpadów. Drugim czynnikiem, który bez wątpienia miał wpływ na zwiększenie liczby pojemników do selektywnej zbiórki OC, były systematycznie wzrastające ceny odbioru OK oraz rosnące dysproporcje cenowe pomiędzy kosztem odbioru odpadów zmieszanych oraz selektywnie zbieranych. Obecnie różnice cenowe pomiędzy kosztami odbioru odpadów selektywnie zbieranych i zmieszanych wynoszą około 100% [1]. Z tego względu segregowanie OC stało się ekonomicznie opłacalne, co zmotywowało zarządców obiektów do wdrażania coraz lepiej funkcjonujących systemów zbiórki odpadów.

Efektywność selektywnej zbiórki OC

Ze względu na brak ewidencji ilościowej OC nie można określić uzyskiwanych poziomów ich selektywnej zbiórki. Badania przeprowadzone w latach 2013-2014 na cmentarzu Osobowickim wykazały, że selektywnie udało

się zebrać około 15% masy strumienia OC, co stanowiło wynik o kilka procent niższy względem poziomów selektywnej zbiórki OK w skali kraju.

W ramach realizacji prac dyplomowych magisterskich na Wydziale Inżynierii Środowiska Politechniki Wrocławskiej w latach 2016-2018 przeprowadzone zostały badania dotyczące oceny poprawnego rozdziału poszczególnych frakcji materiałowych strumienia OC (ORZECZOWSKI 2017; PRĘDKIEWICZ 2018; ZIEMIŃSKI 2018; prace niepublikowane). Badania zrealizowano na wybranych cmentarzach komunalnych i wyznaniowych w województwie dolnośląskim, m.in. na komunalnym cmentarzu Osobowickim i wyznaniowym cmentarzu św. Wawrzyńca we Wrocławiu oraz na dwóch cmentarzach komunalnych w Świdnicy. Badania polegały na analizie morfologicznej i wagowej podstawowych frakcji materiałowych, tj. szkła, tworzyw sztucznych oraz odpadów ulegających biodegradacji, zdeponowanych w wybranych do celów badawczych kontenerach do selektywnej zbiórki odpadów. Na podstawie uzyskanych mas odpadów obliczone zostały procentowe poziomy poprawnego rozdziału frakcji materiałowych oraz wielkości błędnych wrzutów, definiowanych jako frakcje inne niż dedykowane do deponowania w analizowanych kontenerach.

Uzyskane wyniki badań dla różnych cmentarzy w znacznej mierze pokrywały się, co pozwoliło na wyznaczenie ogólnej efektywności poprawnego rozdziału podstawowych frakcji materiałowych na poziomie:

- powyżej 85% dla frakcji szkła

- powyżej 80% dla frakcji odpadów ulegających biodegradacji

- powyżej 80% dla frakcji tworzyw sztucznych

Jak wynika z przeprowadzonych badań, najmniej zanieczyszczoną selektywnie zbieraną frakcją OC jest frakcja szkła, składająca się głównie z wypalonych zniczy i lampionów. Najwyższe, kilkuprocentowe zanieczyszczenie frakcji szkła stanowią tworzywa sztuczne. Odwrotną zależność zaobserwowano dla frakcji tworzyw sztucznych, które w największym stopniu zanieczyszczone były szkłem. Powyższa korelacja spowodowana jest wielomateriałową budową zniczy, które składają się z elementów szklanych oraz wykonanych z różnego rodzaju tworzyw sztucznych. Brak demontażu zniczy bezpośrednio przed wyrzuceniem powoduje zanieczyszczenie selektywnie zbieranych frakcji materiałowych.

Zanieczyszczenia spowodowane brakiem odpowiedniego demontażu strumienia OC zaobserwowano również dla frakcji odpadów ulegających biodegradacji. Żywe wieńce, kwiaty i wiązanki bardzo często posiadają elementy konstrukcyjne i/lub dekoracyjne wykonane, m.in. z tworzyw sztucznych oraz tekstyliów. Ich obecność w strumieniu odpadów ulegających biodegradacji zmniejsza podatność tej frakcji na biologiczny rozkład.

Problemy gospodarki OC

Badania przeprowadzone na terenie cmentarzy Dolnego Śląska wykazały, że błędne wrzuty w kontenerach do selektywnej zbiórki odpadów stanowią do 20% masy odpadów. Z przedstawionych w rozdziale powyżej zależności

wynika, że czynnik ludzki najsilniej wpływa na końcową efektywność poprawnego rozdziału poszczególnych frakcji materiałowych. Pierwszym aspektem tego problemu jest niedostateczny poziom wiedzy użytkowników cmentarzy na temat poprawnego rozdziału odpadów. Drugim i jednocześnie trudniejszym do wyeliminowania problemem, jest brak dostatecznego zaangażowania użytkowników cmentarza w poprawne gospodarowanie odpadami. Wielomateriałowa budowa zniczy czy wiązanek wymusza ich demontaż przed wyrzuceniem. Tylko takie działania pozwalają na osiągnięcie wysokiego stopnia czystości selektywnie zbieranych frakcji odpadów. Brak respektowania ogólnoprzyjętych zasad poprawnej gospodarki OC przekłada się na obniżenie efektywności selektywnej zbiórki odpadów. Niestety, egzekwowanie przestrzegania zasad selektywnej zbiórki OC, zwłaszcza na dużych cmentarzach komunalnych, jest trudne w realizacji.

Kolejnym, ważnym aspektem dotyczącym selektywnej zbiórki OC jest zanieczyszczenie odpadów pozostałościami oleju i parafiny. Problem ten dotyczy głównie frakcji szkła i tworzyw sztucznych. W przypadku szkła i stłuczki szklanej zatłuszczenie nie uniemożliwia recyklingu materiałowego, np. jako wsad do pieców szklarskich lub w budownictwie. Dla frakcji tworzyw sztucznych zanieczyszczenie tłuszczem powoduje ich nieprzydatność do recyklingu. Usunięcie tego typu zanieczyszczeń jest możliwe, np. poprzez płukanie rozpuszczalnikami lub gorącą wodą, jednak działania te generują dodatkowe koszty eksploatacyjne oraz powodują powstawanie dużego strumienia ścieków, który również wymaga oczyszczenia. Z tego względu jedyną formą odzysku dla tego typu frakcji jest odzysk energii prowadzony w procesach spalania lub współspalania odpadów.



Ryc. 4. Komunikat dotyczący braku zbiórki odpadów na terenie cmentarza wyznaniowego w miejscowości Wysoka (woj. opolskie) [2].

W praktyce, wysoki udział błędnych wrzutów oraz silne zanieczyszczenie selektywnie zbieranych frakcji OC pozostałościami oleju i parafiny bardzo często skutkują traktowaniem strumienia selektywnie zbieranych odpadów jako

odpadów zmieszanych. Takie działania znacznie zwiększają koszty utrzymania cmentarzy, co skutkuje czasami drastycznymi posunięciami ze strony zarządców cmentarzy, polegającymi na całkowitej rezygnacji ze zbiórki odpadów na terenie cmentarza (ryc. 4). Tego typu działania dotyczą przeważnie małopowierzchniowych cmentarzy wyznaniowych i spotykają się z dużym sprzeciwem ze strony społeczeństwa. W polskim ustawodawstwie nie ma jednak jasno sprecyzowanego zapisu nakazującego zbierania OK w miejscu ich powstawania, co umożliwia zarządcom cmentarzy takie postępowanie.

Podsumowanie

Cmentarze są miejscem powstawania odpadów, które zgodnie z prawem unijnym i krajowym powinny być zbierane w sposób selektywny. Organizacja systemu selektywnej zbiórki OC realizowana jest indywidualnie przez zarządcę danego obiektu. Wydzielane selektywnie frakcje materiałowe powinny obejmować co najmniej frakcję szkła, tworzyw sztucznych oraz odpadów ulegających biodegradacji.

Badania składu morfologicznego kontenerów do selektywnej zbiórki OC na wybranych cmentarzach w województwie dolnośląskim wykazały, że średni udział błędnych wrzutów wynosi poniżej 15% dla frakcji szkła oraz poniżej 20% dla frakcji tworzyw sztucznych i odpadów ulegających biodegradacji. O efektywności selektywnej zbiórki OC w największym stopniu decyduje czynnik ludzki.

Przedstawione w niniejszej publikacji aspekty dotyczące gospodarki OC świadczą o złożoności tego zagadnienia. Niski udział OC w strumieniu OK, ich charakterystyczne właściwości oraz wysoki stopień zanieczyszczenia wybranych frakcji materiałowych skłaniają do refleksji nad słusznością zbierania OC w sposób selektywny. Obecny stan wiedzy dotyczący właściwości i składu OC jest jednak niewystarczający do precyzyjnego określenia najlepszych sposobów zbierania i dalszego zagospodarowania tych odpadów. Z tego względu konieczna jest kontynuacja badań bilansowych oraz morfologicznych strumieni OC.

Piśmiennictwo

Prace opublikowane

- DEN BOER E., JĘDRZAK A. 2017. Performance of Mechanical Biological Treatment of Residual Municipal Waste in Poland. E3S Web of Conferences, **22**: 1-8.
- JANDA A., MARCINKOWSKI T. 2019. Cemetery waste management in Poland. A case study for Wrocław city. E3S Web of Conferences, **100**: 1-7.
- JAWORSKA-SZOTT A., MARCINKOWSKI T. 2014. Zmiany ilości odpadów generowanych na cmentarzach w aglomeracji wrocławskiej. Gospodarka odpadami komunalnymi: monografia: 67-74.

- MARCINKOWSKI T., JANDA A. 2019. Problemy gospodarki odpadami cementarnymi na przykładzie aglomeracji wrocławskiej. *Innowacje w Inżynierii Środowiska, Komitet Inżynierii Środowiska PAN*, **163**: 34-51.
- POŁOMKA J., JĘDRCAK A. 2019. Efficiency of Waste Processing in the MBT System. *Waste Management*, **96**: 9-14.
- STEJSKAL B. 2011. Rozszerzona analiza utylizacji odpadów pochodzących z cementarzy. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, PAN Oddział w Krakowie*, **2**: 121-128.
- STEJSKAL B. 2014. Wpływ długotrwałego gromadzenia odpadów z cementarzy na zmianę ich masy. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, PAN Oddział w Krakowie*, **4(2)**: 1217-1225.
- Ustawa z dnia 13 września 1996 r. o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (Dz. U. 2019 poz. 2010).
- Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz. U. 2020 poz. 797).
- Ustawa z dnia 11 września 2019 r. Przepisy wprowadzające ustawę - Prawo zamówień publicznych (Dz. U. 2019 poz. 2020).
- Ustawa z dnia 23 stycznia 2020 r. o zmianie ustawy o odpadach oraz niektórych innych ustaw (Dz. U. 2020 poz. 150).
- Ustawa z dnia 23 stycznia 2020 r. o zmianie ustawy o działach administracji rządowej oraz niektórych innych ustaw (Dz. U. 2020 poz. 284).
- Ustawa z dnia 14 maja 2020 r. o zmianie niektórych ustaw w zakresie działań osłonowych związanych z rozprzestrzenianiem się wirusa SARS-CoV-2 (Dz. U. 2020 poz. 875).

Prace niepublikowane

- BOBRZYK A. 2015. Gospodarka odpadami na cmentarzu komunalnym w Wodzisławiu Śląskim. Praca magisterska, niepublikowana. Politechnika Wrocławska, Wydział Inżynierii Środowiska.
- ORZECOWSKI P. 2017. Badania oraz ocena struktury i rodzaju odpadów generowanych na cmentarzach. Praca magisterska, niepublikowana. Politechnika Wrocławska, Wydział Inżynierii Środowiska.
- PRĘDKIEWICZ K. 2018. Badania oraz ocena struktury i rodzajów odpadów generowanych na dwóch wybranych cmentarzach parafialnych w dużej aglomeracji miejskiej. Praca dyplomowa magisterska, niepublikowana. Politechnika Wrocławska, Wydział Inżynierii Środowiska.
- ZIEMIŃSKI F. 2018. Badania oraz ocena struktury i rodzajów odpadów generowanych na cmentarzu komunalnym w dużej aglomeracji miejskiej. Praca dyplomowa magisterska, niepublikowana. Politechnika Wrocławska, Wydział Inżynierii Środowiska.

Źródła internetowe

- [1] <https://www.pb.pl/raport-uokik-oplaty-za-smieci-rosna-w-calej-polsce-968930>, dostęp 1 VIII 2020.
- [2] <https://nto.pl/urzednicy-do-proboszcza-gdzie-sa-smieci-z-cmentarza/ar/4607121>; dostęp 23 IV 2020.

Wpływ zielonych ścian na parametry komfortu cieplnego

Małgorzata MAŁYSZKO, Marta LASKA

Katedra Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza,
Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Wrocławska

Małgorzata MAŁYSZKO: malgorzata.malyszko@pwr.edu.pl

Abstrakt

Rośliny na fasadach budynków wykorzystywane są już od wielu lat. Dawniej były stosowane w głównej mierze ze względu na walory estetyczne. Zielone ściany wykonuje się na budynkach istniejących, a coraz częściej na obiektach nowopowstałych. Ich zastosowanie wiąże się z szeregiem korzyści, które mają wpływ na użytkowników. Celem artykułu jest analiza wpływu wykorzystania roślinności na zewnętrznych przegrodach pionowych na parametry komfortu termicznego użytkowników. Poziom komfortu cieplnego wewnątrz pomieszczeń definiowany jest wskaźnikiem PMV na 7-stopniowej skali odczuć cieplnych opisanej w normie PN-EN ISO 7730 i jest ściśle związany z parametrami mikroklimatu m.in. temperaturą powierzchni przegród. Wykonany przegląd literaturowy wykazał wpływ zielonych ścian na ten parametr, a tym samym, na odczucia poziomu komfortu użytkowników. Dodatkowym tematem, wymagającym dalszych analiz w tematyce zastosowania roślinności na przegrodach, jest transport wilgoci w przegrodzie oraz wpływ zawilgocenia na odczucia komfortu termicznego użytkowników pomieszczeń.

Abstract

Plants on building facades have been used for many years. In the past, they were used mainly because of their aesthetic value. Green walls are installed on existing buildings, and more and more often on new ones. Their use has a number of benefits that affect users. The aim of the article is to analyze the impact of vegetation on external vertical walls on the thermal comfort parameters of users. The level of thermal comfort inside the rooms is defined by the PMV index on the 7-degree thermal sensations scale described in PN-EN ISO 7730 standard. Thermal sensations are related to the microclimate parameters, where one of them is internal surface temperature of the wall. The literature review showed the influence of green walls on this variable, and thus also on the users' comfort level. Additional issue that need to be analyzed in the subject of green walls is moisture transportation and its influence on thermal comfort sensations of building users.

Słowa kluczowe: *roślinność na ścianach, zielona fasada, komfort cieplny, temperatura powierzchni przegrody, miejska wyspa ciepła*

Keywords: *vegetation on the walls, green facade, thermal comfort, temperature of the partition surface, urban heat island*

Wstęp

Zielone ściany i dachy to elementy infrastruktury miejskiej, które są coraz częściej wykorzystywane na budynkach oraz innych obiektach. Mogą one pełnić funkcje ozdobne jak i zmniejszać energochłonność budynków oraz wpływać na parametry powietrza w pobliżu ich implementacji. Te ostatnie z kolei, mają

wpływ na stan równowagi cieplnej osiąganą przez użytkowników budynków i poziomu komfortu cieplnego, jaki odczuwają.

Warunki komfortowe w pomieszczeniu, zgodnie z normą ISO 7730:2006, definiowane są na podstawie wybranych parametrów fizycznych w pomieszczeniu: powietrza, powierzchni otaczających, promieniowania oraz indywidualnych cech każdego badanego. Jeśli osoby przebywające w budynku nie odczuwają ani zimna, ani gorąca, można założyć, że ich organizm jest w stanie równowagi cieplnej, a tym samym osiągnął neutralny poziom komfortu.

Metody

W niniejszej pracy przedstawiono wpływ zastosowania roślinności na przegrodach na komfort termiczny użytkowników w oparciu o przegląd literatury. Przegląd nie obejmuje wszystkich aspektów zastosowania zieleni w budynkach. Skupiono się na korzyściach płynących z wykorzystania roślinności w kontekście globalnym i lokalnym oraz jej wpływu na odczucia komfortu użytkowników budynków, w których takie rozwiązania zamodelowano.

Sposoby określania komfortu cieplnego

Związek między parametrami mikroklimatu, tj. temperaturą, prędkością, wilgotnością względną powietrza, temperaturą promieniowania oraz parametrami osobowymi: izolacyjnością odzieży i aktywnością fizyczną, a także innymi zmiennymi indywidualnie określającymi każdą z osób, pozwala określić poziom komfortu cieplnego w pomieszczeniach (NIEKRAWIEC 2007). Na podstawie bilansu cieplnego ciała człowieka możliwe jest określenie takich poziomów parametrów powietrza w pomieszczeniu, dzięki którym odczucia ciepłe pozostaną na neutralnym poziomie. Po dłuższym okresie działania na człowieka umiarkowanego i stałego środowiska ustalić się może równowaga cieplna. Opisał to Fanger i przedstawił za pośrednictwem wzoru (FANGER 1974). W równaniu występują wyrażenia: metaboliczna produkcja ciepła, współczynnik sprawności ruchowej, straty ciepła spowodowane oddychaniem, ilość ciepła wymienianego na drodze przewodzenia, konwekcji, promieniowania oraz odparowania potu z ciała. Można osiągnąć komfort termiczny, kiedy wartość akumulacji ciepła człowieka jest równa zero. Oznacza to, że ciepło wytwarzane przez organizm człowieka jest w pełni oddane do jego otoczenia.

Wskaźniki komfortu termicznego

Określenie poziomu komfortu cieplnego użytkowników odbywa się za pomocą wskaźników. Zalicza się do nich wskaźniki dotyczące średniej oceny określonej liczby osób, zwany PMV oraz przewidywany odsetek osób niezadowolonych, w skrócie PPD. Wyznaczniki te oraz ich wyliczanie dokładnie określa norma (PN-EN ISO 7730:2006).

Wyznaczenie wskaźnika PMV może nastąpić za pośrednictwem kilku metod z równania, z załącznika E normy (PN-EN ISO 7730:2006) i poprzez pomiary bezpośrednie. W skład obliczeń wchodzi: tempo metabolizmu, izolacyjność cieplna odzieży oraz parametry mikroklimatu. Wskaźnik średniej przewidywanej oceny grupy osób wyrażany jest w siedmiostopniowej skali odczuć cieplnych (tabela 1), gdzie wartość -3 określa odczucie termiczne jako zimno a +3, co oznacza gorąco. Za neutralne doznania termiczne odpowiada wskaźnik PMV równy 0.

Tabela 1. Skala odczuć termicznych wskaźnika PMV (PN-EN ISO 7730:2006).

Wartość oceny	Odczucie
+3	Gorąco
+2	Ciepło
+1	Lekko ciepło
0	Neutralnie
-1	Lekko chłodno
-2	Chłodno
-3	Zimno

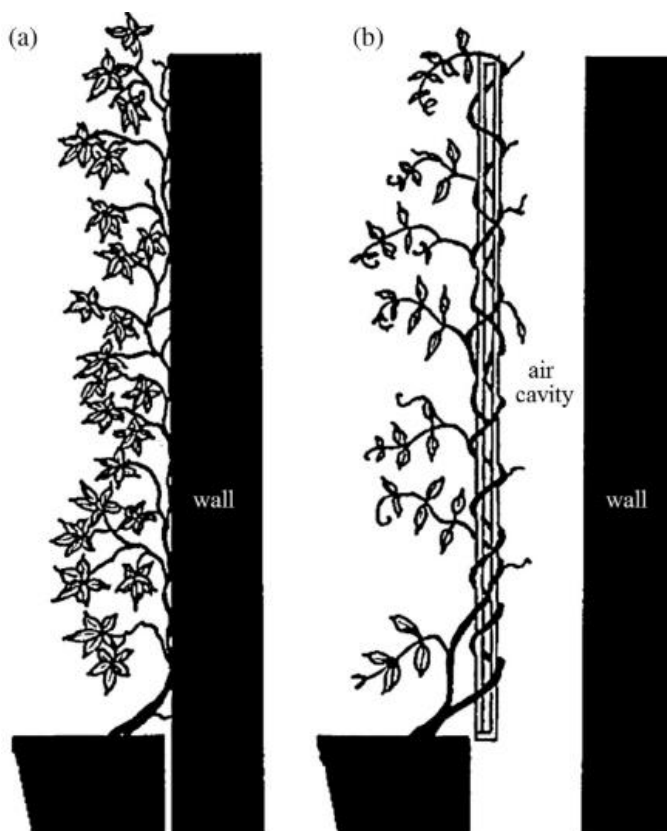
Przewidywany udział osób niezadowolonych (PPD) określa się na podstawie równania zawartego w normie (PN-EN ISO 7730:2006), bądź pośrednio na podstawie wykresu także zamieszczonego w powyższym dokumencie. Wskaźnik PPD bezpośrednio wynika ze wskaźnika średniej oceny dużej grupy osób.

Roślinność na przegrodach

Zielone ściany zyskują swoją popularność ze względu na szereg pozytywnych aspektów ich zastosowania. Rośliny mogą redukować ilość ciepła docierającego do budynku latem oraz zmniejszać energochłonność budynku w okresie zimnym. Obniżenie temperatury następuje na kilka sposobów (TALEGHANI 2018). Jeden z nich polega na ewapotranspiracji, wskutek której wilgoć odparowuje do atmosfery. Obniżanie temperatury odbywa się także poprzez pochłanianie i odbijanie promieniowania słonecznego. Liście mają zazwyczaj wyższe albedo niż materiały budowlane, tj. charakteryzują się wyższym wskaźnikiem odbicia promieniowania słonecznego. Zostało to także przedstawione w analizach (BABORSKA-NAROŻNY i in. 2016), gdzie przedstawiono, m.in. wpływ zewnętrznych czynników termicznych na odczuwanie komfortu cieplnego w mieszkaniach. Ponadto, badania wykazują (CUCE 2017; BESIR i CUCE 2018), że zastosowanie zielonych ścian może mieć wpływ na transport ciepła. W zależności od rodzaju wykonanej zielonej ściany, może mieć miejsce obniżenie temperatury powierzchni ściany nawet o 5°C w okresie letnim.

W kontekście wilgotności, zastosowanie zielonych ścian ma swoje wady i zalety (PÉREZ i in. 2014). Istotne jednak jest, by przegroda budowlana została odpowiednio przygotowana pod aplikację roślinności oraz dobrana stosownie

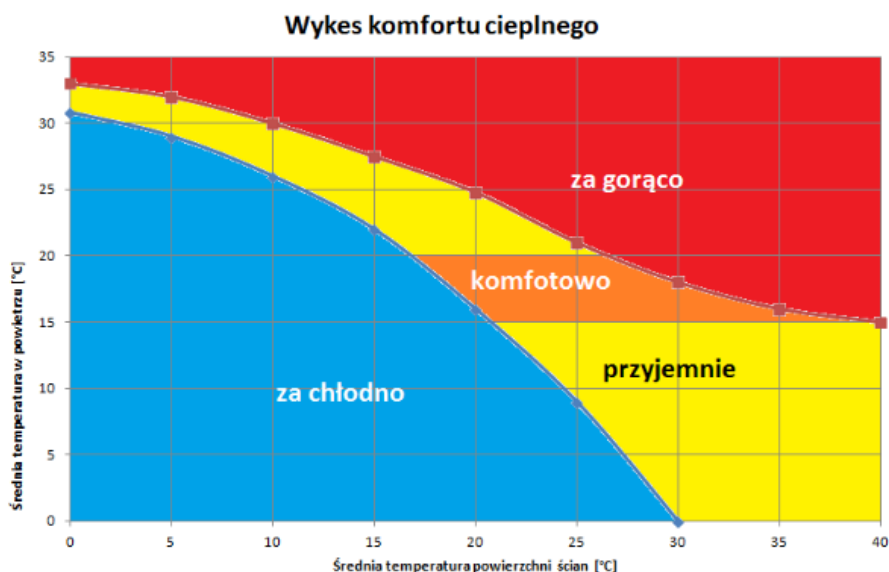
do jej konstrukcji. Zielona ściana jest elementem, który ogranicza negatywny wpływ wody deszczowej na elewację. Zastosowana roślinność chroni ściany przed zasiekającymi i kwaśnymi deszczami oraz utrzymuje wilgotność na relatywnie stałym poziomie, co pozytywnie wpływa na utrzymanie stałych warunków wilgotnościowych w pomieszczeniach (JANIAK 2019). Najbardziej skuteczne rozwiązania dotyczące zawilgacania ściany są oparte na roślinności znajdującej się w pewnej odległości od przegrody (ryc. 1b) (CUCE 2017). Przestrzeń między ścianą zewnętrzną a zieloną ścianą, pozwala na cyrkulację powietrza, a tym samym wspomaga jej osuszanie. Warto jednak podkreślić, że grubość warstwy powietrznej powinna być określana indywidualnie pod względem konstrukcji zielonej ściany, rodzaju zastosowanej roślinności, materiałów, czy uwarunkowań klimatycznych danego miejsca (JANIAK 2019).



Ryc. 1. Systemy zielonej fasady, a) bezpośrednia, b) pośrednia (CUCE 2017).

Temperatura powierzchni ściany w kontekście komfortu termicznego

Wpływ na odczucie komfortu mają m.in. parametry środowiskowe, głównie temperatura powietrza oraz promieniowania przegród. Wartość temperatury promieniowania dla przegród otaczających określana jest m.in. na podstawie temperatury powierzchni ścian. Na rycinie 2 przedstawiono zależność temperatury odczuwalnej od średniej temperatury powietrza i powierzchni przegród otaczających.



Ryc. 2. Zależność temperatury odczuwalnej od średniej temperatury powietrza i temperatury powierzchni przegród otaczających [wykres KÖENIGA (BIERNACKA 2016)].

Na jego podstawie pracy BIERNACKIEJ (2016) wnioskować można, iż nawet przy stałej średniej temperaturze powietrza, na skutek zmiany temperatury powierzchni przegród, z odczucia chłodu stan może zmienić się na uczucie gorąca. Na podstawie tego można stwierdzić, że istnieją czynniki wpływające na odczucie dyskomfortu cieplnego, które nazywamy dyskomfortem lokalnym i są szerzej opisane w (PN-EN ISO 7730:2006).

Zielone ściany a parametry komfortu

Jak wspomniano we wcześniejszych akapitach, zielone ściany mogą pełnić funkcję izolacyjną dla obiektu. Latem przynoszą ulgę podczas wysokich temperatur zewnętrznych, a zimą pozwalają na obniżenie energochłonności budynku.

W przypadku okresu letniego zielone ściany przyczyniają się do zmniejszenia ilości energii wykorzystanej na chłodzenie, a zimą na ogrzewanie. Ponadto w zależności od wymiarów ściany pokrytej roślinnością

mogą w różnym stopniu obniżać temperaturę powierzchni przegród, dzięki temu obniża się także temperatura promieniowania, która ma wpływ na odczucia komfortu cieplnego.

W artykule KIMA i in. (2016) zamodelowano i opisano wpływ na komfort termiczny 27 projektów, w tym 15 typów zielonych dachów, 6 rodzajów systemów ogrodów wertykalnych oraz 6 projektów łączących różne rodzaje roślinności, która porasta dachy i ściany. Tabela 2 zestawia wszystkie warianty.

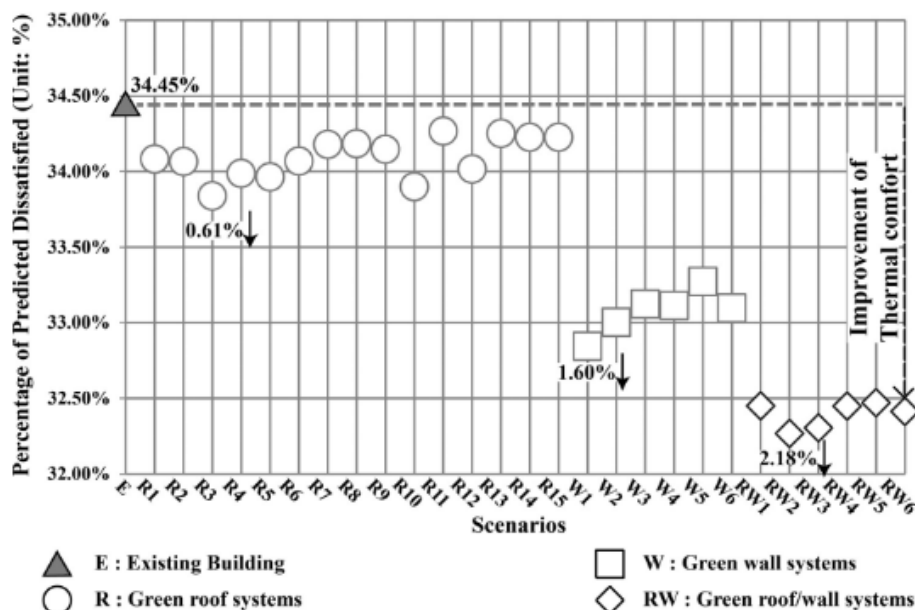
Tabela 2. Standardowe systemy zielonych dachów i ścian (KIM i in. 2016).

Miejsce instalacji	Typ gleby	Rodzaj roślinności	Nazwa scenariusza
Dach	Sztuczna gleba*	Sukulenty	R1
		Trawa	R2
		Niski krzew	R3
		Krzewy	R4
		Drzewa	R5
	Użyźniona gleba	Sukulenty	R6
		Trawa	R7
		Niski krzew	R8
		Krzewy	R9
		Drzewa	R10
	Naturalna gleba	Sukulenty	R11
		Trawa	R12
		Niski krzew	R13
		Krzewy	R14
		Drzewa	R15
Ściana	Sztuczna gleba	Sukulenty	W1
		Trawa	W2
	Użyźniona gleba	Sukulenty	W3
		Trawa	W4
	Naturalna gleba	Sukulenty	W5
		Trawa	W6
Dach/Ściana	Sztuczna gleba	Sukulenty	RW1
		Trawa	RW2
	Użyźniona gleba	Sukulenty	RW3
		Trawa	RW4
	Naturalna gleba	Sukulenty	RW5
		Trawa	RW6

* w jej skład wchodzi m.in. torf, gleba ziarnista, osady ściekowe, szlam (KIM 1997).

Rycina 3 przedstawia analizę wpływu roślinności umieszczonej na ścianach i dachach na komfort cieplny określany za pośrednictwem odsetka osób niezadowolonych. Z wykresu można odczytać, iż wskaźnik PPD spada w każdym z zastosowanych scenariuszy dotyczących zastosowania zielonych ścian. Najbardziej efektywnym rozwiązaniem okazało się zastosowanie

równocześnie zielonych ścian i dachów, gdzie wskaźnik PPD spadł o ponad 2%. Natomiast w przypadku implementacji samych zielonych ścian, w jednym z przypadków, wskaźnik PPD zmalał o 1,6%.



Ryc. 3. Roczna analiza komfortu cieplnego pomiędzy budynkiem istniejącym, a optymalnymi scenariuszami projektowymi (KIM i in. 2016).

Zalety stosowania zieleni na terenach miejskich

Zieleń na ścianach ma także globalny wpływ na tereny miejskie. Mikroklimat miasta kształtuje się korzystniej przy większym udziale powierzchni roślinności. Procesy zachodzące w roślinności, tj. ewapotranspiracja, odbijanie oraz pochłanianie promieni słonecznych (TALEGHANI 2018), prowadzą do obniżania temperatury na obszarach miejskich a, co za tym idzie, do minimalizacji ryzyka występowania miejskich wysp ciepła (MALYS i in. 2014), które powodują wzrost temperatury w mieście w stosunku do terenów otaczających (DUBICKI i in. 2002). Ponadto roślinność absorbuje wilgoć, więc nie tylko lokalnie, lecz także na większych obszarach, gdzie roślinność na ścianach pokrywa znaczny obszar, spodziewać się można wzrostu zawartości wilgoci w powietrzu. Może to wpływać pozytywnie na poprawę jakości powietrza oraz samopoczucie mieszkańców na terenach o gęstej tkance miejskiej.

Podsumowanie

Komfort cieplny, zgodnie z normą ISO 7730, określany może być za pośrednictwem wskaźników PMV i PPD, czyli średniej oceny określonej liczby osób oraz przewidywanego odsetka osób niezadowolonych. W zależności

od miejsca i rodzaju implementowanej zieleni, ich wpływ na komfort cieplny użytkowników budynków będzie odmienny. Roślinność na przegrodach może wpływać na mieszkańców zarówno w budynku, który pokryty jest zielenią, jak i w jego otoczeniu.

Roślinność może wpłynąć na obniżenie temperatury powierzchni ścian, a co za tym idzie, również na temperaturę promieniowania przegród. Jednakże należy podkreślić fakt, że komfort cieplny może być zależny od zawilgocenia ścian. Tematyka ta nie została rozwinięta w tym opracowaniu i podlega dalszym analizom.

Piśmiennictwo

Prace opublikowane

- BABORSKA-NAROZNY M., STEVENSON F., CHATTERTON P. 2016. Temperature in housing: stratification and contextual factors. *Engineering Sustainability*, **169**: 125-137.
- BESIR AB., CUCE E. 2018. Green roofs and facades: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **82**: 915-939.
- BIERNACKA B. 2016. Komfort cieplny a system ogrzewania - Przegląd aktualnych badań. *Rynek Instalacyjny*, **6**: 1-9.
- CUCE E. 2017. Thermal regulation impact of green walls: An experimental and numerical investigation. *Applied Energy*, **194**: 247-254.
- DUBICKI A., DUBICKA M., SZYMANOWSKI M. 2002. *Klimat Wrocławia. Środowisko Wrocławia - Informator 2002*, 9-25.
- FANGER PO. 1974. *Komfort cieplny*. Arkady. Budownictwo, Sztuka, Architektura, Warszawa: 230 ss
- JANIAK J. 2019. Zieleń na elewacjach - problem czy korzyść dla budynku? *ACTA Scientiarum Polonorum - Architectura Budownictwo*, **18**(1): 119-132.
- KIM J., HONG T., JEONG J., KOO C., JEONG K. 2016. An optimization model for selecting the optimal green systems by considering the thermal comfort and energy consumption. *Applied Energy*, **169**: 682-695.
- KIM YK. 1997. United States Patent Number 5, 607, 494.
- MALYS L., MUSY M., INARD C. 2014. A hydrothermal model to assess the impact of green walls on urban microclimate and building energy consumption. *Building and Environment*, **73**: 187-197.
- NIEKRAWIEC D. 2007. Znaczenie komfortu cieplnego oraz jego badania w salach audytoryjnych na przykładzie sali koncertowej Filharmonii Opolskiej. *Przegląd Elektrotechniczny*, **83**(2): 122-126.

- PÉREZ G., COMA J., MARTORELL I., CABEZA LF. 2014. Vertical Greenery Systems (VGS) for energy saving in buildings: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **39**: 139-165.
- PN-EN ISO 7730:2006. Ergonomia środowiska termicznego. Analityczne wyznaczanie i interpretacja komfortu termicznego z zastosowaniem obliczania wskaźników PMV i PPD oraz kryteriów miejscowego komfortu termicznego.
- TALEGHANI M. 2018. Outdoor thermal comfort by different heat mitigation strategies - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **81**: 2011-2018.

II. PODZIĘKOWANIA

Serdecznie dziękujemy za pomoc w realizacji niniejszej monografii - Panu prof. dr. hab. Jackowi GORCZYCY, Pani dr hab. Iwonie HILDEBRANDT-RADKE prof. UAM za wykonanie recenzji wydawniczych, Pani mgr Teresie TARNAWSKIEJ za weryfikację językową przedmowy oraz wszystkim wymienionym w rozdziale III recenzentom poszczególnych artykułów.

III. WYKAZ RECENZENTÓW

dr hab. Damian CHMURA, prof. ATH
dr Katarzyna WYTYCZAK

CZAJA J., WILCZEK Z. Charakterystyka flory ekotonów wykształcających się na pograniczu dróg i lasów.

prof. dr. hab. Bronisław WOJTUŃ
dr hab. Tomasz SZYMURA, prof. UW

KASPRZAK H., BORKOWSKI F., GREFICZ D., NAPIERACZ P. Powierzchnie żerowisk dzików *Sus scrofa* w leśnych rezerwatach przyrody „Nad Groblą” i „Wąwóz Lipa”.

prof. dr hab. Krystyna KROMER
dr Eugeniusz PANEK

MOTYL D., JASIURA A. Przyczynek do poznania śluzowców wybranych obszarów Nadleśnictwa Krotoszyn.

prof. dr hab. Krystyna KROMER
dr Krzysztof KOLENDA

WILCZYŃSKA WP. Ochrona czynna siedlisk suchych wrzosowisk w obrębie obszarów Natura 2000.

dr hab. Agnieszka KLINK
mgr Mateusz MESERSZMIT

KOLASIŃSKA A., SZYMURA TH. Czy powierzchniowe formy ochrony przyrody chronią zbiorowiska trawiaste? Studium przypadku dla województwa dolnośląskiego.

dr hab. Dorota KIEWRA, prof. UW
dr hab. Jadwiga PIETKIEWICZ

LUDWIG B., LUDWIG M. Borelioza: wektory, czynnik etiologiczny, wpływ klimatu na rozprzestrzenianie.

dr hab. Beata DUDZIEC, prof. UAM
dr Bogna SZTORCH

KUBIS Z. Glifosat i jego preparaty - wpływ na środowisko oraz organizmy żywe.

dr hab. Jacek GURWIN, prof. UWr
dr Łukasz STACHNIK

ŚLÓSARCZYK K. Obecność substancji powierzchniowo czynnych w wodach podziemnych jako skutek nieuregulowanej gospodarki wodno-ściekowej w obszarach wiejskich.

prof. dr hab. Aleksandra SAMECKA-CYMERMAN
dr Artur PĘDZIWIATR

BORKOWSKI F., KOLASIŃSKA A., KASPRZAK H. Zawartości pierwiastków metalicznych w glebach wrocławskich parków miejskich.

prof. dr hab. Tadeusz MARCINKOWSKI
dr inż. Weronika URBAŃSKA

JANDA A. Odpady cmentarne jako strumień odpadów komunalnych.

dr hab. inż. arch. Magdalena BABORSKA-NAROŻNY
dr inż. Natalia FIDORÓW-KAPRAWY

MAŁYSZKO M., LASKA M. Wpływ zielonych ścian na parametry komfortu cieplnego.

IV. SKOROWIDZ SYSTEMATYCZNYCH NAZW ŁACIŃSKICH

- abies*, *Picea* 12, 14, 23, 26, 34, 45
Acer platanoides 14, 23, 26, 27
acetosella, *Oxalis* 13
Aegopodium podagraria 13, 23, 24, 26
afzelii, *Borrelia* 82
Agrostis capillaris 57
Alnus glutinosa 12, 14, 23, 26, 27
alnus, *Frangula* 12
andersonii, *Borrelia* 82
Arcyria cinerea 47
Arcyria incarnata 46, 47
Arcyria marginoundulata 47, 52, 53, 54
Arcyria obvelata 46, 47
Arcyria pomiformis 47
Arcyriaceae 47
Arrhenatherum elatius 13, 14, 23, 24, 26
Athyrium filix-femina 12
aucuparia, *Sorbus* 12
austriaca, *Coronella* 56
avellana, *Carex* 23
avellana, *Corylus* 12, 13, 14, 26
avium, *Padus* 12, 13, 14, 23, 26

Barbastella barbastellus 56
barbastellus, *Barbastella* 56

Betula pendula 12, 14, 23, 26, 27, 57
Betula pubescens 12, 14, 23, 26, 27
betulus, *Carpinus* 12, 34
bifolium, *Maianthemum* 23, 26
bissettii, *Borrelia* 82
Bombina bombina 56
bombina, *Bombina* 56
Borrelia afzelii 82
Borrelia 81, 83, 84, 85, 86, 88, 90
Borrelia andersonii 82
Borrelia bissettii 82
Borrelia burgdorferi 81, 82, 83, 86, 87, 88, 89, 90
Borrelia garinii 82
Borrelia hermsii 82
Borrelia japonica 82
Borrelia lusitaniae 82
Borrelia tanukii 82
Borrelia turdi 82
Borrelia valaisiana 82
brizoides, *Carex* 12, 13, 23, 26
burgdorferi, *Borrelia* 81, 82, 83, 86, 87, 88, 89, 90

caerulea, *Molinia* 13, 14, 23, 24, 26, 57, 61
caeruleae-Pinetum, *Molinio* 12
caesius, *Rubus* 14, 23, 26

caespitosa, *Deschampsia* 13, 14, 23,
 24, 26
Calamagrostio villosae-Pinetum 12
Calamagrostis epigejos 13, 14, 24,
 61
Calamagrostis villosa 23, 26
calamita, *Epidalea* 56
Calluna vulgaris 13, 14, 23, 24, 26,
 55, 56, 68
cancellata, *Cribraria* 48
candida var., *Fuligo septica* 50
Canis lupus 56
capillaris, *Agrostis* 57
Capreolus capreolus 31, 87
capreolus, *Capreolus* 31, 87
Carex avellana 23
Carex brizoides 12, 13, 23, 26
Carpinus betulus 12, 34
carthusiana, *Dryopteris* 13
Ceratiomyxa fruticulosa var.
fruticulosa 48
Ceratiomyxa porioides 48
Ceratiomyxaceae 48
Cervus elaphus 31
chrysops, *Philaeus* 56, 69
cinerea, *Arcyria* 47
Comatricha nigra 48, 53
Coronella austriaca 56
Corylus avellana 12, 13, 14, 26
Cribraria cancellata 48
Cribraria rufa 48
Cribraria vulgaris 49
Cribrariaceae 48, 49
Cytisus scoparius 57
decidua, *Larix* 12, 27
Deschampsia caespitosa 13, 14, 23,
 24, 26
Deschampsia flexuosa 15, 23, 26
Dictydiaethalium plumbeum 49
Didymiaceae 49
Didymium melanospermum 49, 52
dilatata, *Dryopteris* 13
dioica, *Urtica* 13, 23, 24, 26
domestica, *Prunus* 14, 23, 26
Dryopteris carthusiana 13
Dryopteris dilatata 13
Dryopteris filix-mas 13
elaphus, *Cervus* 31
elatus, *Arrhenatherum* 13, 14, 23,
 24, 26
Enerthenema papillatum 49
Enteridiaceae 49
Epidalea calamita 56
epidendrum, *Lycogala* 50
epigejos, *Calamagrostis* 13, 14, 24,
 61
Equisetum sylvaticum 23, 26
Eresus kollari 56
Ericaceae 25, 28
Euonymus europaeus 14, 23, 26

europaeus, *Euonymus* 14, 23, 26

Fagus sylvatica 12, 14, 23, 26, 27,
45

favoginea, *Trichia* 44, 51, 52, 53

Festuca ovina 57

felix-femina, *Athyrium* 12

felix-mas, *Dryopteris* 13

flexuosa, *Deschampsia* 15, 23, 26

Fragaria vesca 13, 14, 24

Frangula alnus 12

Fraxino-Alnetum 12

fruticulosa var. *fruticulosa*,
Ceratiomyxa 48

fruticulosa var., *Ceratiomyxa*
fruticulose 48

Fuligo septica var. *candida* 50

Fuligo septica var. *septica* 50

fusca, *Stemonitis* 50

Galeobdolon luteum 23, 26

Galium odoratum 13

garinii, *Borrelia* 82

glabra, *Ulmus* 14, 23, 26

Glechoma hederacea 13, 14, 23, 24,
26

glutinosa, *Alnus* 12, 14, 23, 26, 27

hederacea, *Glechoma* 13, 14, 23,
24, 26

hermsii, *Borrelia* 82

heterophthalmus, *Oxyopes* 57, 69

Hieracium pilosella 57

idaeus, *Rubus* 13, 14

Impatiens parviflora 13, 24, 26

incarnata, *Arcyria* 46, 47

Ixodes 81, 83

Ixodes pacificus 83, 85, 89

Ixodes persulcatus 83, 85, 90

Ixodes ricinus 83, 85, 87, 88, 89, 90

Ixodes scapularis 83, 85, 89, 90

japonica, *Borrelia* 82

kollari, *Eresus* 56

Larix decidua 12, 27

Liceales 48, 49, 50

lupus, *Canis* 56

lusitaniae, *Borrelia* 82

luteum, *Galeobdolon* 23, 26

Luzula pilosa 23, 26

Luzulo pilosae-Fagetum 12

Lycogala epidendrum 50

lycoperdon, *Reticularia* 50

Lyrurus tetrix 56

Lysimachia vulgaris 13, 24

Maianthemum bifolium 23, 26

marginoundulata, *Arcyria* 47, 52,
53, 54

media, *Stellaria* 13, 23, 24, 26
melanospermum, *Didymium* 49, 52
menziesii, *Pseudotsuga* 34
Molinia caerulea 13, 14, 23, 24, 26, 57, 61
Molinio-Arrhenatheretea 28
Molinio caeruleae-Pinetum 12
multiflorum, *Polygonatum* 13
myrtillus, *Vaccinium* 14, 23, 25, 26
Mycetozoa 43
Myxomycetes 47, 48, 49, 50, 51, 54
Myxomycota 43

Nardus stricta 61
nigra, *Comatricha* 48, 53
nigra, *Sambucus* 12, 13, 14, 23, 24, 26
nutans, *Pohlia* 57

obvelata, *Arcyria* 46, 47
odoratum, *Galium* 13
ovina, *Festuca* 57
Oxalis acetosella 13
Oxyopes heterophthalmus 57, 69

pacificus, *Ixodes* 83, 85, 89
Padus avium 12, 13, 14, 23, 26
Padus serotina 13, 14, 24, 26
papillatum, *Enerthenema* 49
parviflora, *Impatiens* 13, 24, 26

pendula, *Betula* 12, 14, 23, 26, 27, 57
persulcatus, *Ixodes* 83, 85, 90
petraea, *Quercus* 14, 23, 26, 27, 45
Philaeus chrysops 56, 69
Physaraceae 50
Physarales 49, 50
Picea abies 12, 14, 23, 26, 34, 45
pilosa, *Luzula* 23, 26
pilosella, *Hieracium* 57
Pinus sylvestris 14, 23, 26, 27, 34, 45, 57
Pinus sylvestris-Carex brizoides 12
platanooides, *Acer* 14, 23, 26, 27
platyphyllos, *Tilia* 12
plicatus, *Rubus* 14, 23, 26
plumbeum, *Dictydiaethalium* 49
podagraria, *Aegopodium* 13, 23, 24, 26
Pohlia nutans 57
Pohlio-Callunetum 55, 57
Polygonatum multiflorum 13
pomiformis, *Arcyria* 47
Populus tremula 12, 14, 23, 26, 27
porioides, *Ceratiomyxa* 48
Protosteliales 48
Protozoa 43
Prunus domestica 14, 23, 26
Prunus serotina 23
Pseudotsuga menziesii 34
pubescens, *Betula* 12, 14, 23, 26, 27

Quercus roboris-Pinetum 12
Quercus petraea 14, 23, 26, 27, 45
Quercus robur 12, 14, 23, 26, 27, 42, 45
Quercus rubra 13, 14, 23, 24, 26
Quercus spp. 34

reichenbachiana, *Viola* 13
Reticularia lycoperdon 50
Reticulariaceae 50
reticulata, *Stemonitopsis* 46, 51, 52, 53
ricinus, *Ixodes* 83, 85, 87, 88, 89, 90
robur, *Quercus* 12, 14, 23, 26, 27, 42, 45
rubra, *Quercus* 13, 14, 23, 24, 26
Rubus caesius 14, 23, 26
Rubus idaeus 13, 14
Rubus plicatus 14, 23, 26
Rubus spp. 12, 13, 14, 23, 26
rufa, *Cribraria* 48

Sambucus nigra 12, 13, 14, 23, 24, 26
scapularis, *Ixodes* 83, 85, 89, 90
scoparius, *Cytisus* 57
scrofa, *Sus* 31, 40, 41, 155
septica var. *candida*, *Fuligo* 50
septica var. *septica*, *Fuligo* 50
septica var., *Fuligo septica* 50
serotina, *Padus* 13, 14, 24, 26

serotina, *Prunus* 23
Sorbus aucuparia 12
Spirochaetales 82
Stellaria media 13, 23, 24, 26
Stemonitales 48, 49, 50, 51
Stemonitidaceae 48, 49, 50, 51
Stemonitis fusca 50
Stemonitopsis reticulata 46, 51, 52, 53
stricta, *Nardus* 61
Sus scrofa 31, 40, 41, 155
sylvatica, *Fagus* 12, 14, 23, 26, 27, 45
sylvaticum, *Equisetum* 23, 26
sylvestris, *Pinus* 14, 23, 26, 27, 34, 45, 57

tanukii, *Borrelia* 82
tetrix, *Lyrurus* 56
Tilia platyphyllos 12
Tilio-Carpinetum 12
tremula, *Populus* 12, 14, 23, 26, 27
Trichia favoginea 44, 51, 52, 53
Trichiaceae 51
Trichiales 47, 51
Tubiferaceae 50
turdi, *Borrelia* 82

Ulmus glabra 14, 23, 26
Uloborus walckenaerius 57, 69
Urtica dioica 13, 23, 24, 26

Vaccinium myrtillus 14, 23, 25, 26
Vaccinium vitis-idaea 14, 23, 25, 26
valaisiana, *Borrelia* 82
vesca, *Fragaria* 13, 14, 24
villosa, *Calamagrostis* 23, 26
villosae-Pinetum, *Calamagrostis* 12
Viola reichenbachiana 13

vitis-idaea, *Vaccinium* 14, 23, 25, 26
vulgaris, *Calluna* 13, 14, 23, 24, 26,
55, 56, 68
vulgaris, *Cribraria* 49
vulgaris, *Lysimachia* 13, 24
walckenaerius, *Uloborus* 57, 69